



ANALYSE ET MODÉLISATION DE LA GESTION DU GRAND GIBIER : CAS DE LA RÉGION AQUITAINE

Hanitra Rakotoarison

► **To cite this version:**

Hanitra Rakotoarison. ANALYSE ET MODÉLISATION DE LA GESTION DU GRAND GIBIER : CAS DE LA RÉGION AQUITAINE. Economies et finances. Université Montesquieu - Bordeaux IV, 2009. Français. <tel-00433426>

HAL Id: tel-00433426

<https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00433426>

Submitted on 19 Nov 2009

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE MONTESQUIEU – BORDEAUX IV

ECOLE DOCTORALE de SCIENCES ECONOMIQUES, GESTION ET DEMOGRAPHIE (E.D. 42)

DOCTORAT ès SCIENCES ECONOMIQUES

Hanitra RAKOTOARISON

**ANALYSE ET MODELISATION DE LA GESTION DU
GRAND GIBIER :
CAS DE LA REGION AQUITAINE**

Thèse dirigée par M. **Patrick POINT**, Directeur de Recherche CNRS

Soutenue le 21 septembre 2009

Jury :

M. Philippe BALLON,
Chercheur, Cemagref de Nogent-Sur-Vernisson.

M. Philippe LE GOFFE,
Professeur, Agrocampus de Rennes, **rapporteur**.

M. Jean-Jacques MALFAIT,
Maître de Conférences, Université Montesquieu - Bordeaux IV.

M. Jean-Christophe PEREAU,
Professeur, Université Montesquieu - Bordeaux IV.

M. Emmanuel PETIT,
Professeur, Université Montesquieu - Bordeaux IV.

M. Patrick POINT,
Directeur de Recherche CNRS, Université Montesquieu - Bordeaux IV, **directeur de thèse**.

M. Dominique VOLLET,
Chercheur HDR, Cemagref de Clermont - Ferrand, **rapporteur**.

RESUME

Cette thèse s'inscrit dans le contexte de l'évaluation économique des ressources naturelles renouvelables dans le cas du grand gibier (sanglier, chevreuil et cerf). Sa surpopulation pose actuellement la question de l'efficacité de la chasse. A l'aide des modèles bioéconomiques, notre objectif est d'analyser l'utilité sociale du grand gibier. Cette dernière est composée de quatre éléments : (i) les bénéfices de consommation liés à la chasse, (ii) les bénéfices de non consommation liés à l'observation de la faune sauvage ou un usage futur, (iii) les coûts privés pour les chasseurs et (iv) les externalités négatives provenant des dommages agricoles, forestiers et des accidents routiers.

Toutes ces valeurs économiques dépendent de façon complexe de la dynamique temporelle et spatiale de la population de grand gibier. Chacune d'elles fait appel à des théories économiques et à des méthodes empiriques spécifiques. Les bénéfices non marchands du grand gibier sont évalués à partir d'un transfert de bénéfices à l'échelle internationale. La concentration spatiale des dommages agricoles est étudiée avec l'économétrie spatiale. Les dommages forestiers liés aux cervidés sont évalués avec des modèles basés sur la dynamique des systèmes.

En calibrant le modèle sur les contextes de la région Aquitaine, nous avons pu trouver les équilibres du système. Ce travail souligne néanmoins la limite de la modélisation en présence de fortes incertitudes. L'ensemble des recherches peut servir de base de discussions entre les parties prenantes dans la recherche d'une politique de gestion durable de la chasse.

Analysing and modelling big game management: The case of the Aquitaine region

RESUME en anglais

This thesis's background is the context of the economic valuation of renewable natural resources with the big game case (wild boar, roe deer and red deer). Its overpopulation asks the question of the efficiency of hunting management. With bioeconomic models, our goal is to analyze the social utility of big game. This one is made up of four elements: (i) consumptive benefits for hunting activity, (ii) non-consumptive benefits for wildlife viewing or future uses, (iii) private costs of big game management and (iv) negative externalities from agriculture, forestry damage and vehicles collisions.

All these economic values are linked in a complex way with the temporal and spatial big game dynamics. Economic theory and specific empirical methods were used for each type of values. Non-market benefits of big game are measured with a benefit-transfer in an international context. Spatial clusters of crop damaged zones were analyzed with spatial econometrics. System dynamics models were used to explain forestry damage.

By applying models with the Aquitaine region contexts, we found the equilibriums of the system. This work shows modelling limits with high uncertainties. However, all the research produced here can be used as a discussion basis for implementing a sustainable management of hunting policy.

MOTS-CLES

Modèle bioéconomique, ressources naturelles, grand gibier, chasse, bénéfices économiques, dommages.

KEY-WORDS

Bioeconomic model, renewable resources, big game, hunting, economic benefits, damage.

LABORATOIRE DE RATTACHEMENT

GREThA, UMR CNRS 5113, Université Montesquieu - Bordeaux IV, Avenue Léon Duguit, 33 608 Pessac cedex, France.

REMERCIEMENTS

Ce travail n'aurait pas pu voir le jour sans l'aide de mon directeur de thèse, Monsieur Patrick POINT. Ses recommandations et ses remarques, toujours pertinentes, ont orienté la thèse et m'ont permis d'avancer dans le bon sens. Qu'il trouve ici toute ma reconnaissance.

Je suis très reconnaissante envers Monsieur Philippe LE GOFFE, Professeur à l'Agrocampus de Rennes, Monsieur Dominique VOLLET, Chercheur au Cemagref de Clermont-Ferrand, Messieurs Jean-Christophe PEREAU et Emmanuel PETIT, Professeurs à l'Université Montesquieu - Bordeaux IV d'avoir accepté d'être membres du jury de cette thèse.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Monsieur Jean-Jacques MALFAIT, Maître de Conférences de l'Université Montesquieu - Bordeaux IV de m'avoir guidée et d'avoir accepté avec une grande gentillesse de résoudre avec moi les points difficiles de cette thèse. Je le remercie également pour sa grande disponibilité et son dévouement envers moi et tous les doctorants du GREThA dans le département environnement.

Je suis reconnaissante à toute l'équipe du Cemagref de Nogent-Sur-Vernisson, relation forêt et cervidés, notamment Messieurs Philippe BALLON et Michel DENIS qui, sans aucune obligation, ont accepté de m'éclairer sur les dégâts forestiers du grand gibier, m'ont consacré du temps et m'ont intégrée au Groupe des scientifiques sur le cerf. La présence de Monsieur Philippe BALLON en tant que membre du jury de cette thèse est pour moi un honneur.

Mes remerciements s'adressent également à Monsieur Yannick LUNG, Directeur du GREThA, pour m'avoir accueillie au sein de ce laboratoire durant cinq années. Je tiens à exprimer mes remerciements à Monsieur Marc-Alexandre SENEGAS, Directeur Adjoint du GREThA et à Monsieur Sébastien ROUILLON, Maître de Conférences à l'Université Montesquieu - Bordeaux IV pour leurs conseils avisés. Une pensée également pour Madame Sylvie FERRARI, Maître de Conférences à l'Université Montesquieu - Bordeaux IV pour ses grandes qualités humaines.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à Madame Marie LEBRETON, Maître de Conférences à l'Université Montesquieu - Bordeaux IV et Madame Julie LE GALLO, Professeur à l'Université de Franche-Comté de m'avoir aidée sur les aspects techniques de l'économétrie spatiale, à Madame Mbolatiana RAMBONILAZA, Chercheur au Cemagref de Bordeaux pour avoir répondu à mes nombreuses questions. J'aimerais remercier sincèrement les enseignants à l'Université Montesquieu - Bordeaux IV avec qui j'ai travaillé en tant que chargée de TD : Messieurs Bernard LAYAN, François COMBARNOUS et Bertrand BLANCHETON. Ça a été un grand plaisir de travailler en équipe avec eux.

Je remercie également Madame Sandrine ROBERT et Monsieur Sébastien LAVAUD, pour les aspects matériels de ma recherche mais surtout pour leur amitié.

J'adresse également mes vifs remerciements à la région Aquitaine pour son soutien financier.

Je ne saurais oublier de remercier les Fédérations des Chasseurs et le Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF) de l'Aquitaine d'avoir accepté de coopérer sur un travail de recherche universitaire. Les échanges constructifs que j'ai eus avec ces deux mondes

professionnels m'ont permis de mieux comprendre les enjeux autour du grand gibier. Par ailleurs, ils m'ont fourni des données importantes qui ont servi de matériaux de base à cette thèse. J'espère que les résultats de cette thèse puissent vous servir.

Du côté des chasseurs, je remercie en particulier Monsieur Benoît GUIBERT, Chef du service des dégâts de gibier de la Fédération Nationale des Chasseurs ; Monsieur Jérôme WERNO, Directeur adjoint de la Fédération Départementale des Chasseurs de la Gironde ; Monsieur Stephano HAMO, Responsable des dégâts du grand gibier de la Fédération Départementale des Chasseurs de la Gironde ; Monsieur Philippe GIRARDOT, Directeur de la Fédération Départementale des Chasseurs des Landes et Monsieur Jean-François COURREGES, Technicien du réseau sangliers et des dégâts de la Fédération Départementale des Chasseurs du Lot-et-Garonne.

Du côté des sylviculteurs, je souhaite remercier Monsieur Henri HUSSON, Directeur Adjoint du CRPF Aquitaine, Monsieur Jean-Raymond LIARÇOU, Responsable de l'Expérimentation du CRPF Aquitaine et Monsieur Gérard LARRUE, Responsable du GPF Médoc.

Beaucoup de personnes rencontrées lors des sorties sur terrain pour le comptage d'animaux et de pins maritimes écorcés ainsi que des conférences nationales et internationales m'ont aidées par leurs remarques que je ne pourrais pas tous les citer ici. Je pense ici notamment à Monsieur Guy VAN LAERE, Chercheur à l'ONCFS et à Monsieur Jean Michel GAILLARD, Directeur de Recherche à l'Université de Lyon rencontrés au RNCFS de Chizé ; à Messieurs Raymond FLORAX de l'Université de Twente et James LESAGE de l'Université de Texas rencontrés lors de la première conférence internationale en économétrie spatiale à Cambridge.

Je suis reconnaissante à l'ISTOM de m'avoir recrutée en tant qu'enseignant-chercheur, avant même que je ne soutienne, d'avoir eu confiance en moi et de m'avoir laissée le temps de soutenir cette thèse. Je le remercie également pour sa participation dans l'impression de la thèse. J'ai été très touchée par les encouragements de tous mes collègues durant la dernière phase de la rédaction.

Merci aux doctorants du GREThA : Monique, Gabrielle, Laïsa, Carmen, Juliette, Jean-Yves, Jean-Christophe, Brice, Racine ainsi que les anciens : Anne, Bénédicte et Guillaume. Merci pour votre aide, vos encouragements, vos relectures méticuleuses et pour tous les bons moments qu'on a passés ensemble. Je remercie aussi tous mes amis avec qui j'ai pu partager mes joies et mes peines à Bordeaux : Mialy, Betina, Rindra, Rojo, Onintiana et Tsiry.

Je remercie de tout cœur toute ma famille à Madagascar et en France qui, malgré la distance, a toujours pensé à moi. Une tendre pensée à mes parents qui m'ont toujours poussée à aller plus loin dans mes études depuis mon plus jeune âge. Sans votre aide et votre soutien moral, je n'aurais sans doute jamais pu arriver en thèse. Je voudrais adresser un remerciement particulier à ma tante Evelyne pour ses relectures.

Je suis reconnaissante envers Thierry qui est toujours à mes côtés pour me rassurer, me soutenir et m'encourager. Merci de m'avoir donné envie de terminer cette thèse. Sans toi, je n'y serais pas arrivée. Et enfin à mon petit Grégory, qui est venu au monde durant cette thèse. Je sais que ça n'a pas toujours été facile pour vous deux mais malgré le temps que j'ai dû consacrer à cette thèse, soyez assurés de mon amour.

R E G I O N



AQUITAINE

EN AQUITAINE & EN AVANCE



Cette thèse a reçu un
financement de recherche de
la Région Aquitaine et de
l'Université Montesquieu-
Bordeaux IV.
Elle a été réalisée au sein du
laboratoire de recherche
GREThA, UMR CNRS 5113.

SOMMAIRE

| | |
|---|------------|
| INTRODUCTION GENERALE..... | 9 |
| PREMIERE PARTIE : EVALUATION ECONOMIQUE DES BENEFICES DU GRAND GIBIER..... | 27 |
| 1. Analyse microéconomique de la demande au grand gibier et les méthodes de transfert de bénéfices..... | 29 |
| 2. Méta-analyse sur les valeurs économiques de la chasse et de l'observation du grand gibier..... | 56 |
| 3. Transfert du méta-modèle sur la chasse au cas de la région Aquitaine..... | 81 |
| DEUXIEME PARTIE : EVALUATION ECONOMIQUE DES DOMMAGES CAUSES PAR LE GRAND GIBIER | 101 |
| 1. Analyse microéconomique du producteur agricole et forestier en présence d'externalités négatives..... | 103 |
| 2. Revue des fonctions de dommage dans la littérature | 113 |
| 3. Extensions des modèles vus dans la littérature | 117 |
| SOUS-PARTIE 1 : MODELISATION DES DOMMAGES AGRICOLES PAR L'ECONOMETRIE SPATIALE | 121 |
| 1. Utilisation des concepts de l'économie géographique sur les dommages agricoles | 123 |
| 2. Analyse spatiale des dommages agricoles sur la région Aquitaine..... | 127 |
| 3. Modèles économétriques spatiaux | 149 |
| SOUS-PARTIE 2: MODELISATION DES DOMMAGES FORESTIERS PAR LA DYNAMIQUE DES SYSTEMES | 173 |
| 1. Synthèse des résultats scientifiques sur les dégâts forestiers | 177 |
| 2. Perception des dommages forestiers par les sylviculteurs | 188 |
| 3. Construction de modèles dynamiques de simulation des dommages forestiers..... | 198 |
| TROISIEME PARTIE : INSERTION DES BENEFICES ET DES COUTS DU GRAND GIBIER DANS DES MODELES BIOECONOMIQUES..... | 261 |
| 1. Modèle bioéconomique dynamique agrégé..... | 263 |
| 2. Modèle bioéconomique dynamique spatialisé | 295 |
| CONCLUSION GENERALE | 323 |
| ANNEXES | 337 |
| SIGLES ET ABREVIATIONS | 377 |
| LISTE DES TABLEAUX, FIGURES, CARTES, ENCADRES ET ANNEXES | 379 |
| TABLE DES MATIERES | 387 |

INTRODUCTION GENERALE

La croissance de la population humaine et de ses activités est l'une des causes des conflits entre la faune sauvage et l'homme, appelés en anglais « *Human-wildlife conflicts* » (HWC). Le cas du grand gibier (cerf, chevreuil et sanglier) en France illustre bien ce problème puisque sa présence dans le milieu rural est une source de conflits entre les secteurs de la chasse, de l'agriculture, de la sylviculture et de l'environnement.

Les conflits d'usage autour du grand gibier

Quatre groupes d'acteurs économiques sont concernés par la présence du grand gibier dans l'écosystème. Il s'agit : 1) des chasseurs qui utilisent la ressource pour un usage immédiat mais qui peuvent également vouloir la préserver pour un usage futur ; 2) les agriculteurs dont la production est endommagée chaque année par le grand gibier ; 3) les forestiers dont la production future risque de perdre sa valeur par la présence du grand gibier et enfin 4) une partie de la société dont les promeneurs, les naturalistes qui veulent maintenir le grand gibier et sont contre la chasse. Ces quatre groupes ont tous un poids fort sur le territoire français et s'opposent du point de vue social, idéologique et surtout économique.

Quelques signes socio-économiques montrent cependant qu'il faut faire le bilan de la situation car les groupes d'acteurs s'aperçoivent que les problèmes liés au grand gibier sont récurrents et tendent même à s'amplifier dans le temps et dans l'espace. La pratique de la chasse en France régresse depuis 1975, à un rythme très régulier de 2 à 3 % par an (Scherrer, 2002). Les raisons de cette régression de la chasse peuvent être classées en trois catégories selon Pinet (1987). Premièrement, les modes de vie en milieu rural ont changé expliquant le non renouvellement de la population de chasseurs et donc son vieillissement. L'âge moyen des chasseurs était de 45 ans en 1970, 50 ans en 1984 et 55 ans en 2006. Deuxièmement, le coût économique de l'activité peut décourager les chasseurs ayant un revenu moyen ou faible. Les dépenses annuelles du chasseur ont augmenté de près de 26 % en 20 ans de 1986 à 2006. Après avoir connu une stabilité relative entre 1986 et 1992 (+ 6,42 %), l'évolution a été plus rapide de 1992 à 2006 (+ 18,37 %) (FNC, 2007). Troisièmement, l'évolution réglementaire de l'exercice de l'activité peut expliquer l'abandon de la pratique de cette dernière. La loi chasse de 2000 modifie le droit d'accès au territoire de chasse car elle permet aux personnes philosophiquement opposées à la chasse, à ne pas apporter le droit de chasse sur leurs propriétés à l'Association de Chasse Communale Agrée (ACCA).

Afin de comprendre et d'apporter des solutions à ces conflits, il est nécessaire d'étudier le lien entre chaque secteur et la faune sauvage, en particulier le grand gibier.

Le grand gibier, une ressource cynégétique

Lors de l'ouverture du Colloque de la SFER sur la chasse¹ à Clermont-Ferrand le 25 et 26 mars 2009, Patrice Blanchet, sous-Directeur du Ministère de l'Ecologie, a demandé la définition du mot « chasse » : « *Est-ce qu'on parle du secteur, des acteurs, d'un bien immatériel, d'une convivialité, d'une valeur économique, d'une filière, du gibier ou de la culture ?* ». En fait, la chasse peut avoir plusieurs significations.

En France, la chasse est un *secteur* qui regroupe 1 360 988 chasseurs en 2006, faisant d'elle le premier pays ayant le plus de chasseurs en Europe. Sa part dans la population totale en âge de chasser est cependant faible, 2,18 % en 2009. Ils sont eux-mêmes rassemblés dans 80 000 sociétés de chasse, soit une moyenne de 840 par département ou plus de 2 par commune. La chasse constitue par cela un important *réseau social* avec un maillage très fin. Il existe ensuite 95 fédérations départementales des chasseurs (FDC) en France, rassemblées dans 22 fédérations régionales (FRC), 1 fédération nationale (FNC) et enfin 1 fédération européenne (FACE). L'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS), sous la tutelle du Ministère de l'Environnement est un organe central du secteur de la chasse puisqu'il est chargé du suivi et du contrôle de la faune sauvage. Il appuie également les décideurs politiques dans les aspects techniques de la chasse. En France, la chasse emploie 23 000 personnes dont 1 300 permanents et 250 000 bénévoles² Pinet (1987).

C'est également une *filière* ayant pour but de prélever le gibier dans la nature. Elle rassemble ainsi différents types d'*acteurs* de l'amont à l'aval. On y trouve les armuriers, les éleveurs de chiens de chasse, les fabricants de vêtements spéciaux, les artisans des produits dérivés, les éditeurs de revues et livres spécialisés et même la chaîne télévisée « Chasse et Pêche ». Les secteurs de service tels que le transport, l'hôtellerie, la restauration et l'assurance peuvent également être inclus dans la filière chasse puisque les chasseurs les alimentent (Pinet, 1987). Les activités économiques induites par la chasse représentent près de 5 % des emplois du secteur tertiaire (Vollet et Brethière, 2009). A travers ces chiffres importants, on se pose la question suivante : Qu'est-ce qui réunit ces différents groupes d'acteurs?

¹ Colloque SFER : Chasse, territoires et développement durable : outils d'analyse, enjeux et perspectives. ENITA de Clermont Ferrand. ENITA Clermont Ferrand, le 25 et 26 mars 2009.

² www.fnc.fr

Avant tout, c'est le *gibier* puisqu'on recense 91 espèces chassables en France. Le petit gibier tel que la perdrix ou le lapin de garenne est la cible la plus importante des chasseurs. Le grand gibier arrive en deuxième position qui comprend notamment le sanglier, le cerf et le chevreuil. Ensuite, ces chasseurs se rassemblent pour passer des moments de *convivialité* lors des repas de chasse qui représentent la destination de la majorité de la venaison.

La chasse est également une activité ancrée dans la *culture* française. La vènerie, ou chasse à courre, est par exemple un mode de chasse ancestral utilisée pour la chasse au cerf, au chevreuil, au sanglier, au renard et au lièvre. La chasse est le deuxième *sport* qui regroupe le plus de licenciés derrière le football et devant la pêche. Elle devance de très loin le judo, le basket, le handball et la voile (FNC, 2006).

Charles-Henri de Ponchalon, Président de la Fédération Nationale des Chasseurs écrit en 2008³ : « *Interrogés sur le rôle des chasseurs, les Français leur reconnaissent quatre grandes missions : la lutte contre la prolifération des espèces, le suivi sanitaire de la faune sauvage, la préservation des traditions culturelles et enfin, la convivialité et la vie sociale* ». Il rejoint ici Patrice Blanchet sur les deux dernières missions de la chasse mais montre en plus deux autres missions. Premièrement, la chasse permet de réguler la prolifération du grand gibier en France. En effet, du fait de la rareté des grands carnivores dans les forêts françaises, les chasseurs sont les seuls régulateurs de la population de grand gibier. Deuxièmement, les chasseurs peuvent contribuer à la protection de l'environnement par leur volonté de conserver l'habitat de la faune sauvage. Ils effectuent des aménagements forestiers, créent des réserves de conservation de gibier et préservent indirectement la végétation et les autres espèces même non chassables.

L'exercice de l'activité de chasse induit des coûts pour chaque chasseur en termes de déplacement, d'hôtellerie, de restauration, de paiement des droits cynégétiques, d'accès aux terrains de chasse, d'achat et d'entretien des chiens et des matériels. En 2006, la FNC montre qu'un chasseur dépense chaque année 1 600 euros en moyenne, ce qui dégage un flux financier annuel de 2,3 milliards d'euros pour l'ensemble de la filière chasse. Cette somme d'argent dépensée par l'ensemble des chasseurs est cependant injectée dans l'économie locale, faisant d'eux des acteurs de *développement du territoire* comme le montrent Vollet et Bretière (2009) dans le cadre des modèles keynésiens. Ce rôle leur a été reconnu

³ www.chasseurdefrance.com

juridiquement par la loi relative au Développement des Territoires Ruraux parue au Journal Officiel du 23 février 2005.

Le grand gibier, une ressource à protéger

Un sondage du CSA en mai 2008 montre cependant que « *La chasse divise la France en deux parties quasi égales : ceux qui ont une bonne opinion, ils sont 48%, et ceux qui en ont une mauvaise, 49 %* ». Malgré les rôles positifs de la chasse pour la préservation de l'environnement, la régulation des espèces nuisibles et l'économie locale, la moitié des français sont contre la chasse. Pour quelles raisons ? Une enquête de l'IFEN en 1998 montre cinq catégories de raisons d'opposition à la chasse.

Premièrement, 38 % des opposants à la chasse considèrent que c'est une activité de cruauté gratuite et condamnent ainsi l'acte de tuer les animaux. Il s'agit ici d'un problème moral qui explique qu'un individu tolère ou non la mort des animaux. Deuxièmement, 37 % des opposants considèrent que la chasse ne respecte pas les animaux. Il s'agit ici d'une relation d'attachement à la présence de ces animaux. Troisièmement, 33 % des opposants considèrent que la chasse ne respecte pas l'équilibre naturel et peut représenter un risque de disparition des espèces. Quatrièmement, 31 % des opposants à la chasse évoquent que le personnage des chasseurs revêt l'image de gens violents, barbares et qui ne se soucient pas de la faune sauvage. Enfin, le dernier argument d'opposition, le moins cité, est le risque d'accidents que fait courir la chasse aux chasseurs et aux non-chasseurs. Pourtant, de nombreuses associations qui s'opposent à la chasse l'avancent en premier. Par exemple, la Ligue ROC en tient une comptabilité précise et elle constate qu'aucune saison de chasse ne se passe sans accident. Pour la saison 2004-2005, l'ONCFS a déploré 167 accidents dans lesquels 142 personnes ont été blessées, dont 12 non-chasseurs. Dans 24 cas, ces accidents ont été mortels. En moyenne, depuis 8 ans, la Ligue ROC compte 202 accidents de chasse par an. Ces associations anti-chasses dénoncent également une chasse incompatible avec les autres activités récréatives en milieu naturel telles que les promenades, les pique-niques...

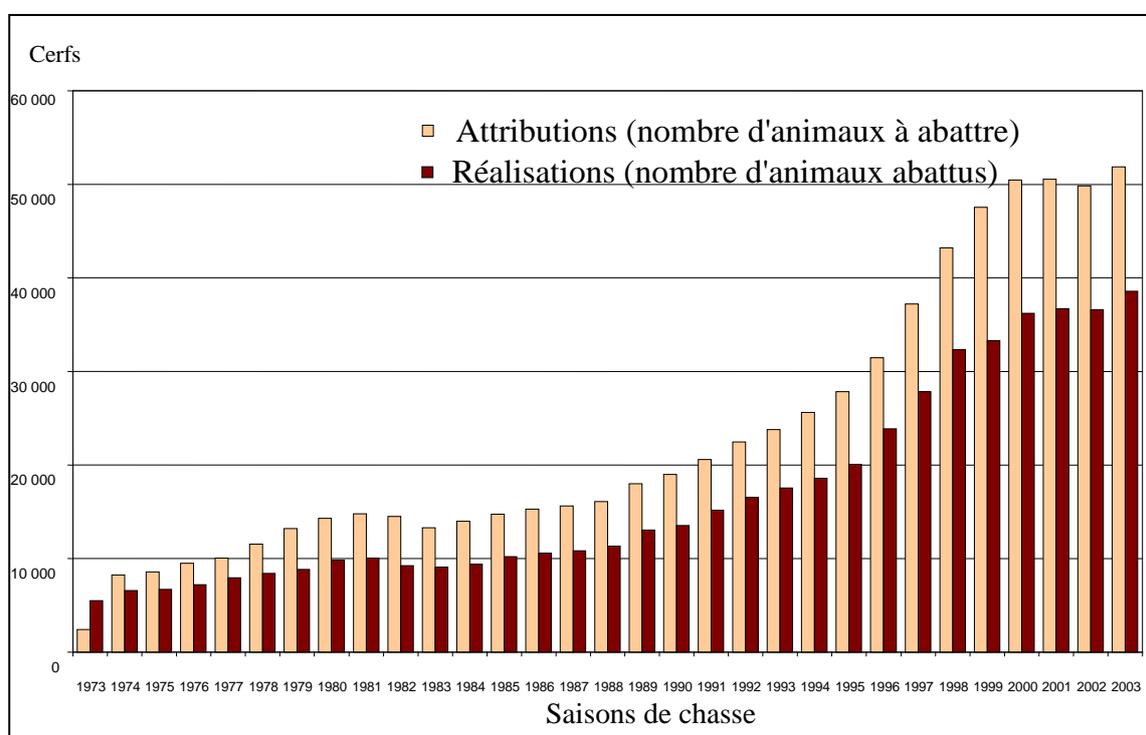
Le grand gibier, une ressource en surabondance

Ces conflits sont d'autant plus accentués actuellement que le grand gibier est en surabondance. En effet, les trois espèces de grand gibier (cerf, chevreuil et sanglier) sont actuellement en surnombre vu la croissance exponentielle des tableaux de chasse et leur évolution spatiale.

Le cerf élaphe (*Cervus Elaphus*)

Une étude publiée en 2004 par le réseau « cervidés-sanglier » de l'ONCFS dresse le constat d'une très nette progression du cerf en France depuis 1985, tant en termes d'effectifs que de surfaces forestières. En 2000, le cerf occupait 5,8 millions d'hectares (39 % du territoire boisé) contre 3,9 millions d'hectares (25 % du territoire boisé) en 1985, soit une hausse de près de 50 %. Selon les estimations des spécialistes, les effectifs nationaux ont triplé en 15 ans, passant d'environ 38 600 têtes en 1985 à 117 800 en 2000⁴. Le nombre de cerfs tués à été multiplié par 7 en 30 ans, passant de 5 510 cerfs tués en 1973 à 38 569 en 2003. Le taux de croissance annuel moyen des prélèvements est de 4,7 % comme l'illustre la figure suivante.

Figure 0.1 : Evolution des tableaux de chasse nationale en cerfs de 1973 à 2003



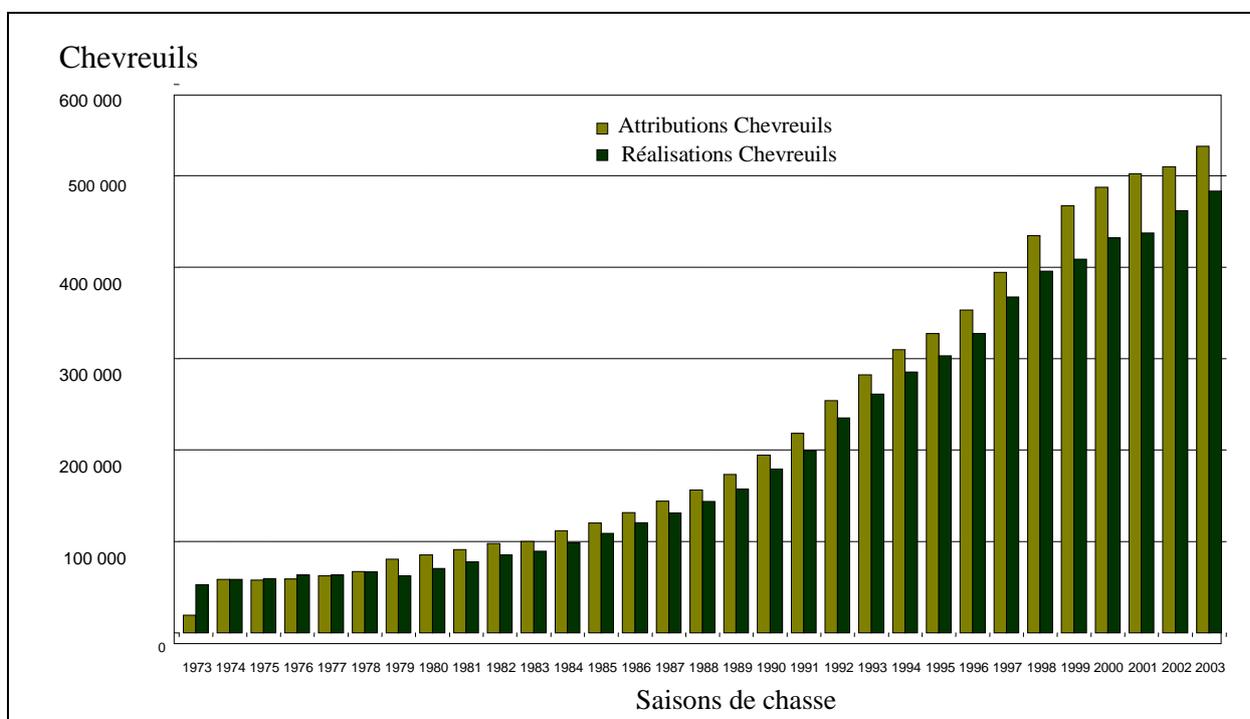
Source : ONCFS -FDC - Réseau de correspondants «cervidés-sanglier».

⁴ <http://www.ifen.fr/donnees-essentielles/nature-et-biodiversite/faune-et-flore/les-cervides.html>

Le chevreuil (*Capreolus Capreolus*)

Sur la même période (1973-2003), le nombre de chevreuils tués a été multiplié par 9 en 30 ans, passant de 52 849 chevreuils tués en 1973 à 483 412 en 2003, ce qui représente 12 fois les effectifs des tableaux de chasse en cerf. Le taux de croissance annuel des prélèvements est donc de 8 %. L'aire de répartition des chevreuils s'est également étendue. Une enquête menée en 1994 a révélé que l'espèce était présente sur l'ensemble du territoire à l'exception de quelques communes en Normandie et au niveau du pourtour méditerranéen (Boisaubert, Mourron, 1997). Désormais, le chevreuil a également migré vers les plaines avec une forte progression dans les Landes de Gascogne, la Sologne, l'Alsace et dans les départements à faible présence comme les Bouches-du-Rhône (Gaudin *et al.*, 1997).

Figure 0.2 : Evolution des tableaux de chasse nationale en chevreuil de 1973 à 2003

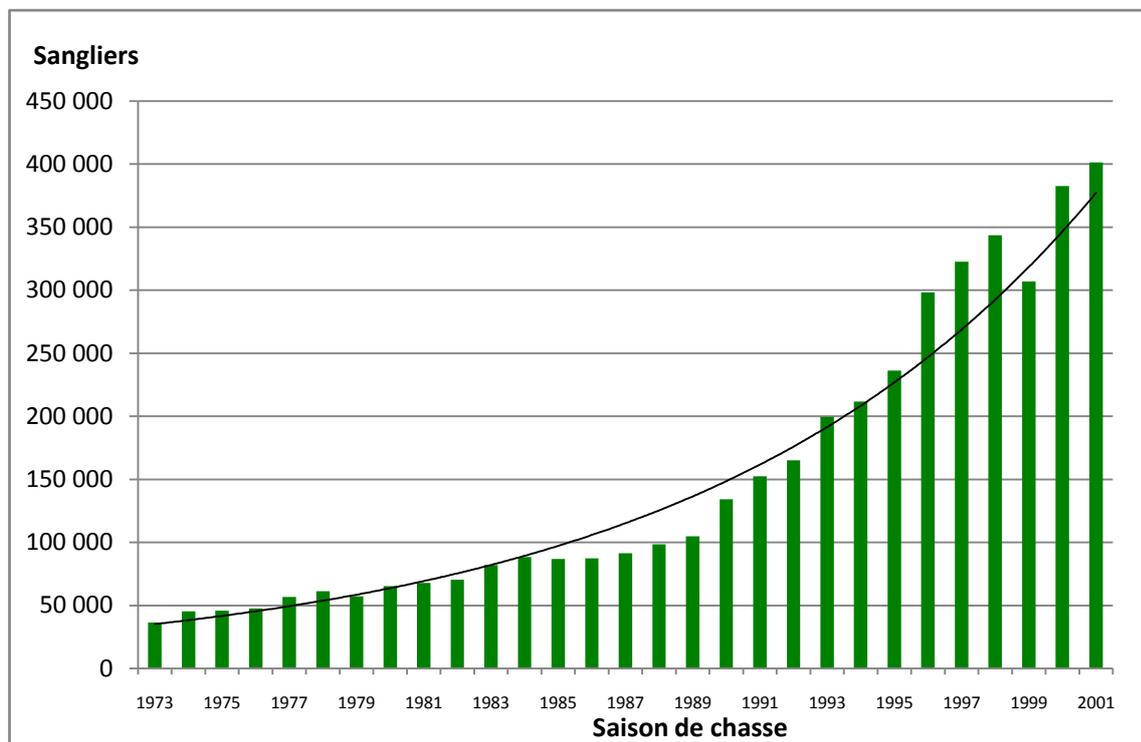


Source : ONCFS -FDC - Réseau de correspondants « cervidés-sanglier ».

Le sanglier (*Sus Scrofa*)

Le tableau de chasse de sanglier a également augmenté, passant de 36 429 en 1973 à 401 338 en 2001, soit 11 fois plus en 28 ans. Le taux de croissance annuel moyen est de 9 %. La figure 0.3 diffère des deux précédentes par l'absence des chiffres sur les attributions de sangliers. En effet, cette espèce n'est pas soumise au plan de chasse. Les tableaux de chasse sont les résultats directs de la demande des chasseurs.

Figure 0.3 : Evolution des tableaux de chasse nationale en sanglier de 1973 à 2001



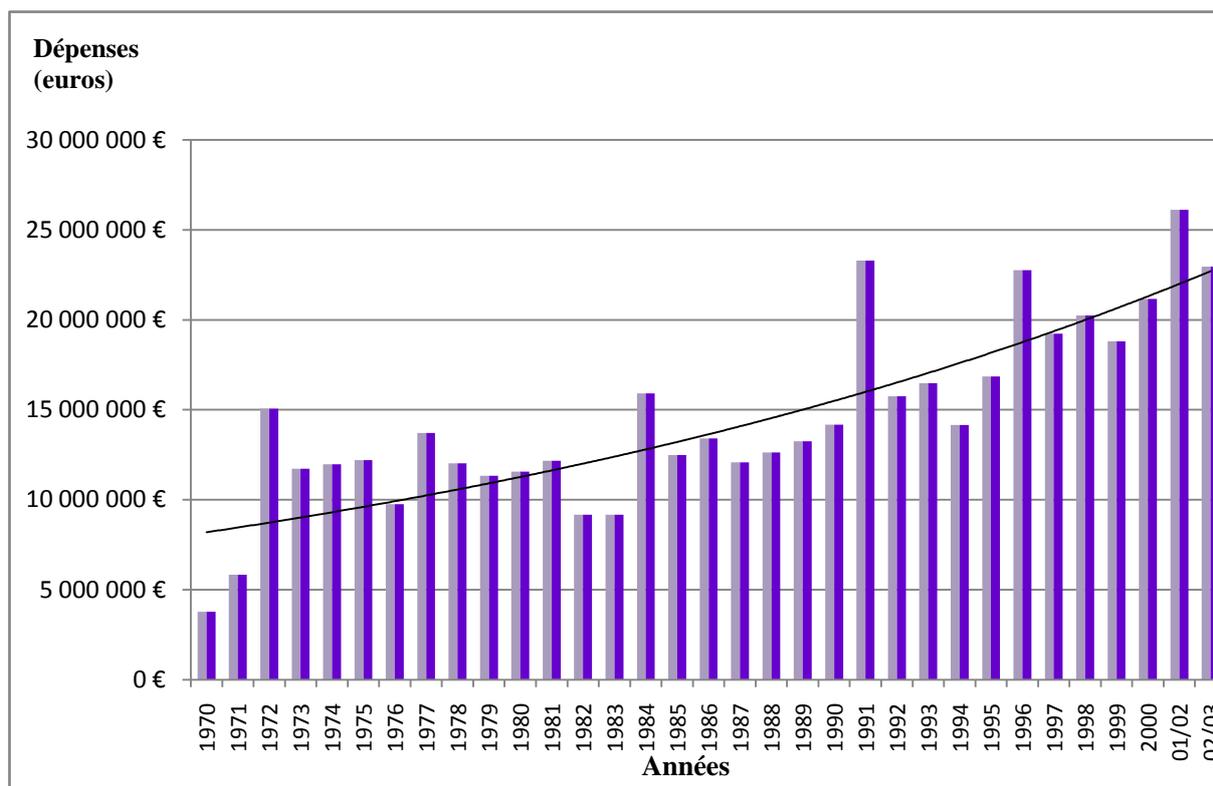
Source : ONCFS -FDC - Réseau de correspondants «cervidés-sanglier».

La seule information qu'on peut déduire des figures 0.1, 0.2 et 0.3 est que l'accroissement naturel des populations a été supérieur aux prélèvements car les densités de prélèvement continuent d'augmenter chaque année. Il peut en résulter un effet positif pour les acteurs économiques bénéficiaires du grand gibier mais également différents types d'externalités négatives par l'apparition de dommages.

Le grand gibier, une ressource engendrant des externalités négatives

Les dommages agricoles sont indemnisés par les chasseurs depuis le début des années 1970. En 2005, ces indemnités représentent 19,5 millions d'euros. Le graphique suivant montre que malgré l'existence de variations temporelles, la tendance générale du montant des indemnités des dégâts agricoles pour le grand gibier est croissante de 1970 à 2006. Ces chiffres n'incluent pas les dépenses administratives liées à l'expertise des surfaces touchées par les dégâts agricoles.

Figure 0.4 : L'évolution des dépenses d'indemnisation en dégâts agricoles en France de 1970 à 2005



Source : FNC, 2006.

Les sylviculteurs sont également préoccupés par la pression qu'exercent les cervidés sur les jeunes plants forestiers. Actuellement, les montants des dommages forestiers ne sont pas encore quantifiables du fait de l'incertitude sur le lien réel avec le grand gibier. Ballon et Hamard (2003) résument le problème de la façon suivante :

*« Depuis la mise en place du plan de chasse et sa généralisation à tous les départements français (1979), le développement des populations de chevreuils (*Capreolus capreolus*) et de cerfs (*Cervus elaphus*) a été considérable sur notre territoire. Cette augmentation des populations suscite, de par l'ampleur des dégâts occasionnés aux peuplements forestiers, de vives polémiques entre chasseurs et sylviculteurs ».*

Le 14 mars 2008, un décret relatif à l'indemnisation des dégâts sylvicoles, au même titre que les dommages agricoles a été publié dans le Journal Officiel (Décret n° 2008-259). Il est prévu d'indemniser les sylviculteurs suivant un barème défini conjointement par les ministres chargés de la chasse et de la forêt. Le barème interministériel et le montant forfaitaire de l'indemnité arrêté par le préfet doivent tenir compte du renouvellement, du coût des mesures de protection et de la perte éventuelle de la valeur d'avenir des peuplements endommagés.

Au-delà du conflit entre chasseurs et sylviculteurs, la question des dommages forestiers a donc maintenant pris une dimension économique.

Tous les ans, on recense environ 23 500 collisions d'automobiles avec de grands gibiers, entraînant des dommages corporels et/ou matériels plus ou moins graves. Six fois plus qu'au milieu des années 1980, révèle l'Office de génie écologique, dans une enquête publiée dans le mensuel "Faune sauvage" en février 2008. Les chevreuils provoquent 69 % des collisions, devant les sangliers (24 %) et les cerfs (7 %), deux espèces très mobiles à l'automne. Les accidents se produisent surtout dans le massif forestier landais, l'Alsace, la Lorraine, la Seine-et-Marne et la Sologne (Saint-Andrieux, 2005).

Un défi intellectuel : l'évaluation économique

Ces différentes valeurs du grand gibier vont être traitées dans cette thèse par la théorie de l'économie de l'environnement. Nous allons commencer par caractériser la ressource naturelle étudiée ici qui est le grand gibier. D'abord, il s'agit d'une ressource naturelle de type renouvelable puisqu'elle est capable de se régénérer suivant une loi de croissance naturelle. L'étude économique du grand gibier est intéressante du point de vue empirique mais également théorique pour quatre raisons principales.

Premièrement, le grand gibier est un bien public ou *res nullius* qui n'appartient à personne et dont l'usage est commun à tous. Ce statut juridique qui est aussi celui des ressources halieutiques ou des forêts publiques, conduit à une surexploitation des ressources en l'absence de droit de propriété clairement défini. En effet, les ressources laissées en libre accès sont utilisées par un grand nombre d'acteurs économiques souhaitant maximiser leur bénéfice à court terme. Ce fût le cas du grand gibier en France après la révolution française : la libéralisation du droit de chasse de cette espèce réservée précédemment à l'aristocratie a provoqué une forte régression du cerf élaphe. Face au risque de disparition de ces espèces, le cerf et le chevreuil ont été soumis au plan de chasse obligatoire (Article 17 de la loi du 29 décembre 1978 – Journal Officiel du 30 décembre 1978) pour limiter les prélèvements. Depuis 30 ans, cette loi n'a pas été modifiée mais le plan de chasse fixe actuellement un minimum et un maximum à prélever. La fixation des plans de chasse au niveau de chaque département est cependant difficile compte tenu de l'inexistence de chiffres réels sur les stocks de gibier.

Deuxièmement, comme effet, le grand gibier crée des externalités positives pour les chasseurs et les promeneurs car le grand gibier alimente deux types d'activité de loisir : la chasse et

l'observation des animaux. Leur valorisation ne peut cependant se faire que partiellement avec les prix de marché (prix des bracelets de chasse, des baux de chasse). Une première analyse des méthodes d'évaluation économique de ces activités est nécessaire. Une approche hors site montre cependant l'existence d'externalités négatives du grand gibier : dommage agricole, dommage forestier et accidents. Il va être également nécessaire de mesurer le lien entre ces dommages et le stock de grand gibier, qui lui-même est inconnu.

Troisièmement, le grand gibier en tant que ressource renouvelable ne peut être abordé que dans le cadre d'une analyse intertemporelle. En effet, les risques de perte de biodiversité comme les surabondances de population sont des problèmes qui nécessitent une analyse à long terme. Le grand gibier nécessite également une analyse de la dynamique spatiale par leur déplacement. On observe actuellement une diffusion du grand gibier dans tout le territoire français dans le temps. De nouvelles zones sont actuellement colonisées par le grand gibier entraînant des dommages agricoles encore plus forts. L'aspect spatio-temporel va être au cœur de notre analyse.

Quatrièmement, le rôle de l'Etat sera analysé car il doit intégrer dans sa politique de gestion de la faune sauvage des valeurs économiques complexes et contradictoires : (i) les bénéfices d'usage liés à la chasse, (ii) les bénéfices de non usage liés à la préservation de la ressource soit pour un usage récréatif soit pour un report de l'usage pour le futur, (iii) les coûts privés pour les chasseurs, (iv) les dommages pour les agriculteurs, les forestiers et les automobilistes victimes des accidents. L'Etat doit jouer son rôle de planificateur et de régulateur et mettre en place une politique cynégétique qui permet d'obtenir un équilibre environnemental et économique.

Méthodologie de la thèse

L'objectif de cette thèse est de contribuer à l'évaluation de l'utilité sociale du grand gibier et de préciser les liens avec la dynamique de la population de grand gibier. Cette thèse propose de préciser le terme « équilibre agro-sylvo-cynégétique » utilisé par le Code de l'environnement (Article L425-4 modifié par la Loi n°2005-157 du 23 février 2005) par une approche économique. Plus précisément, il s'agit de montrer qu'il est possible de déterminer la taille optimale de la population qui permet de maximiser l'utilité agrégée de l'ensemble des agents économiques. Dans cette optique, notre réflexion s'articule autour des questions suivantes :

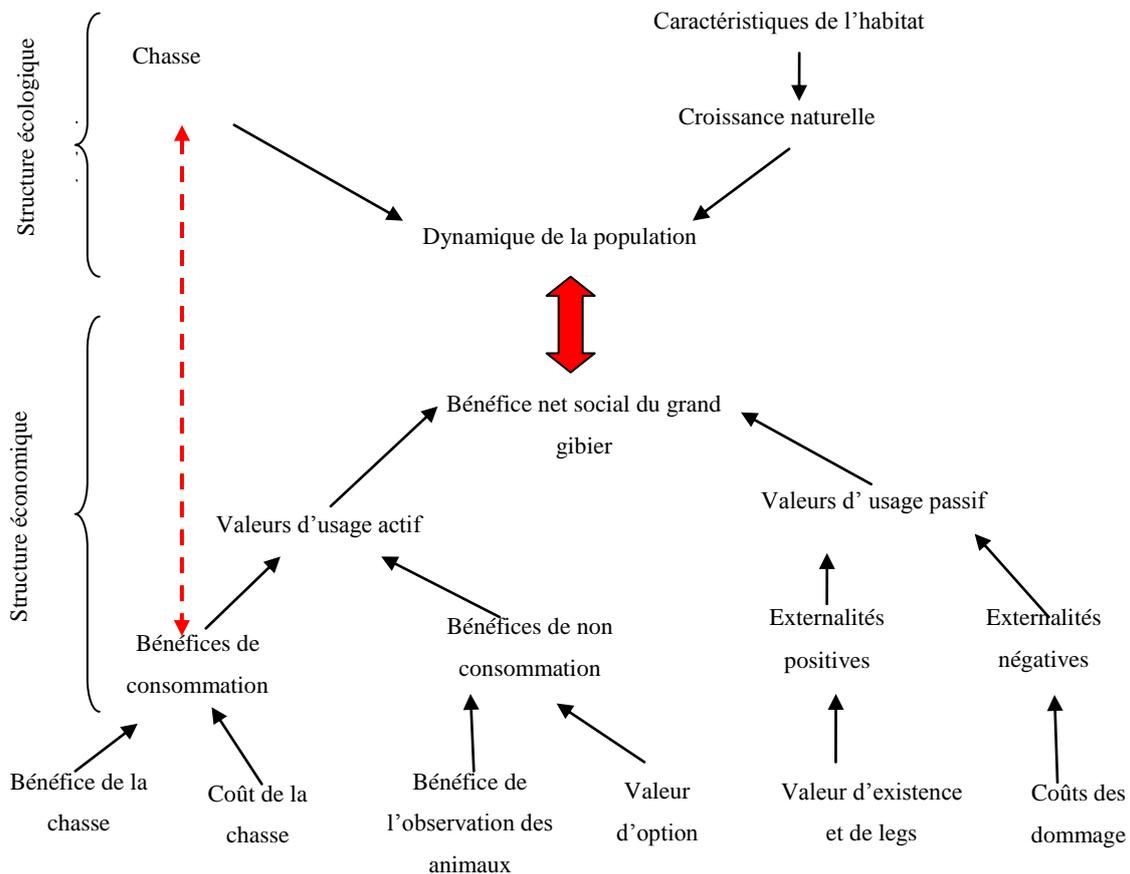
- a) Comment évaluer les bénéfices du grand gibier puisqu'ils n'ont pas de prix sur le marché ?
- b) Comment doit-on prendre en compte les dommages du grand gibier sachant qu'il y a une forte variation spatiale et temporelle ?
- c) Faut-il même maintenir l'existence du grand gibier ou faut-il tout chasser ? Quelle est la taille optimale de la population sachant que celle-ci est par nature dynamique ?
- d) Comment le planificateur peut prendre en compte la demande de tous les acteurs sachant qu'ils ont des objectifs contradictoires ?

Afin de traiter ces questions avec une approche scientifique, nous nous basons sur l'approche de l'Analyse Coûts-Bénéfices (ACB). Bien que relativement peu courante en France, c'est une méthode efficace pour évaluer n'importe quel projet ou politique (Pearce, Atkinson, et Mourato, 2006). Elle a été largement utilisée pour évaluer la mise en place de politique de l'environnement, de la planification des transports ou dans les soins de santé. Le fondement de base de l'ACB est de prendre en compte l'utilité de l'ensemble des acteurs. Une politique de régulation de la chasse sera adoptée si la somme des bénéfices dépasse les coûts. En économie de l'environnement, il s'agit d'un problème classique d'arbitrage entre consommation et préservation de la faune sauvage. L'application de l'analyse économique dans le domaine de la chasse est intellectuellement intéressante car elle se détache de toute influence politique des différents acteurs concernés. Par ailleurs, elle va beaucoup plus loin qu'une analyse financière puisqu'elle intègre les valeurs non marchandes. Elle permet de prendre en compte le bien-être agrégé de la société et donc de choisir la politique qui se rapproche de l'optimalité.

L'ACB nécessite la connaissance des valeurs économiques de chacun des quatre groupes d'acteurs pour décider d'une modification sur le système. La difficulté de l'évaluation monétaire des bénéfices du grand gibier vient du fait qu'ils ne sont pas marchands et nécessitent des méthodes d'évaluation spécifiques. Les dommages sont aussi compliqués à mesurer compte tenu de la présence d'incertitude sur les causes réelles et les effets sur la production. L'ACB ne peut cependant servir d'outil de gestion pour le planificateur que si elle est couplée avec une analyse à long terme du système. La dynamique de la population doit être prise en compte par le planificateur car elle détermine les valeurs économiques notamment les dommages environnementaux. L'ACB est dans cette thèse complétée par l'utilisation des modèles bioéconomiques, qui permettent d'étudier les mécanismes économiques et biologiques autour du grand gibier. Comme Horan et Bulte (2004), Rondeau

(2001) et Skonhofs (2004), le modèle que nous allons utiliser va essayer d'agréger des bénéfices de la chasse, les externalités négatives et positives en tenant compte de la dynamique temporelle et spatiale du grand gibier. La figure suivante résume le lien entre la structure économique et la structure écologique autour de notre problématique.

Figure 0.5 : Lien entre la structure écologique et la structure économique



Cette thèse se veut appliquée afin de répondre à un besoin d'éclaircissement en matière de politique de gestion d'une ressource naturelle qui est le grand gibier. La théorie économique vient à la base de notre raisonnement car elle permet de trouver des clés de compréhension du système, de choisir la méthode d'évaluation appropriée et de proposer des solutions de gestion tendant à l'optimalité de la ressource. Tout au long de cette thèse, les modèles tiennent une grande place mais ils servent surtout à comprendre les différentes relations identifiées dans le système.

Pourquoi modéliser ?

Un modèle est un substitut d'un système réel. Par définition, la modélisation est une opération par laquelle on établit un modèle d'un phénomène, afin d'en proposer une représentation interprétable, reproductible et simulable. Les modèles sont intéressants dans n'importe quel domaine de travail car ils permettent de vérifier les résultats d'une décision sur l'ensemble du système. Le planificateur peut essayer de modifier les paramètres de son modèle avant d'agir réellement sur la politique.

Selon Beaumais et Zagamé (1993), les modèles utilisés dans l'évaluation économique des politiques de l'environnement peuvent être classés en trois catégories :

- Les modèles théoriques qui sont déduits de la synthèse de la littérature ;
- Les modèles empiriques ou les modèles économétriques qui partent de l'exploitation des données réelles pour trouver les relations entre les phénomènes ;
- Les modèles intermédiaires qui calibrent les données réelles sur la base de la théorie.

Les modèles d'équilibre bioéconomiques que nous allons proposer appartiennent à la première catégorie. Les bénéfices du grand gibier et les dommages agricoles seront traités par des modèles statistiques. Les modèles des dommages forestiers que nous allons créer appartiennent à la troisième catégorie.

Les modèles peuvent également être classés suivant qu'ils soient statiques ou dynamiques.

- Les modèles statiques permettent d'exploiter la diversité des observations pour tenter de construire une explication logique des phénomènes.
- Les modèles dynamiques considèrent le temps comme une variable endogène et s'attachent à l'étude de l'évolution des phénomènes.

Les bénéfices du grand gibier et les dommages agricoles seront étudiés avec des modèles statiques alors que les dommages forestiers et les modèles d'équilibre ne peuvent être abordés que dans des cadres dynamiques.

La zone d'étude : la région Aquitaine

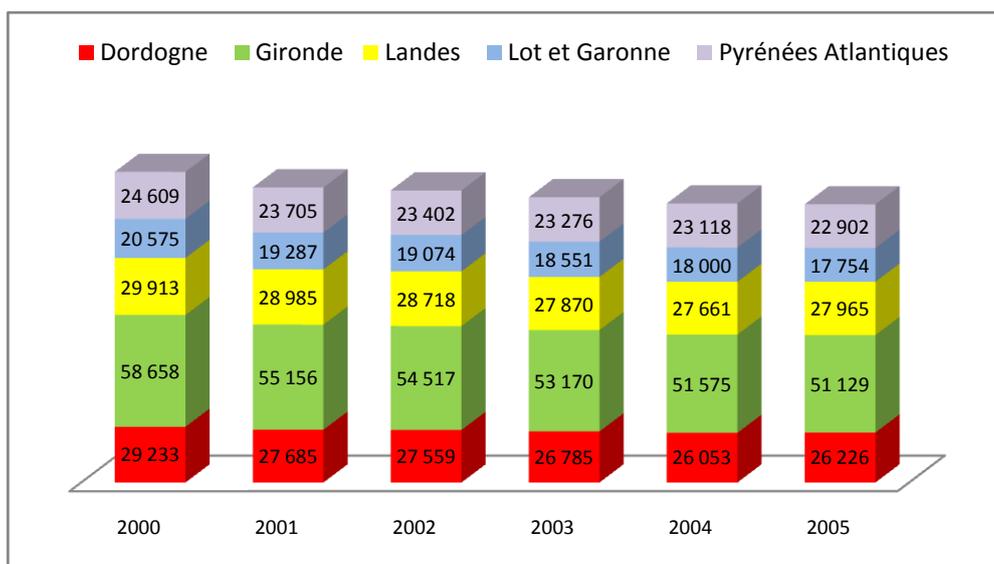
Nous nous sommes penchés sur le cas de la région Aquitaine pour l'aspect empirique de la réflexion sur la gestion du grand gibier. Le cerf, le chevreuil et le sanglier font partie des espèces à réguler et susceptibles d'avoir un impact économique selon l'Orientation Régionale

de la Gestion de la Faune et de ses Habitats (ORGFH) de la région Aquitaine (DIREN, ONCFS, GERE, 2004). Nous présentons ici les grands traits de cette région.

Se trouvant dans la région sud ouest de la France, elle représente 41 308 km² de diversité de milieux répartie sur 5 départements : la Dordogne, la Gironde, les Landes, le Lot-et Garonne et les Pyrénées Atlantiques. Les zones naturelles, dont les forêts et les landes, représentent 52 % du territoire (DIREN, ONCFS, GERE, 2004). Elles incluent notamment le massif des Landes de Gascogne qui est la première zone de production de bois industriel en France avec 837 587 ha de forêts de pin maritime. La région Aquitaine est également composée de 39 % de zones agricoles contenant des vignobles, des cultures maraîchères ou annuelles (maïs, céréales...). La région Aquitaine est encore faiblement peuplée et les zones urbaines sont concentrées autour des grandes villes telles que Bordeaux, Bayonne, Mont de Marsan et les sites balnéaires tels que le Bassin d'Arcachon ou Biarritz. Les zones artificielles ne représentent que 10 % du territoire même si cette dernière catégorie tend actuellement à augmenter du fait des pressions foncières urbaines.

Ceci fait de la région Aquitaine une zone privilégiée pour le développement des populations de cervidés et des sangliers. En effet, les statistiques disponibles sur la chasse montrent le même problème de surpopulation du grand gibier au niveau régional. 3 899 cerfs, 61 415 chevreuils et 18 569 sangliers ont été chassés en 2003 dans la région Aquitaine contre 84 cerfs, 5 303 chevreuils et 1 034 sangliers en 1973. Le nombre de chasseurs dans la région a diminué dans les cinq départements comme le montre la figure suivante.

Figure 0.6 : Evolution de nombre de chasseurs dans la Région Aquitaine de 2000 à 2005



Source : Données fournies par la FNC en 2006.

Le montant des indemnités des dégâts agricoles a oscillé entre 569 106 euros et 1 089 430 euros entre 2002 et 2004. Le maïs y représente entre 62 à 75 % de l'ensemble des coûts de dommage agricole.

Ces différents éléments font de la région Aquitaine une zone d'étude adaptée à la problématique posée par la thèse. En effet, les trois secteurs : chasse, agriculture et forêt y sont très présents permettant d'étudier les relations entre eux.

Plan de la thèse

Nous allons analyser une par une les valeurs économiques du grand gibier pour structurer cette thèse.

Dans la **première partie**, nous nous attachons à l'évaluation des bénéfices liés au grand gibier à travers deux activités récréatives : la chasse par les chasseurs puis l'observation du grand gibier en forêt par les promeneurs. La première section de cette partie pose le cadre théorique de l'évaluation des services non marchands ainsi que celle de la méthode de transfert de bénéfices. Cette méthode est utilisée en raison de l'inexistence de données sur la demande en grand gibier dans la région Aquitaine. La deuxième section construit deux méta-modèles pour ces deux activités à partir des données de l'USDA et d'autres valeurs économiques du grand gibier provenant de la littérature. En troisième section, nous présentons les techniques d'ajustement des bénéfices de la chasse mesurés aux Etats-Unis pour les transférer à la région Aquitaine.

Dans la **seconde partie** de la thèse, nous étudions les dommages provoqués par le grand gibier. Après avoir posé le cadre théorique des externalités négatives de la faune sauvage, cette partie sera subdivisée en deux sous-parties.

La **première sous-partie** traite des dommages à court terme : c'est le cas des dommages agricoles. Une analyse en coupe transversale cherche à établir les causes des dommages agricoles avec des données cynégétiques, agricoles et forestières tout en tenant compte de la distribution géographique et du caractère aléatoire des phénomènes. L'économétrie spatiale est utilisée afin de mesurer l'effet spatial lié aux déplacements des sangliers ainsi que la ressemblance des caractéristiques du milieu naturel. Plusieurs modèles économétriques spatiaux censurés vont être testés afin de choisir celui qui est le plus adapté.

La **deuxième sous partie** traite des dommages à long terme : c'est le cas des dommages forestiers. Contrairement aux dommages agricoles, les données sur les pertes économiques

des dégâts liés aux cervidés sont inexistantes. Nous explorons ainsi deux modèles dynamiques pour simuler l'impact des cervidés à long terme : un sur l'écorçage de pin maritime et un autre sur l'abrutissement.

La **troisième et dernière partie** de la thèse permet de lier les différentes valeurs économiques mesurées dans les autres parties. Elle se base sur des modèles bioéconomiques dans une perspective à long terme. L'objectif est de trouver un équilibre entre les objectifs divergents des acteurs impliquées dans la gestion du grand gibier. Un premier modèle d'équilibre s'attache à l'agrégation des valeurs au niveau global (régional). Puis, celui-ci est ensuite spatialisé au niveau local (commune) afin d'intégrer les phénomènes de migration spatiale des espèces dans la prise de décision concernant la chasse

* *

 *

Bibliographie

- CSA, 2006. Produits du terroir – vague 2 : Le chasseur français-. Sondage de l'institut CSA - 0601059d.
- CSA, 2008. Les Français et la chasse en 2008. Chasseur.com. 14p.
- DIREN, ONCFS, GERE, 2004. Orientations Régionales de Gestion et de conservation de la Faune sauvage et de ses Habitats en Aquitaine : état des lieux – diagnostic. Octobre 2004.
- FNC, 2006. Base de données sur le nombre des chasseurs en Aquitaine.
- FNC, 2007. Les maires et la chasse – Assemblée Générale FNC.
- Horan, R., Bulte, E., 2004. Optimal and open access harvesting of multi-use species in a second-best world. *Environmental and Resource Economics* 28, 251-272.
- IFEN, 1998. Enquête de l'IFEN sur les perceptions de la chasse. Fiche technique 14p.
- IFEN, 2005. <http://www.ifen.fr/donnees-essentielles/nature-et-biodiversite/faune-et-flore/les-cervides.html> (vu le 12 juillet 2009).
- Le Goffe P., Vollet D., 2009. Économie et politique de la chasse: constat, analyse et idées pour l'action. Colloque SFER : Chasse, territoires et développement durable : outils d'analyse, enjeux et perspectives. ENITA de Clermont-Ferrand. ENITA Clermont-Ferrand, le 25 et 26 mars 2009.
- Beumais, O., Zagamé, P., 1993. Bilan de l'apport des modèles à l'évaluation économique des politiques d'environnement. in INSEE/IFEN/Ministère de l'Environnement, Environnement économie, Actes du colloque, Paris, 15 et 16 février 1993, INSEE Méthodes n° 39-40, Paris.
- Pearce D., Atkinson G. et Mourato S., 2006. *Cost Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*, OCDE, Paris.
- Pinet, J.M, 1987. *L'économie de la chasse, France*, Paris, Comité national d'information chasse-nature.
- Rondeau, D., 2001. Along the way back from the brink, *Journal of Environmental Economics and Management* 42, 156-182.
- Scherrer V., 2002. *Réinventer La Chasse pour Le XXI^e Siècle*, Ed. des Journaux Officiels. Avis et rapports du conseil économique et social.
- Skonhoft A., 2004. The cost or benefit of predation. An analysis of the recent wolf re-colonisation in Scandinavia, Cambridge, 18p.
- Vollet D., Brethière G., 2009. La chasse : Quel impact économique sur l'emploi local ? Une première approche à partir de quelques études de cas. Colloque SFER : Chasse, territoires et développement durable : outils d'analyse, enjeux et perspectives. ENITA de Clermont-Ferrand. ENITA Clermont-Ferrand, le 25 et 26 mars 2009.

**PREMIERE PARTIE : EVALUATION
ECONOMIQUE DES BENEFICES DU
GRAND GIBIER**

Introduction

La société humaine peut tirer des bénéfices de la faune sauvage qui se manifestent par des activités ponctuelles telles que la chasse, la prise de photo, la vision d'un reportage ou des activités à long terme telles que la création de parcs de conservation des espèces ou des signatures de traités. La France a signé plusieurs traités liés à la gestion de la faune sauvage. On peut citer par exemple la convention de Berne du 19 septembre 1979 relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en l'Europe. La directive « Habitats » (92/43/CEE) a pour objet d'assurer le maintien de la biodiversité en gardant dans un état de conservation favorable les habitats, la flore et la faune présents sur le territoire européen.

Deux catégories d'activités humaines dépendantes du grand gibier seront analysées dans cette partie. Une activité d'usage qui *consomme* les animaux par la chasse, et une activité d'usage qui *ne consomme pas* les animaux par l'observation des animaux. Il existe une forte opposition entre ces deux catégories. La loi relative au développement des territoires ruraux du 23 février 2005 reconnaît la place de la chasse et le rôle des chasseurs qui participent au développement des activités économiques et écologiques dans les milieux naturels, notamment dans les territoires à caractère rural (FNC, 2008). Les promeneurs et 50 % des Français se positionnent cependant de façon inverse en trouvant dans la chasse une perte de ressources naturelles, une source de souffrance pour les animaux, un risque d'insécurité et un dérangement des autres activités récréatives en forêt (FNC, 2006).

Le seul point commun entre ces deux activités est l'inexistence de prix de marché, même si la participation à la chasse engendre le paiement de cotisation auprès des fédérations de chasseurs. Le problème réside dans la prise en compte de leurs valeurs dans une Analyse Coûts-Bénéfices et plus généralement dans la formulation d'une politique de gestion durable de la ressource. L'objectif de cette partie est de mettre une valeur monétaire sur les activités de chasse et d'observation des animaux.

Elle commencera par un cadrage théorique de la demande de loisir. Puis, une revue de la littérature sur les méthodes de transfert de bénéfices sera réalisée. Enfin, l'application de l'évaluation économique sur la région Aquitaine sera menée en deux phases : d'abord la construction de deux méta-modèles à partir de données américaines ; ensuite le transfert en lui-même qui permettra d'adapter les modèles aux contextes locaux.

1. Analyse microéconomique de la demande au grand gibier et les méthodes de transfert de bénéfices

L'origine de l'évaluation économique des activités récréatives en pleine nature se fonde sur les travaux de Krutilla en 1967. Cet article se base sur la considération du loisir comme une alternative aux activités rémunératrices. La chasse du grand gibier et l'observation des animaux peuvent être considérées comme des loisirs au même titre que les autres (TV, cinéma, sport...).

1.1 L'arbitrage entre consommation et loisir

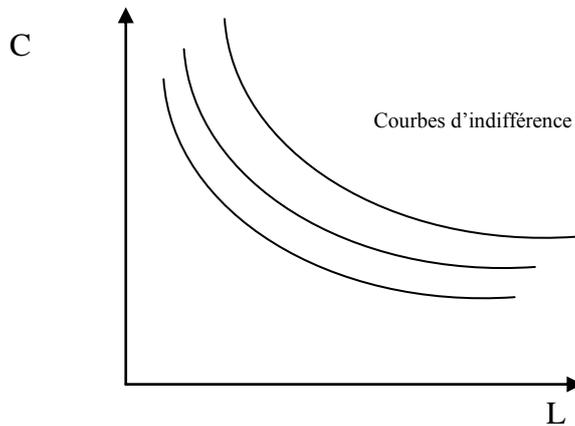
La théorie des consommateurs peut être utilisée pour comprendre la demande en grand gibier car elle fournit un modèle de base d'arbitrage entre consommation et loisir. Les chasseurs et les promeneurs, en tant que consommateurs, vont faire des choix de consommation sur un panier de biens, dont le loisir, pour satisfaire leur besoin. Le consommateur adopte un comportement de maximisation de son utilité sous contrainte budgétaire, laquelle dépend du revenu de l'agent et des biens consommés. L'économie du travail montre l'existence d'une relation entre consommation et loisir (Cahuc et Zylberberg, 1996 ; Defalvard, 2005). Le programme d'un consommateur peut être écrit de la façon suivante :

$$\max U(C, L) \tag{1.1}$$

U représente une fonction d'utilité propre à chaque agent, C et L désignent respectivement la consommation des biens et le temps passé au loisir. En admettant que l'individu dispose d'une dotation totale en temps L_0 , la durée de travail exprimée par exemple en heures est alors donnée par $h = L_0 - L$. Suivant la théorie microéconomique du consommateur, la fonction d'utilité reflète les préférences d'un individu. On suppose que celui-ci désire consommer le maximum de biens et de loisir. La fonction d'utilité est alors croissante en ces deux facteurs $U_L(C, L) > 0$ et $U_C(C, L) > 0$. Ce modèle suppose que le consommateur peut atteindre un même niveau d'utilité avec beaucoup de loisir et peu de consommation comme avec le panier inverse. Il est possible de préciser cette idée en définissant l'ensemble des couples (C, L) pour lesquels l'agent économique atteint le même niveau d'utilité \bar{U} vérifiant $U(C, L) = \bar{U}$. Cette égalité définit implicitement une relation $C(L)$ qui vérifie $U(C(L), L) = \bar{U}$. L'ensemble

de ces couples (C, L) forme les courbes d'indifférence des consommateurs. Graphiquement, les courbes d'indifférences entre consommation et loisir se présentent de la façon suivante :

Figure 1.1 : Courbes d'indifférence entre consommation et loisir



La figure 1.1 montre les propriétés des courbes d'indifférence qui peuvent être expliquées de la manière suivante :

- (i) Chaque courbe d'indifférence correspond à un niveau d'utilité d'autant plus élevé qu'elle est éloignée de l'origine ; le consommateur préfère celle qui est située loin de l'origine.
- (ii) Les courbes d'indifférence ne se coupent pas ;
- (iii) La croissance de la fonction d'utilité par rapport à chacun de ses arguments implique que les courbes d'indifférence soient décroissantes. La pente d'une courbe d'indifférence à un point donné est négative. Il s'agit du taux marginal de substitution entre la consommation et le loisir qui s'écrit de la façon suivante :

$$C'(L) = -\frac{U_L(C, L)}{U_C(C, L)} \quad (1.2)$$

Il représente la quantité de biens à laquelle un consommateur doit renoncer pour acquérir une heure de loisir supplémentaire, sans pour autant changer son niveau de satisfaction.

- (iv) On suppose que l'individu est prêt à sacrifier de moins en moins de consommation contre un accroissement d'une heure de loisir. Ceci signifie que le taux marginal

de substitution entre la consommation et le loisir diminue avec le temps de loisir. Cette hypothèse de convexité des courbes d'indifférence équivaut à la propriété de quasi-concavité de la fonction d'utilité. Elle est vérifiée si et seulement si $C''(L)$ est positif.

$$C''(L) = \frac{U_L \left[2U_{CL} - U_{LL} \left(\frac{U_C}{U_L} \right) - U_{CC} \left(\frac{U_L}{U_C} \right) \right]}{(U_L)^2} \quad (1.3)$$

Le signe de cette expression dépend de ce qu'on trouve entre crochet qui doit être positif.

Ce programme ne peut être réaliste qu'en tenant compte de la contrainte budgétaire. On considère que les revenus d'un individu proviennent de son activité salariale et/ou non salariale (rentes, intérêts financiers, etc.). Si l'on désigne par w le salaire horaire réel, h le temps de travail, les revenus de l'individu s'élèvent à wh . Soit R l'ensemble des revenus provenant d'une activité non salariale, p le prix des produits de consommation et C le niveau de consommation, la contrainte budgétaire s'écrit :

$$pC \leq wh + R \quad (1.4)$$

Cette contrainte budgétaire permet d'introduire une valorisation du loisir en considérant que celui-ci peut entrer en concurrence avec le temps de travail d'un agent économique. Si on maintient les notations de départ sur la dotation initiale de nombre d'heures de l'agent $h = L_0 - L$ et $0 \leq L \leq L_0$, cette contrainte peut aussi s'écrire :

$$pC + wL \leq wL_0 + R = R_0 \quad (1.5)$$

où R_0 est la somme des revenus provenant d'une activité salariale et non salariale. Le temps de loisir est donc limité par le temps de travail et le besoin de consommation de l'individu $C > 0$. De ce programme découle le niveau d'équilibre de loisir qu'il va prendre. En notant μ le multiplicateur de Lagrange associé à ce programme, le Lagrangien noté \mathbf{L} a pour expression :

$$\mathbf{L}(C, L, \mu) = U(C, L) + \mu(R - pC - wL) \quad (1.6)$$

En désignant par U_C et U_L les dérivées partielles de la fonction d'utilité U , les conditions du premier ordre s'écrivent :

$$U_C(C, L) - p\mu = 0 \quad (1.7)$$

$$U_L(C, L) - w\mu = 0 \quad (1.8)$$

En combinant ces deux contraintes, on peut trouver la solution optimale :

$$\frac{U_L(C^*, L^*)}{U_C(C^*, L^*)} = \frac{w}{p} \quad (1.9)$$

$$pC^* + wL^* = R_0 \quad (1.10)$$

L'équation (1.8) postule que le rapport des utilités marginales de consommation et de loisir est égal au rapport entre le salaire et le prix des produits de consommation classiques. Ainsi, la demande de loisir s'écrit :

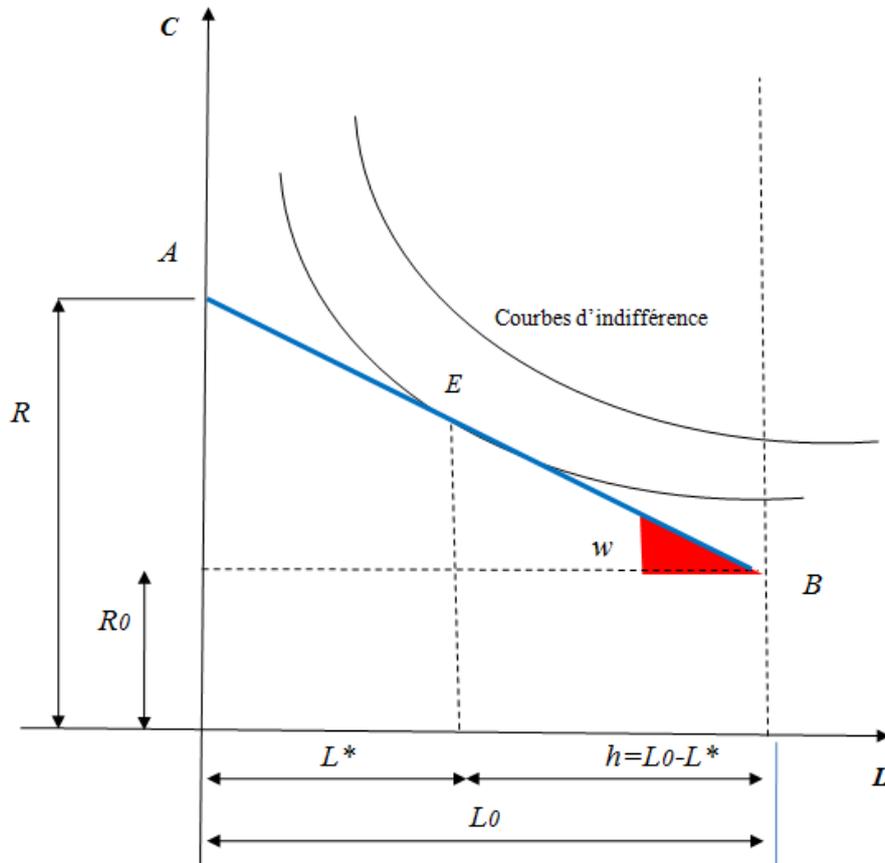
$$L^* = \frac{R_0}{w} - \frac{pC^*}{w} \quad (1.11)$$

et on considère que le prix et la quantité de la consommation sont exogènes au modèle, elle devient :

$$L^* = \Lambda(w, R_0) \quad (1.12)$$

Il s'agit d'une fonction de demande de loisir de type Marshallienne puisque le loisir dépend du revenu R_0 et du salaire horaire w . Ce dernier permet de valoriser le loisir. On dira également que le loisir (la chasse ou l'observation des animaux) est un bien normal si la hausse de revenu augmente la quantité demandée, c'est-à-dire si la dérivée de la fonction $\Lambda(w, R_0)$ par rapport à R_0 est positive. La figure 1.2 fournit une représentation graphique de cette solution :

Figure 1.2 : Représentation graphique de la demande de loisir



Source : Cahuc et Zylberberg, 1996.

Elle montre que la solution optimale qui est représentée par le point E est située au point de tangence de la droite budgétaire AB , de pente w , et la courbe d'indifférence de l'individu pour un niveau d'utilité donné.

1.2 La consommation et la qualité de l'environnement

L'analyse de la demande de biens non marchands fournis par le grand gibier ne peut cependant pas se passer d'une étude de la qualité de l'environnement. Dans ce contexte, cette dernière peut être liée soit au nombre de grand gibier sur le site, soit à l'abondance de la faune et la flore ou encore à la présence d'aménagements spécifiques aux activités récréatives. Loomis (1994) pose que les caractéristiques liées à la qualité d'un site sont mesurables avec un indice q . Ainsi, la fonction d'utilité de chaque agent (chasseur ou promeneur) s'écrit :

$$U = U(C, L, q) \tag{1.13}$$

avec U la fonction d'utilité, C le niveau de consommation de produits non environnementaux et L le niveau de loisir lié à la nature. La maximisation de cette fonction d'utilité sous la

contrainte budgétaire et temporelle de l'agent donne lieu à la création d'une série de courbe de demande pour les biens marchands et non marchands. Pour le consommateur i , la courbe de demande de loisir pour le site j est notée L_{ij} avec :

$$L_{ij} = f(p, w_i, R_i, q_j) \quad (1.14)$$

Où p représente les prix des biens à la consommation, w_i la valeur que l'individu i attache à l'activité de loisir, R son revenu et q_j les indices de la qualité du site j . Compte tenu de la difficulté à mesurer la quantité réelle de L_{ij} , le nombre de sorties vers le site j est la variable *proxy* la plus utilisée. On la notera désormais dans le reste de la thèse par *Trips*. L'approche de Loomis (1994) est intéressante pour la suite puisqu'elle considère la valeur de l'activité et non plus uniquement une valorisation par l'intermédiaire du salaire horaire.

Ceci montre que les loisirs comme la chasse et l'observation des animaux en forêts peuvent donc être considérés comme des biens classiques dans la mesure où le temps consacré à la pratique de ces activités dépend du revenu de l'individu. La valorisation directe du loisir avec le salaire de l'individu est cependant limitée puisque d'autres paramètres peuvent jouer : ses préférences individuelles, les caractéristiques de son ménage, les prix sur le marché des autres biens, etc. De plus, le consommateur peut utiliser son temps disponible, hors travail à d'autres activités de loisir.

1.3 La notion de consentement à payer et de consentement à recevoir

Le problème consiste à trouver la « vraie » valeur du loisir que nous avons noté w_i dans les paragraphes précédents. En effet, la valeur des services récréatifs liés au grand gibier ne peut pas être révélée par un prix de marché puisque la chasse et la promenade en forêt sont des biens non marchands. De plus, la valorisation par le salaire horaire est insuffisante.

Les économistes font généralement appel aux notions de « Consentement A Payer » (CAP) et « Consentement A Recevoir » (CAR). Les travaux publiés ont dans l'ensemble privilégié les CAP. Ce sont des mesures de la valeur des biens qui ne sont pas échangés sur le marché. En effet, la valeur d'un bien n'est pas mesurée uniquement par son prix sur le marché mais également, par la somme monétaire que le consommateur aurait donné pour l'utiliser, avec ou sans changement sur ce bien. Pour bien expliquer cette notion, nous allons définir le surplus du consommateur, qui est la base de la valorisation économique des services non marchands.

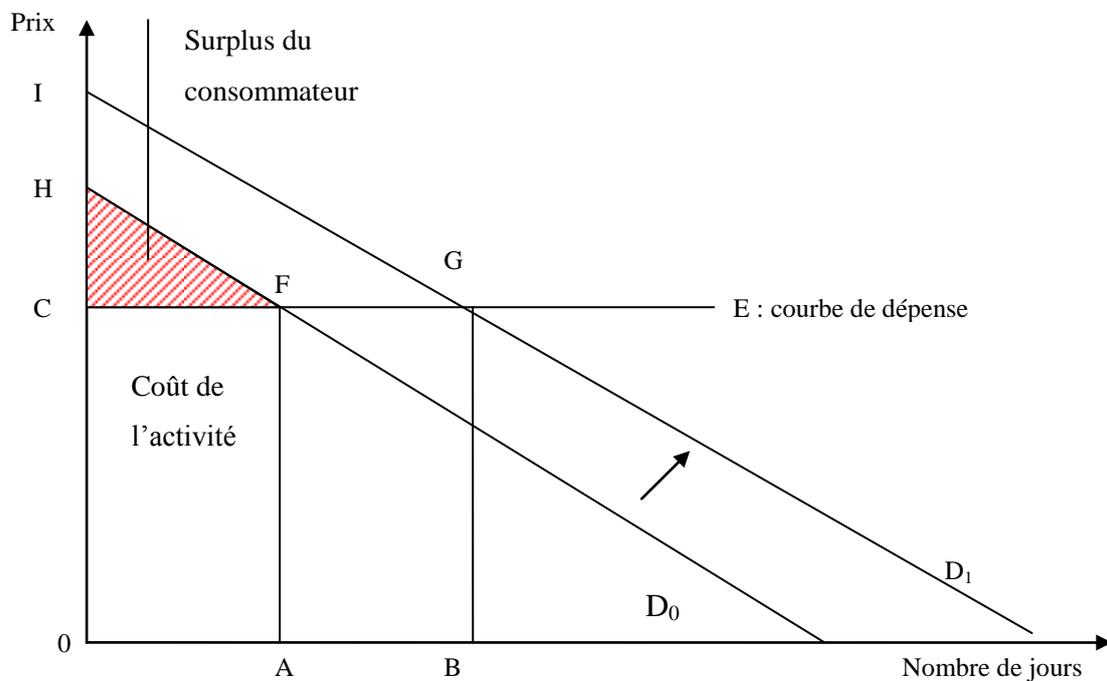
Le raisonnement étant le même pour les chasseurs et les promeneurs, les termes correspondants à ces derniers seront ajoutés entre parenthèse.

1.3.1 Le surplus du consommateur

L'augmentation ou la diminution de la taille de la population de faune sauvage est supposée affecter l'utilité ou le bien-être des individus. On cherche à établir une relation entre le prix et la quantité demandée par les chasseurs (promeneurs), celle-ci est considérée comme proportionnelle au nombre de sorties. A l'aide d'une courbe très simple, on peut représenter la demande marshallienne comme présentée dans la figure 1.3. Le prix est porté en ordonnée et le nombre de jours de sorties de chasse (promenade) en abscisse.

Suivant la loi de l'offre et de la demande, la quantité de loisir demandée diminue quand le prix augmente. La valeur accordée par le chasseur (promeneur) à une sortie est donc une fonction décroissante. En effet, le bénéfice acquis par un chasseur lors de son premier voyage sera inférieur à ce qu'il va retirer de son deuxième voyage. Le surplus du consommateur est la différence entre ce qu'il paye effectivement et ce qu'il aurait été prêt à payer. On peut avancer ainsi que celui-ci va décroître en fonction de la quantité de ressource consommée, mesurée par le nombre de sorties.

Figure 1.3 : Courbe de demande du consommateur pour un changement de qualité de la ressource



Dans une situation initiale où la demande est définie par la courbe D₀ (figure 1.3) et A représente le nombre de jours de sorties correspondant à la demande D₀, le surplus du

consommateur est représenté par la surface CHF coloriée en rouge sur la figure 1.3. La valeur économique totale de l'activité considérée représente la somme du surplus du consommateur et du coût de la participation à l'activité, c'est-à-dire la surface OHFA.

Même s'il n'existe pas de marché réel pour les services rendus par le grand gibier, la relation de cause à effet entre le prix et la quantité peut être assimilée à une relation offre-demande sur un marché fictif. Pour Rosenthal et Brown (1985), le surplus du consommateur représente le prix de marché virtuel de l'activité récréative.

1.3.2 La variation du surplus du consommateur

L'hypothèse générale appliquée dans l'estimation des bénéfices des services non marchands est qu'une politique entraînant un impact sur la ressource va faire varier le surplus du consommateur qui utilise cette ressource. La politique peut induire un changement de prix dans la participation à l'activité (exemples : taxe cynégétique, location des terrains de chasse, ...) ou une modification sur la qualité des sites de chasse (aménagement...).

Théoriquement, la courbe de demande peut se déplacer jusqu'à D1 (figure 1.3) si le changement a un impact positif sur le consommateur. On distingue alors 3 surfaces : CHF représente le niveau actuel du surplus du consommateur, CIG représente le niveau après le changement politique ou environnemental et IHFG le gain net du changement. Si cette variation est positive, elle correspond à un CAP et à un CAR si elle est négative.

Les scénarios de changement proposés dans les études de valorisation des activités liées au grand gibier peuvent être différents suivant les contextes. Sur l'activité de chasse par exemple, il peut s'agir de mesurer le CAP pour chasser un animal en plus par an (Loomis, Updike et Unkel, 1989 ; Waddington, Boyle et Cooper, 1991), le CAR pour accepter de diminuer la pratique de la chasse de 50 % (McCollum, Peterson, Arnold, Markstrom et Hellerstein, 1990), le CAP pour doubler ses chances de capturer un animal de plus (Loomis et Cooper, 1988 ; Duffield et Neher, 1990) ou pour améliorer la qualité des sites de chasse (Sorg et Nelson, 1986).

1.4 La valeur économique totale du grand gibier

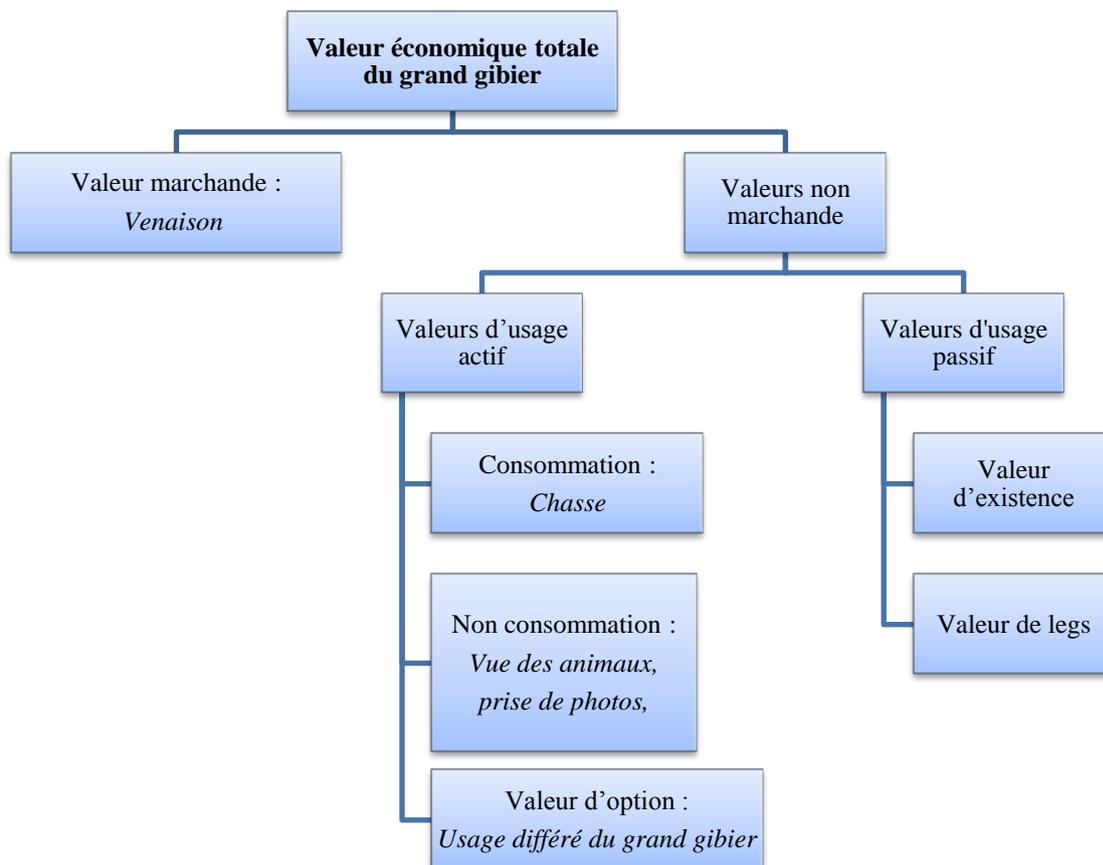
La théorie des consommateurs nous donne la possibilité d'intégrer les loisirs comme la chasse et l'observation des animaux dans la fonction d'utilité des agents. Dans notre contexte, il s'agit des chasseurs et des promeneurs. Mais, parle-t-on exactement de la même valeur pour ces deux catégories d'agents ? Est-ce qu'il est possible de décomposer la valeur économique

totale du grand gibier ? Qu'en est-il des valeurs futures de cette ressource ? Nous allons commencer par rappeler quelques définitions sur la valeur de la faune sauvage.

Selon Conover *et al.* (1997), la « valeur » désigne le fait de mettre un prix ou de donner de l'importance à un bien. Elle peut donc être tangible ou intangible selon que le bien a une valeur commerciale ou que la société manifeste un attachement envers l'existence de ce bien. Selon Schuhmann et Schwabe (2002), la notion de « valeur » est liée au contexte anthropocentrique et n'a de sens que si la société est prête à payer et est capable de le faire pour se procurer la ressource.

Pearce, Atkinson et Mourato (2006) définissent la valeur économique totale d'une ressource comme la somme des CAP et des CAR pour l'obtention d'un changement induit par une politique. Ces trois définitions nous interpellent à la nécessité de décomposer la valeur qu'un individu accorde au grand gibier comme sur la figure 1.4.

Figure 1.4 : Décomposition de la valeur économique totale du grand gibier



1.4.1 La valeur marchande du grand gibier

Le bénéfice le plus évident du grand gibier est la venaison et c'est la seule valeur du grand gibier qui peut passer par le marché. Cette commercialisation est cependant peu développée en France pour trois raisons principales.

Premièrement, la consommation des Français est faible de l'ordre d'une centaine de grammes par habitant et par an, contre plus de 500 g pour les Allemands et les Suédois (Pinet, 1994). De ce fait, les viandes de sanglier, de cerf et de chevreuil ne sont mises sur le marché qu'à de rares occasions, notamment durant les fêtes de fin d'année en France.

Deuxièmement, la viande provenant de la chasse en milieu naturel est difficile à vendre sur le marché du fait des exigences strictes de contrôle sanitaire et de traçabilité sur les produits carnés. Les sangliers peuvent transmettre les maladies d'Aujeski et la peste porcine qui ont de graves conséquences pour l'élevage porcin, et les cervidés la tuberculose. Le coût de la mise au point d'une procédure rigoureuse sur le plan sanitaire pour la viande de la chasse pourrait dépasser la valeur de la venaison par carcasse.

Enfin, la venaison française provenant de la chasse entre en concurrence avec des produits importés. La viande de grand gibier qui arrive sur le marché provient des fermes d'élevage françaises et étrangères qui est rigoureusement contrôlée du point de vue sanitaire du fait des risques élevés de contamination par des animaux en liberté. Les fermes situées en Nouvelle Zélande détiennent 50 % des parts de marché européen avec un tonnage annuel d'environ 12 000 tonnes (Pinet, 1994).

Ceci explique que la viande provenant de la chasse est destinée principalement à l'autoconsommation ou partagée entre les chasseurs après une journée de chasse. Elle est également consommée lors des fêtes entre chasseurs et plus rarement vendue aux restaurateurs locaux.

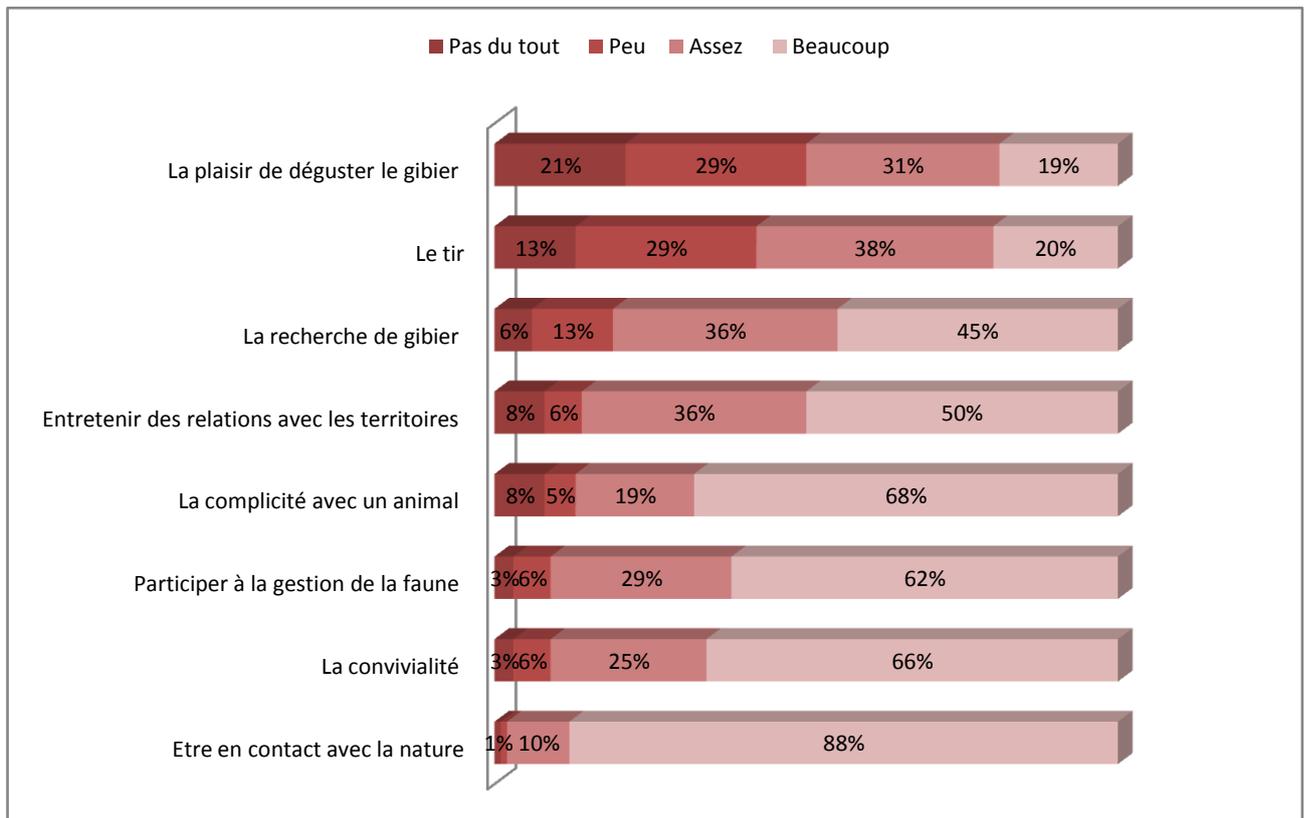
Une étude récente menée par la FNC a montré une possibilité de développement de la filière venaison en France avec des modifications réglementaires. Dans les prochaines années, ce marché pourrait se développer (Dunoyer, 2009). La création d'un label nommé « Gibier de chasse - Chasseurs de France » a été lancée dans cette optique.

1.4.2 Les valeurs d'usage actif par la chasse

Le bénéfice de la venaison ne reflète pas la totalité du surplus du chasseur en pratiquant son activité. Selon Decker et Connelly (1989), la motivation d'un chasseur peut aussi être classée suivant trois catégories : (i) l'aspect social de la chasse : l'attachement à la culture ancienne, les liens sociaux qui se créent entre les chasseurs (ii) l'aspect sportif de la chasse qui est considérée comme un art qui nécessite une adresse de tir, de tactique et d'expérience (iii) la recherche de détente puisqu'elle permet de se divertir, d'évacuer le stress du quotidien, de voir des cerfs et des chevreuils et de faire des sorties en plein air. On parlera de valeur de consommation par la chasse pour regrouper ces motivations des chasseurs et la venaison.

Une enquête réalisée en 2006 par la FNC en France a permis de prioriser les motivations des chasseurs de la façon suivante :

Figure 1.5 : Classement des motivations des chasseurs



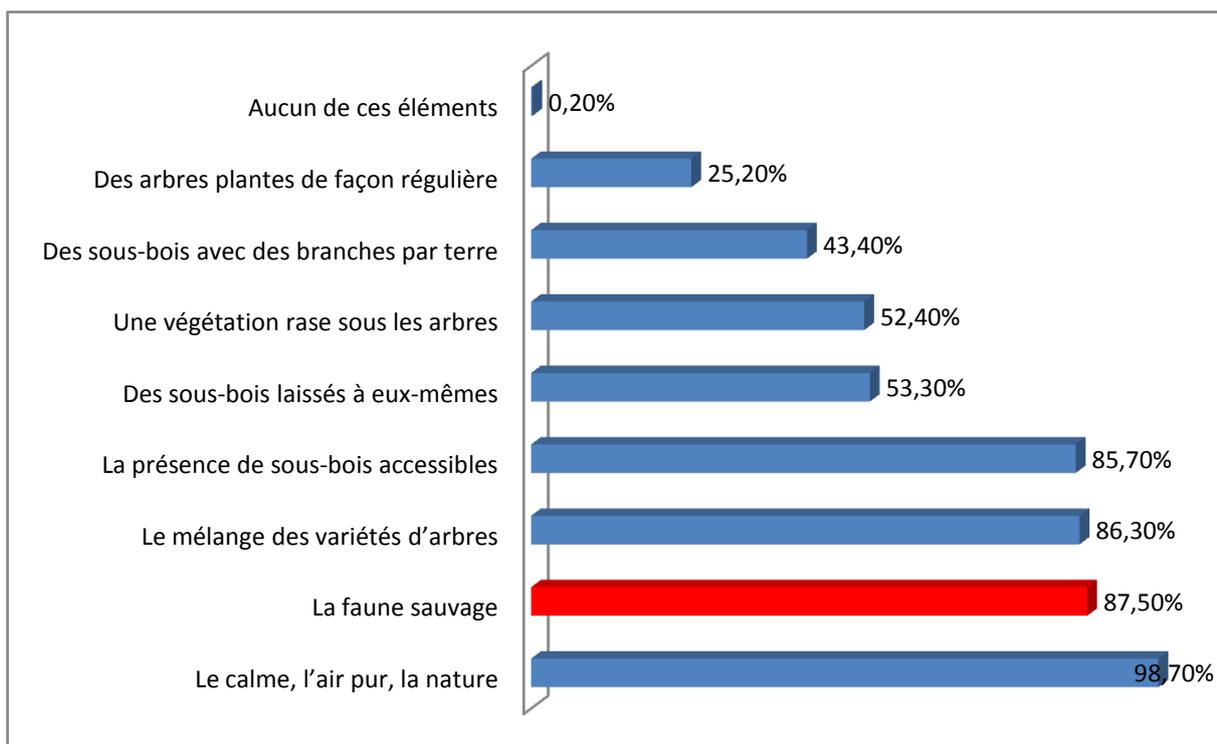
Source : www.chasseurdefrance.com

Cette figure montre que la consommation de la venaison n'arrive qu'en dernière position dans la classification des raisons de chasser (50 % des réponses). La chasse représente plus une activité récréative en pleine nature (98 %), une occasion d'entretenir les liens sociaux (91 %), d'explorer les territoires (86 %) et enfin de gérer la faune sauvage (91 %).

1.4.3 La valeur d'usage par l'observation des animaux

Le grand gibier produit également des valeurs d'usage par l'observation des animaux en forêt. On parlera de valeur de non consommation ou du « *non consumptive use values* » en anglais (Navrud, 1994) puisque cette activité ne réduit pas le nombre d'animaux. Une enquête réalisée par le Cemagref en 2006 montre que la présence de faune sauvage dans les forêts en Aquitaine joue un élément important dans les motivations des promeneurs (Dehez et Lyser, 2008).

Figure 1.6 : Les motivations des promeneurs dans la région Aquitaine



Source : Dehez et Lyser, 2008.

La figure 1.6 précise qu'après la recherche d'air pur, de calme et de nature, l'observation de la faune sauvage est la deuxième raison d'apprécier les forêts visitées. Environ 90 % des promeneurs sont sensibles à la présence des animaux dans les forêts. Ce type de bénéfice est généralement peu intégré dans le calcul de la valeur économique totale de la faune sauvage. Il est pourtant important de le prendre en compte afin d'étudier la nécessité de préserver ou non le grand gibier.

1.4.4 La valeur d'option du grand gibier

Selon Pearce *et al.* (2006), la valeur d'option représente les avantages procurés à des individus non pas par l'utilisation effective d'une ressource environnementale mais par la

possibilité de l'utiliser dans l'avenir. Les chasseurs et les promeneurs peuvent agir en considérant un usage futur.

1.4.5 Les valeurs d'usage passif du grand gibier

On peut également introduire dans la valeur économique totale du grand gibier les notions de valeur d'existence et de valeur de legs. Selon les définitions de Brookshire *et al.* (1983), la valeur d'existence et la valeur de legs proviennent de l'utilité marginale de la connaissance que ces espèces existent. Pearce *et al.* (2006) donnent les définitions suivantes pour ces deux types de valeurs :

«La valeur d'existence est la valeur qu'attache un individu à la simple existence d'un actif environnemental ou culturel particulier, indépendamment de tout usage éventuel de cet actif.

La valeur de legs est la valeur attachée à un actif environnemental ou culturel que les gens souhaitent transmettre à leurs enfants ou aux générations futures ; il s'agit d'une valeur de non usage qui est généralement mesurée par le consentement à payer.»

L'analyse de ces deux types est cependant critique comme le souligne Tietenberg (1992). Leur mesure fait l'objet d'un large débat en économie de l'environnement. Pour les espèces menacées telles que l'ours, le tigre, l'éléphant, le faucon, etc., on peut trouver des preuves de leur existence (Bandara et Tisdell, 2005; Kotchen et Reiling, 2000; Eagle et Betters, 1998, Loomis et White, 1996).

Pour le grand gibier, qui est actuellement en surabondance (Cf. Introduction générale), la réponse est moins évidente. Historiquement, on s'aperçoit que lorsque le grand gibier tendait à disparaître dans une zone, les chasseurs et les scientifiques avaient travaillé ensemble afin de maintenir son existence. En France, Lang (2004) rapporte que 4 860 cerfs, 6 200 chevreuils, 2 600 sangliers, 910 chamois et izards ont été capturés puis relâchés entre 1955 et 1985 pour des objectifs de repeuplement. Actuellement, ces efforts ont été ralentis mais la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage (RNCFS) de Chizé continue d'exporter des chevreuils vers d'autres pays européens.

Il existe également un réseau de plus de 2,5 millions d'hectares de réserves de chasse en France (Lang, 2004) géré par les chasseurs et qui joue un rôle important dans la préservation de l'ensemble de la faune sauvage. Les chasseurs peuvent également introduire le grand gibier sur un site avec une autorisation spéciale délivrée par l'administration. Ces faits montrent la valeur potentielle de la conservation du grand gibier. Une évaluation monétaire de ces valeurs

nous semble hasardeuse, compte tenu de l'incertitude sur ces questions. En revanche, la théorie économique permet d'évaluer les bénéfices de la chasse et de l'observation du grand gibier.

1.5 Les transferts de bénéfices

Par la théorie des consommateurs, les sections précédentes ont permis de préciser la nature de valeurs économiques du grand gibier. Empiriquement, la variation du surplus du consommateur est beaucoup plus complexe à mesurer. Elle dépend de nombreux facteurs tels que les attributs des sites, les caractéristiques socio-économiques des usagers de la ressource, la taille du marché, la substituabilité des biens, les variations spatiales et temporelles, mais également des méthodes de mesure des CAP ou CAR.

Quand les prix de marché ne sont pas disponibles, des méthodes développées spécialement pour l'évaluation économique des services environnementaux tels que la chasse et l'observation de la faune sauvage doivent être utilisées. Il en existe principalement deux catégories.

- i. Les méthodes directes ou « *stated preference methods* » constatent les préférences des consommateurs en construisant un marché fictif à partir duquel les consommateurs expriment leur CAP/CAR pour une ressource environnementale ou une activité récréative. La méthode la plus utilisée est l'évaluation contingente qui consiste à demander directement aux personnes cibles la valeur maximale de leur CAP ou la valeur minimale de leur CAR pour une activité de récréation ou une modification des conditions d'accueil de celle-ci. Dans cette catégorie, nous retrouvons également les analyses conjointes et la méthode des choix multi-attributs.

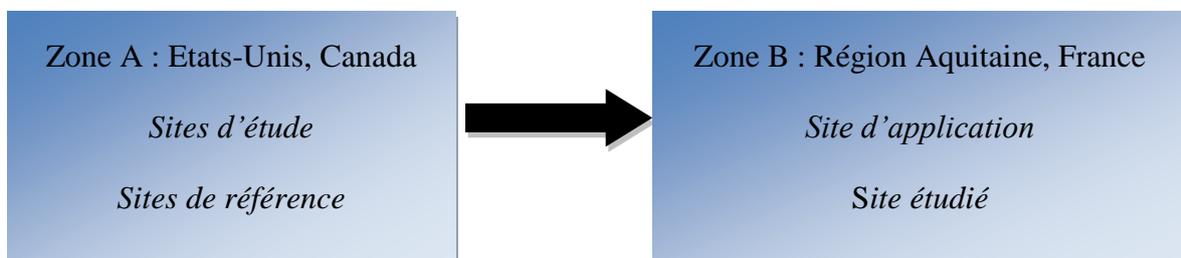
- ii. Les méthodes indirectes ou « *revealed preference methods* » sont des techniques de révélation des préférences du consommateur. Elles permettent de lier la participation à une activité récréative aux dépenses engagées par l'individu. La plus utilisée est la méthode de coût de déplacement. Cette dernière utilise les variables du coût de la participation à l'activité (voyage, hébergement, droit d'entrée, coût d'opportunité du temps...) pour avoir une approximation de son prix en dérivant la fonction de demande. Le bénéfice de la chasse est dans ce cas le surplus du consommateur estimé à partir de la fonction de demande. On peut également trouver dans cette catégorie les méthodes de prix hédoniques et la méthode des utilités aléatoires.

Une revue de la littérature existante sur l'application de ces deux catégories de méthodes sur les activités de chasse et d'observation du grand gibier est synthétisée dans l'annexe 1. Ces approches sont déjà bien connues depuis les années 50 pour la méthode de coûts de déplacement (Hotelling, 1949) et les années 60 pour la méthode d'évaluation contingente (Ciracy-Wantrup, 1962). Nous allons cependant utiliser une autre méthode beaucoup plus récente apparue vers les années 80 qui est le transfert de bénéfices ou « *benefit transfer* ».

1.5.1 Définition du transfert de bénéfices

La méthode de transfert en économie de l'environnement est l'évaluation monétaire de la variation du bien-être liée à la modification d'un bien environnemental, à partir des résultats d'études antérieures sur des modifications similaires de systèmes environnementaux similaires (Genty, 2006). Le transfert de bénéfices représente en fait l'estimation du surplus moyen du consommateur à partir de l'agrégation des valeurs trouvées dans la littérature.

Il fait référence à l'usage de l'information et de la connaissance existantes sur un ou plusieurs lieux appelés « *sites d'étude* » ou « *sites de référence* » vers un autre lieu dit « *site d'application* » ou « *site étudié* » (Desvousges *et al.*, 1998 ; Rosenberger et Loomis, 2001 ; Loomis, 2005). Dans ce contexte, il s'agit de transférer des bénéfices du grand gibier mesurés aux Etats-Unis et au Canada vers la région Aquitaine.



La première synthèse d'études qui est peut être considérée comme un transfert de bénéfices n'est apparue que tardivement vers les années 80 (Sorg et Loomis, 1984; Walsh *et al.* 1988). En 1990, Smith et Kaoru publient la première application de la méta-analyse à partir de la littérature sur les activités récréatives (Smith et Kaoru, 1990). A partir de cette période, les méthodes de transfert de bénéfices se sont développées au point de donner lieu à un atelier organisé par l'Association of Environmental and Resource Economists (AERE) et l'U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) du 3 au 5 juin 1992 à Utah.

Cette méthode est de plus en plus utilisée pour effectuer des analyses des politiques sur la gestion des biens environnementaux (Brookshire et Neil, 1992). En décembre 2006, la revue *Ecological Economics* (Volume 60, Issue 2, Pages 335-482) a publié un numéro spécial afin

de faire l'état des lieux de la connaissance sur les méthodes de transfert de bénéfices. Il s'agit également d'une réponse à une demande croissante des administrations dans le besoin de prise de décision rapide sur les problèmes environnementaux.

Dans notre cas, le but du transfert de bénéfices est d'utiliser l'information économique sur les services environnementaux créés par le grand gibier trouvée dans la littérature pour aider la prise de décision dans sa gestion dans la région Aquitaine. Pourquoi ce choix méthodologique ?

1.5.2 Les intérêts du transfert de bénéfices

L'utilisation du transfert des bénéfices dans les méthodes d'aide à la prise de décision politique comme l'Analyse Coûts-Bénéfices (ACB) est très courante étant donné la diversité des valeurs économiques à prendre en compte (Pearce, *et al.* 2006). Cette approche a été choisie pour évaluer les bénéfices du grand gibier dans la région Aquitaine pour trois raisons principales :

i. Rapidité et faible coût de mise en œuvre

Une recherche primaire n'est pas envisageable compte tenu de deux facteurs importants : la contrainte budgétaire et le temps limité. En effet, une étude primaire nécessite une longue préparation, une sélection d'échantillonnage, une distribution de questionnaire, une analyse de données et par-dessus tout un personnel spécialisé et une bonne connaissance du terrain.

Dans le cadre de cette thèse, l'analyse économique ne se limite pas seulement aux bénéfices car nous évaluons également les coûts du grand gibier. Compte tenu des délais imposés, le transfert de bénéfices représente un compromis entre une recherche primaire et une ignorance de l'existence des bénéfices du grand gibier.

Ces problèmes sont d'ailleurs très fréquents dans l'évaluation des actifs naturels du fait de la diversité des services environnementaux et du coût financier de mise en œuvre des études primaires. Leur simplicité et leur rapidité d'exécution expliquent l'essor sans précédent que connaissent à l'heure actuelle les techniques de transfert (Rozan et Stenger, 2000).

ii. Puissance d'analyse et de synthèse de la méthode

C'est la seule méthode qui se nourrit de la connaissance sur les méthodes d'évaluation des biens non marchands et qui permet d'avoir une connaissance approfondie à partir d'un grand nombre de résultats antérieurs.

Le transfert de bénéfices peut être considéré comme un exercice de valorisation et d'extrapolation des résultats obtenus sur un site particulier vers un autre site, soit plus large, soit les données n'y sont pas disponibles.

iii. Contribution à la connaissance de la méthode de transfert de bénéfices à une échelle internationale

Cette méthode étant relativement récente par rapport aux méthodes d'évaluation directes et indirectes, la portée d'un transfert de bénéfices est peu connue, notamment à un niveau international comme le soulignent Bergstrom et Taylor (2006). En effet, la comparaison des systèmes de marché fictif entre deux pays est toujours plus difficile qu'entre deux régions au sein d'un même pays. En France, l'application des transferts de bénéfices n'est connue que sur un petit nombre d'études. Rozan et Stenger (2000) ont travaillé sur les valeurs sur la qualité de l'eau d'une nappe phréatique en Alsace. Bonnieux et Rainelli (2003) ont étudié sur les bénéfices sur les espaces récréatifs. Salanié, Le Goffe, et Surry (2004) ont appliqué le transfert de bénéfices sur la pêche au saumon sur la Manche, dans une hypothèse de démantèlement de barrages. Rambonilaza (2004) a travaillé sur le transfert pour l'évaluation des paysages. Enjolras et Boisson (2007) ont utilisé cette méthode dans l'évaluation des lagons. Genty (2006) a fait un transfert de bénéfices sur la valeur économique de la qualité de l'eau. Dans le domaine de la chasse et l'observation du grand gibier en France, rien n'a été fait jusqu'ici.

1.5.3 Les limites potentielles du transfert de bénéfices

Comme toute méthode, le transfert de bénéfices a ses limites comme le soulignent Rosenberger et Loomis (2001). De nombreux facteurs peuvent affecter sa fiabilité et sa validité. En premier lieu, le jugement de la personne qui pratique le transfert de bénéfices peut influencer les codifications des données pour chaque étude. Les facteurs généraux limitant cette approche se résument aux points suivants.

- La qualité des études primaires influence la qualité du transfert de bénéfices ;
- Certaines activités récréatives font moins l'objet d'une étude économique que d'autres, ce qui limite la fiabilité des résultats sur celles-ci ;
- Le transfert de bénéfices repose sur l'accès aux études existantes, ce qui peut créer un biais. Les études publiées dans des revues scientifiques sont forcément plus accessibles.

- Enfin, les études primaires ne sont pas conçues au départ pour le transfert de bénéfices.

Par ailleurs, les limites méthodologiques du transfert de bénéfices sont liées aux éléments suivants :

- Les résultats obtenus dans les études primaires dépendent de la façon dont les questions sont posées : la manière dont elles sont posées, à quel type d'actions ou de politiques elles font référence, la mesure des changements environnementaux ou l'influence de ces changements sur la pratique de l'activité ;
- Les différences de méthodes statistiques pour l'estimation des modèles et les choix des formes fonctionnelles peuvent influencer les résultats ;
- Les données manquantes sur le milieu, le revenu et le prix des substituts des études de référence limitent la maîtrise de ces facteurs dans le transfert ;
- L'inclusion ou non des valeurs de non usage dans les études peuvent amener à une mauvaise utilisation des données.

Le troisième groupe de facteurs limitant le transfert de bénéfices est la non correspondance entre le site d'application et les sites de référence :

- Certaines études peuvent concerner des lieux uniques et avaient été menées sous des conditions particulières ;
- Les caractéristiques des sites de référence et du site étudié telles que les changements de qualité d'accueil et de quantité de ressources disponibles peuvent être différentes du fait de l'éloignement géographique ;
- Le transfert de bénéfices ne permet pas de traiter l'existence de problème de congestion. L'estimation des bénéfices dans la littérature sera considérée comme constante pour une unité de valeur sans prise en compte des différents niveaux d'usage de la ressource.

Un quatrième facteur pouvant limiter le transfert de bénéfices est lié aux variations temporelles et à la stabilité des données. Les études existantes ont eu lieu à un instant donné du temps et le transfert de bénéfices pour un usage actuel de la ressource peut être compliqué. Les différences peuvent être observables mais elles sont difficiles à mesurer.

Enfin, un cinquième facteur est lié aux erreurs d'estimation. Les évaluations provenant des études primaires sont elles mêmes des approximations et comportent des marges d'erreur plus ou moins variables. Le transfert de bénéfices peut être biaisé car les erreurs sont déjà intégrées dans les données de base.

Ces différentes raisons montrent les limites de l'utilisation des méthodes de transferts de bénéfices contrairement aux études primaires. Néanmoins pour les avantages cités auparavant, il est intéressant de tester cette méthode pour évaluer les bénéfices du grand gibier.

1.5.4 Les conditions d'utilisation de la méthode de transfert de bénéfices

L'utilisation des méthodes de transfert de bénéfices a été étudiée en détail par plusieurs économistes dont Rosenberger et Loomis (2001). Ils montrent qu'il est possible de limiter les erreurs en réunissant plusieurs conditions. Le transfert de bénéfices ne peut se faire qu'en commençant par la définition du contexte de la zone concernée incluant :

- Une identification du site d'application : étendue, caractéristiques quantitatives du site, ainsi que les ressources concernées par l'action proposée ;
- Une identification de la population cible qui sera affectée par l'action proposée : nombre, caractéristiques ;
- Une précision des besoins en données pour l'analyse économique incluant les unités (moyenne, valeur marginale), le type de valeurs en question (valeur d'usage, valeur de non usage ou valeur totale), le degré d'incertitude sur les données transférées (devises, variation de l'erreur...).

Deuxièmement, les études primaires transférées doivent remplir un certain nombre de conditions pour être utilisées dans les transferts de bénéfice.

- Elles doivent être basées sur des données adaptées et appliquer les méthodes économiques d'évaluation citées auparavant et des méthodes empiriques correctes.
- Elles doivent lier les bénéfices (coûts) aux caractéristiques socio-économiques de la population concernée.
- Elles doivent lier les bénéfices (coûts) aux caractéristiques environnementales du site étudié.
- Elles doivent présenter un échantillon représentatif de personnes enquêtées sur le site.

Troisièmement, la correspondance entre les sites de référence et le site de l'étude doit revêtir les caractéristiques suivantes :

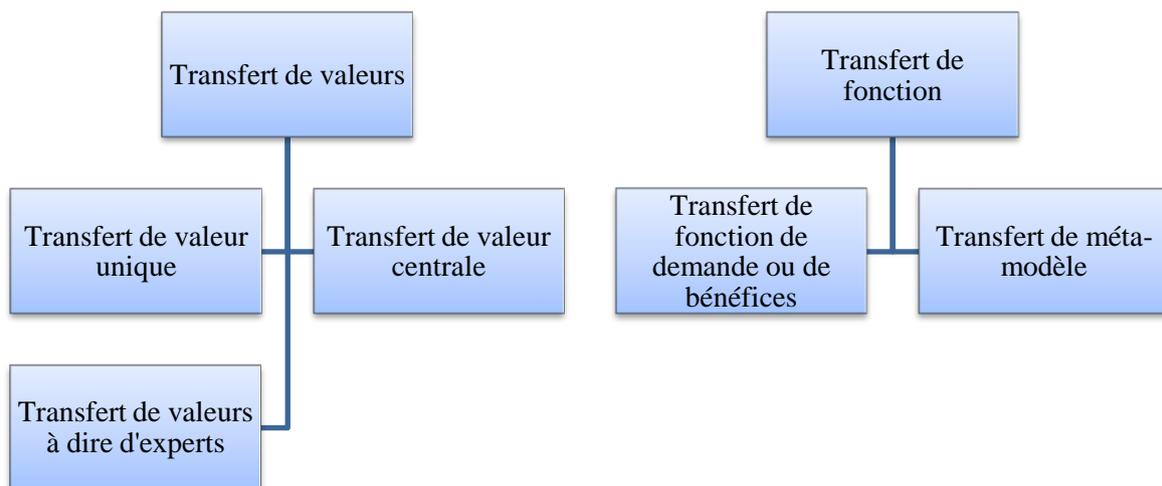
- La ressource environnementale et le changement de qualité (ou de quantité) sur les deux sites doivent être similaires ;
- Le marché doit être similaire sinon il n'y a pas assez d'information sur les prix des substituts. Les aspects démographiques et culturels doivent également être observés.
- Les conditions et les expériences dans la pratique des activités récréatives doivent également être similaires : fréquence, durée, capacité requise.

De plus, de nombreuses études primaires n'ont pas été menées en vue d'un transfert de bénéfices. Ainsi, les informations requises citées auparavant ne sont pas toujours mentionnées dans les rapports. Il est donc utile de prendre en compte les coûts que pourraient induire le transfert de bénéfices pour compléter les informations.

1.6 Les différentes méthodes de transfert de bénéfices

Pour mener un transfert des bénéfices, deux catégories de méthodes existent : les transferts de valeur et les transferts de fonction. Chaque catégorie regroupe plusieurs méthodes comme le montre la figure 1.7.

Figure 1.7: Classification des méthodes de transfert de bénéfices



Source : Rosenberger et Loomis, 2001.

Dans les transferts de valeur, on peut trouver les transferts de valeur unique, la mesure de la tendance centrale ou l'utilisation des valeurs admises par les experts. Le transfert de fonction regroupe les transferts de la fonction de bénéfice ou de demande ainsi que les méta-analyses sur plusieurs études. Nous allons par la suite expliquer ces différentes méthodes afin de choisir celle qui s'apprête le mieux à l'estimation des bénéfices du grand gibier dans la région Aquitaine.

1.6.1 Le transfert de valeurs monétaires

Le transfert de valeur unique

Le transfert de valeur unique consiste à utiliser la valeur trouvée dans une étude primaire appropriée. La valeur ainsi transposée est ponctuelle.

Selon Rosenberger et Loomis (2001), les étapes du transfert de bénéfices se font de la façon suivante :

- Identifier les ressources affectées par l'action proposée ;
 - Calculer l'impact du changement sur l'usage des services récréatifs ;
 - Mesurer le changement au niveau de l'usage des services récréatifs ;
 - Rechercher les études appropriées ;
 - Evaluer l'applicabilité à la zone concernée ;
 - Sélectionner une mesure du bénéfice à partir de l'étude ;
 - Multiplier le bénéfice mesuré à l'usage total des services récréatifs.
- } Site d'application
} Site de référence

La dernière étape relève plus d'un exercice d'extrapolation sur le site d'application que d'un transfert de bénéfices. Un tel type de transfert n'est cependant valable que si l'étude transférée est similaire à la zone étudiée. Cela suppose que le site d'application doit proposer une modification environnementale similaire au site de référence, en terme quantitatif et qualitatif. Cela suppose également des populations ayant les mêmes caractéristiques socio-économiques sur une taille du marché semblable et offrant les mêmes substituts de biens de consommation. La recherche d'études pertinentes par rapport à la zone étudiée peut être ainsi complexe.

On pose WTP , la valeur du CAP estimée sur le site d'étude A. Elle dépend des caractéristiques environnementales notées SC , des vecteurs de substituts notés S , des biens de

consommation notés C et des caractéristiques socio-économiques de la population notées par SEC .

$$WTP_A = WTP_B = f(SC, S, C, SEC) \quad (1.15)$$

Boyle et Bergstrom (1992) utilisent par exemple trois critères pour sélectionner les études primaires : la présence d'aménagement sur les sites, le type de population affectée et les droits de propriété. Pour utiliser la méthode de transfert de valeur unique, il faut analyser les points positifs et négatifs de chaque étude trouvée, puis choisir celle qui se rapproche le plus des conditions sur le site d'application. Il convient également de noter les intervalles de confiance dans les résultats de l'étude primaire.

Le transfert de valeur centrale

Le transfert de valeur centrale consiste à mesurer les tendances centrales des études considérées comme appropriées. Elle permet de synthétiser les valeurs trouvées sur un petit nombre de références, dont les systèmes possèdent assez de points communs avec le site d'application, tout en présentant des différences significatives. Dans ce cas, le transfert pour une variable donnée peut être une plage de valeur délimitée par le maximum et le minimum ou par la moyenne des valeurs trouvées. Selon Rosenberger et Loomis (2001), les différentes étapes du transfert de valeur moyenne s'enchainent de la façon suivante :

- Identifier les ressources affectées par l'action proposée ;
 - Calculer l'impact du changement sur l'usage des services récréatifs ;
 - Mesurer le changement au niveau de l'usage des services récréatifs ;
 - Rechercher les études appropriées ;
 - Evaluer l'applicabilité à la zone concernée ;
 - Utiliser la valeur moyenne ;
 - Multiplier le bénéfice mesuré à l'usage total des services récréatifs.
- } Site d'application

} Sites de référence

Pour n études de référence, la valeur du CAP pour le site d'application notée WTP_B s'écrit :

$$WTP_B = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n WTP_{Ai} \quad (1.16)$$

WTP_A représente les valeurs des CAP issues des n études de référence notées A. On suppose que :

$$WTP_B \in \left[\min_i (WTP_{Ai}(Q_{Ai})/SC_{Ai}, SEC_{Ai}, S_{Ai}), \max_i (WTP_{Ai}(Q_{Ai})/SC_{Ai}, SEC_{Ai}, S_{Ai}) \right] \quad (1.17)$$

Où Q_{Ai} est le niveau d'usage de la ressource dans chaque étude de référence i , SC_{Ai} les caractéristiques environnementales, SEC_{Ai} les caractéristiques de la population et S_{Ai} les vecteurs caractéristiques des substituts.

Il est également possible de procéder à un ajustement des valeurs transférées en tenant compte des différences entre les caractéristiques des sites de référence et du site d'application. Il s'agit de faire une pondération en fonction de l'une des variables explicatives du consentement à payer, le choix peut se faire parmi Q_{Ai} , SC_{Ai} , SEC_{Ai} ou S_{Ai} . En supposant que la valeur de la modification du bien est proportionnelle au rapport de grandeur de la variable explicative choisie, on multiplie le consentement à payer ou « *Willingness To Pay* » WTP sur les sites de référence par un coefficient de proportionnalité noté c . La valeur du consentement à payer pour le site d'application sera :

$$WTP_B = c \cdot WTP_A \quad (1.18)$$

$$\text{Avec } c = \prod_k \frac{x_{Bk}}{x_{Ak}} \quad (1.19)$$

Où x_{Ak} et x_{Bk} représentent la k -ième variable pour l'ajustement respectivement pour le site d'études et le site d'application.

Le transfert de valeurs à dire d'experts

Il revient à utiliser une valeur moyenne estimée par des experts à partir des données existantes sans qu'il n'y ait de règle précise. Il peut s'agir de l'administration, des scientifiques ou des professionnels travaillant dans le secteur. On ignore dans ce type de transfert s'il existe réellement des fondements théoriques et empiriques. De plus, comme les autres méthodes de transfert de valeur unique, les particularités des sites dans les études d'origine ne sont pas prises en compte (Desaigues et Point, 1993).

1.6.2 Le transfert de fonction de bénéfices

Les transferts de fonction permettent d'adapter les évaluations aux spécificités de la région étudiée. Il s'agit notamment des caractéristiques socioéconomiques, de l'ampleur du marché, de l'impact environnemental ainsi que d'autres facteurs quantitatifs qui sont différents selon les sites étudiés.

Transfert de fonction de demande ou de fonction de bénéfices

Le transfert de fonction est théoriquement plus adapté qu'un transfert de valeur. Ceci vient du fait que l'estimation des bénéfices est une fonction complexe dépendant des caractéristiques des sites, des caractéristiques des usagers et des variations spatiales et temporelles. L'avantage principal du transfert de fonction est d'améliorer la précision des estimations en les adaptant aux caractéristiques du site étudié. Les problèmes résident cependant dans la collecte des données et la spécification du modèle. Les facteurs explicatifs peuvent être adaptés à la recherche primaire mais pas à la zone étudiée et inversement. Ils peuvent cependant influencer sur la fonction de demande.

Selon Rosenberger et Loomis (2001), les différentes étapes du transfert de fonction de bénéfice et de demande se font de la façon suivante :

- Identifier les ressources affectées par l'action proposée ;
 - Calculer l'impact du changement sur l'usage des services récréatifs ;
 - Mesurer le changement au niveau de l'usage des services récréatifs ;
 - Rechercher les études appropriées ;
 - Evaluer l'applicabilité à la zone concernée ;
 - Adapter la fonction de demande ou de bénéfice aux caractéristiques du site étudié et prévoir les bénéfices ;
 - Multiplier le bénéfice mesuré à l'usage total des services récréatifs.
-
- The diagram uses two large curly braces on the right side of the list to group the steps. The first brace groups the first three steps (Identify resources, Calculate impact, Measure change) and is labeled 'Site d'application'. The second brace groups the next four steps (Research studies, Evaluate applicability, Adapt function, and Multiply benefit) and is labeled 'Site de référence'.

Les résultats sont cependant différents suivant les méthodes d'évaluation utilisées par les auteurs sur les sites d'études. Si une étude primaire notée A utilise la méthode coût de déplacement avec une fonction semi-log, la fonction de demande en service récréative est donnée par la fonction suivante :

$$\ln Trips_A = \beta_0 + \beta_{TC} * TC_A + \beta_2 * SC_A + \beta_3 * SEC_A \quad (1.20)$$

où $\ln Trips_A$ est le logarithme des nombres de sorties effectuées par l'individu i . Posons que k variables trouvées sur le site A expliquent la variable $\ln Trips_A$. TC_A représente les coûts de déplacement (dépenses directes plus coût d'opportunité du temps), SC_A les caractéristiques du site A, SEC_A les caractéristiques socio-économiques et β_k les coefficients associés à chaque variable explicative. Le transfert de bénéfices par cette fonction de demande modifiera les valeurs des variables explicatives mais conservera les paramètres β_k . La fréquentation sur le site d'application notée B sera donnée par :

$$\ln Trips_B = \beta_0 + \beta_{TC} * TC_B + \beta_2 * SC_B + \beta_3 * SEC_B \quad (1.21)$$

La variation du surplus du consommateur donnée par $-(1/\beta_{TC})$ est cependant toujours constante.

Si l'étude primaire notée A utilise la méthode d'évaluation contingente, la variation du surplus du consommateur est donnée directement par :

$$WTP_A = b_0 + b_1 * Q_A + b_2 * SC_A + b_3 * SEC_A \quad (1.22)$$

Où Q_A représente le niveau de la ressource, SC_A les caractéristiques du site, SEC_A les caractéristiques socio-économiques des agents et b_k les coefficients estimés. Le transfert de la fonction de bénéfice vers un site d'application noté B conservera les valeurs de ces coefficients mais changera la valeur des variables explicatives par Q_A , SC_A et SEC_A . Ceci donnera une valeur du CAP différente notée WTP_B .

La méta-analyse

La méta-analyse consiste à construire un méta-modèle par une régression sur différentes études expliquant les variations des CAP trouvés dans chacune d'elles. Elle permet de résumer les statistiques obtenues sur la relation entre les mesures des bénéfices et les caractéristiques quantifiables des études rapportées dans la littérature. Les variables explicatives sont donc codées. Les avantages de cette technique sont notamment :

- L'utilisation de l'information provenant d'un grand nombre de sources, ce qui permet d'avoir une estimation rigoureuse des tendances centrales ;
- La possibilité de maîtriser les différences méthodologiques ;
- La possibilité de prendre en compte les différences entre les sites d'études et le site d'application en adaptant la fonction ;
- La possibilité d'estimer les bénéfices sur des sites où il n'y a pas eu d'études ;
- La possibilité de prendre en compte simultanément plusieurs activités et plusieurs sites.

Les limites des méta-analyses sont similaires aux problèmes généraux des transferts de bénéfices. Un nombre d'études insuffisant, une mauvaise qualité des études primaires et les différences avec la zone étudiée peuvent biaiser les résultats.

Selon Rosenberger et Loomis (2001), la mise en œuvre d'une méta-analyse passe par les étapes suivantes :

- Identifier les ressources affectées ainsi que la population concernée par l'action proposée sur le site d'application ;
 - Calculer l'impact du changement sur l'usage des services récréatifs ;
 - Mesurer le changement au niveau de l'usage des services récréatifs ;
 - Rechercher les études appropriées ;
 - Evaluer l'applicabilité à la zone concernée ;
 - Adapter la méta-analyse et la fonction de bénéfices à la zone étudiée et prévoir les bénéfices obtenus ou sélectionner le résultat adapté ;
 - Multiplier le bénéfice mesuré à l'usage total des services récréatifs.
-
- Site d'application
- Sites de référence

1.6.3 Les avantages et les inconvénients des différentes techniques et choix méthodologique

Le choix d'une méthode doit se faire en tenant compte de sa capacité à donner des valeurs justes et précises. Deux critères sont à prendre en compte :

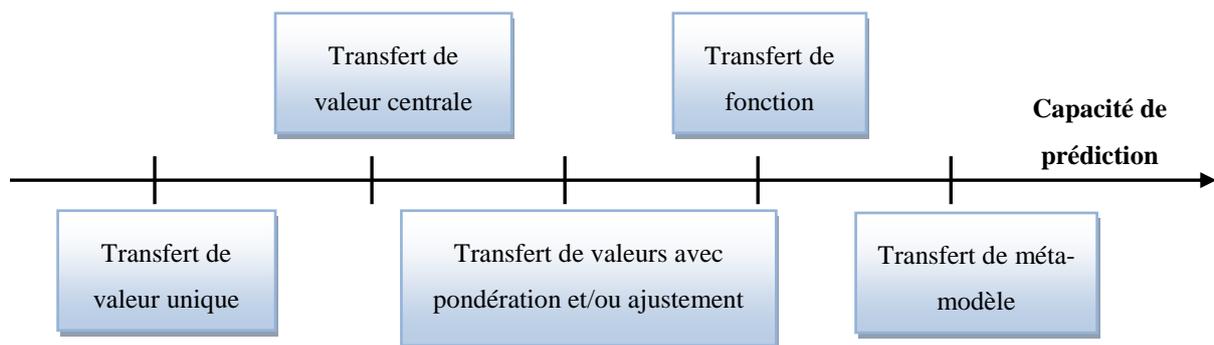
- *Les caractéristiques des systèmes de référence* : l'analyse de la littérature sur les différentes méthodes d'évaluation environnementale montre que les fonctions de demande sont structurées de la même façon. En revanche, les valeurs quantitatives sont variables d'une étude à une autre. Les transferts de valeur et de fonction risquent

d'introduire des biais importants car ils ne s'appuient que sur une seule étude de référence. Les méta-analyses et les valeurs moyennes permettent d'introduire la diversité des sources dans l'estimation.

- *L'adéquation au site d'application* : les méthodes de transferts de valeur ne permettent pas d'adapter l'expression du CAP aux caractéristiques des nouveaux sites sauf à partir des techniques d'ajustement et de pondération.

Rosenberger et Loomis (2001) ont justifié un biais potentiellement moins important pour le transfert de fonction. On peut ainsi considérer que les résultats des transferts de bénéfices par l'intermédiaire des modèles économétriques sont préférables aux transferts de valeur. Ceci vient de leur capacité de prédiction. Du point de vue théorique, les différentes méthodes peuvent être classées de la façon suivante :

Figure 1.8 : Comparaison de la capacité de prédiction des méthodes de transfert de bénéfices



Source : Genty, 2007.

Les transferts à partir d'un méta-modèle semblent être les techniques de transfert les plus prometteuses en termes de qualité de valorisation. En effet, ces techniques s'appuient sur une grande variété de situations déjà analysées, dont certaines sont susceptibles de correspondre à celle du système étudié. Ce classement des méthodes de transfert reste cependant théorique car même les méta-modèles dépendent fortement des variables rapportées par les études primaires. La construction d'un méta-modèle se base sur l'hypothèse que les valorisations sont indépendantes et ont été menées rigoureusement du point de vue théorique que pratique. En réalité, il est rare de trouver des études qui évaluent exactement les mêmes biens environnementaux. Pour le grand gibier par exemple, les études de valorisation les plus connues aux Etats-Unis et au Canada concernent des espèces comme le daim ou le cerf de Virginie, mais qui peuvent être différentes suivant les zones. Malgré ses inconvénients, la méta-analyse semble donc la technique la plus adaptée pour l'évaluation des bénéfices du

grand gibier dans la région Aquitaine. Nous allons essayer d'analyser l'application de cette méthode pour le cas des bénéfices procurés par le grand gibier dans la région Aquitaine.

2. Méta-analyse sur les valeurs économiques de la chasse et de l'observation du grand gibier

La comparaison des méthodes de transfert de bénéfices réalisée dans le paragraphe précédent fait apparaître la supériorité de la méta-analyse en termes de capacité de prédiction. Nous allons donc choisir cette méthode et essayer de l'appliquer pour le transfert des bénéfices de la chasse et de l'observation du grand gibier à partir des données provenant de la littérature. Avant de procéder à l'analyse des données et à la construction du méta-modèle, un cadrage théorique de la méta-analyse est nécessaire.

2.1 L'approche théorique de la méta-analyse

Pour étudier la consommation d'un bien environnemental (par la chasse ou par l'observation des animaux), la fonction d'utilité est essentiel. Selon Bergstrom et Taylor (2006), il existe trois approches théoriques de l'utilité :

- L'approche par utilité théorique fortement structurée ou en anglais « *strong structural utility theoretic approach* » (SSUT) : la spécification de la fonction d'utilité doit être choisie suivant la théorie économique. Elle impose des restrictions dans la modélisation puisqu'elle limite fortement le choix des variables explicatives. Elle a été utilisée notamment par Smith et Pattanayak (2006).
- L'approche par utilité théorique non structurée ou en anglais « *non structural utility theoretic approach* » (NSUT) : les variables explicatives de la fonction d'utilité sont toujours choisies suivant la théorie économique mais les liens entre elles et la forme de la fonction d'utilité ne sont pas explicites. Elle a été utilisée par exemple par Woodward et Wui (2001). Les variables explicatives sur la valeur économique d'une zone humide ont été déterminées de façon empirique par les caractéristiques des sites.
- L'approche par utilité théorique faiblement structurée ou en anglais « *weak structural utility theoretic approach* » (WSUT) : la forme de la fonction d'utilité est considérée comme inconnue mais les variables explicatives sont issues de la théorie. Elle autorise une flexibilité quant à l'usage d'autres variables explicatives autres que celles issues de la théorie.

En utilisant la méta-analyse, on se retrouve dans cette troisième catégorie. Il sera possible de tester les variables méthodologiques dans cette approche, contrairement à la SSUT et d'utiliser des variables *proxy*. Nous nous basons sur les travaux de Bergstrom et Taylor (2006) pour spécifier la fonction d'utilité indirecte d'un individu qui est de la forme :

$$U = U(p, R, L, q, SUB, H, I) \quad (1.23)$$

où U est la fonction d'utilité indirecte, p le prix des biens, R le revenu du ménage, L les quantités de loisirs, q la mesure de la qualité des biens non marchands, SUB les quantités de substitut de loisir accessible à l'individu, H les autres caractéristiques socio-économiques autres que le revenu et enfin I le niveau d'information disponible pour l'individu. Un transfert de la valeur du bénéfice d'un bien non marchand du site de référence A vers le site d'application B , produira la variation de l'utilité suivante :

$$\Delta U = U(p^B, R - WTP, L^B, q^B, SUB^B, H, I) - U(p^A, R, L^A, q^A, SUB^A, H, I) \quad (1.24)$$

La solution de ce problème conduit à la formalisation du CAP de la manière suivante :

$$WTP = f(p^B - p^A, L^B - L^A, q^B - q^A, SUB^B - SUB^A, H, I) \quad (1.25)$$

Si des incertitudes existent sur l'offre et la demande, cette équation comprendra en plus un terme aléatoire. Cette formalisation pose les hypothèses de la méta-analyse. Premièrement, elle renforce les conditions d'application du transfert de bénéfices entre deux sites telles qu'exposées par Rosenberger et Loomis (2001). Les deux sites doivent avoir le même niveau de revenu R , les mêmes caractéristiques socio-économiques H et enfin le même niveau d'information I . Deuxièmement, elle montre que l'effet du revenu s'annule dans la modélisation de l'utilité de l'individu dans (1.25).

2.2 Les données utilisées

Afin d'appliquer le modèle théorique de la méta-analyse et en second lieu de faire le transfert de bénéfices proprement dit, la première étape a été de trouver les études pertinentes. Navrud (2006) donne un aperçu des bases de données existantes sur les études primaires en matière d'évaluations environnementales (Encadré 1.1). Nous avons choisi de travailler avec la base de données de l'USDA car elle rassemble les sources les plus importantes en matière

d'évaluation de la chasse et de l'observation du grand gibier. Par ailleurs, les données sont faciles à manipuler du fait des codifications des variables.

Encadré 1.1 : Etats des lieux des bases de données existantes sur les études primaires

Bases de données internationales

- EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory) : base de données canadienne provenant de synthèse bibliographique ; export difficile ; pas de codage.
- ENVALUE : base de données australienne ne mentionnant pas les activités liées au grand gibier.
- RED (Review of Externality Data) : base de données européenne ne mentionnant pas les activités liées au grand gibier.
- BeTa (Benefits Table) : base de données européenne sur les valeurs économiques reliées à la pollution.
- NOAA : base de données sur les valeurs économiques des récifs coralliens et les activités de récréation en zone côtière.

Base de données nationales

- NMVD (Non Market valuation database): base de données provenant de la Nouvelle Zélande ne mentionnant pas les activités liées au grand gibier.
- ValueBase SWE : base de données suédoise ; peu pratique car pas de codage.
- UK DEFRA Environmental Valuation Source List : base de données non disponible.
- USDA NRCS (Natural Resource Conservation Service) : base de données américaine sur les activités récréatives en pleine nature.

2.2.1 La base de données de l'USDA

La base de données de l'USDA contient au total 163 études d'évaluation de 21 activités récréatives en pleine nature, réalisées aux Etats-Unis et au Canada entre 1967 et 1998. Elle rapporte 760 valeurs du surplus du consommateur pour une journée par individu qui proviennent de la revue de la littérature existante. Ces valeurs ont été obtenues par l'utilisation des méthodes d'évaluation directe (ex : évaluation contingente) et indirecte (ex : méthode de coût de déplacement). Elle a fait l'objet de plusieurs publications : Rosenberger et Loomis (2001) ; Loomis et White (1996) et Genty (2005), ce qui montre sa validité scientifique.

Rosenberger et Loomis (2001) ont utilisé cette base de données pour réaliser un transfert de bénéfices avec la méthode de méta-analyse à l'échelle nationale puis à l'échelle régionale. L'idée est de comparer le pouvoir explicatif des modèles régionaux par rapport au modèle national afin de capter les erreurs dues aux facteurs socio-économiques non pris en compte.

La collecte de données s'est effectuée en plusieurs phases. La première revue de la littérature concerne les valeurs des activités en milieu naturel ainsi que la valeur d'usage des aménités offertes par les forêts. Sorg et Loomis (1984) ont commencé le remplissage de cette base avec

des études couvrant la période de 1960 à 1982 et ont rapporté 93 estimations de bénéfices. Une deuxième étape reprenait la même base pour des études publiées entre de 1983 et 1989, celle-ci a permis d'avoir 287 estimations de bénéfices (Walsh *et al.* 1988 ; 1992). Une troisième revue de la littérature a couvert la période 1968 à 1993 (MacNair, 1993). Enfin, une quatrième revue de la littérature a été réalisée par Loomis et Rosenberger (2001) concernant la période de 1988-1998. Les valeurs récréatives de la pêche concernant la période de 1998 à 2003 ont été liées à cette base.

Compte tenu de différentes étapes des revues de littérature et de la diversité des personnes qui ont travaillé sur la base de données, une attention particulière a été portée sur la création des champs à remplir. Pour chaque estimation, 126 champs sont renseignés qui couvrent cinq thèmes :

- Les caractéristiques générales de l'étude : le titre, l'éditeur, les auteurs, le pays... ;
- La mesure du bénéfice : les valeurs des bénéfices (valeur originale, actualisée en 2004), une description de la zone, le changement proposé, les méthodes utilisées (directes ou indirectes)... ;
- Des détails sur l'application de la méthode d'évaluation contingente : le type de questionnaire (ouvert ou fermé), l'utilisation d'une enchère répétitive ou d'une carte de paiement, le type d'estimateurs... ;
- Des détails sur l'application de la méthode de coût de déplacement : type de méthode (zonal, individuel, random), estimateur, qualité des sites, coût unitaire par km, taux de valorisation du temps... ;
- Les caractéristiques de la zone d'étude : le type de milieu (forêt naturelle, parc, lac, privé/public...) ; les espèces animales présentes sur le milieu, le type d'activité récréative, les traits socio-économiques de la population (âge, sexe, résidence, revenu moyen).

Ces champs sont détaillés dans l'annexe 2.

2.2.2 Extraction et mise à jour de la base de données

Dans le cadre de cette thèse, seuls les bénéfices pouvant être liés au grand gibier nous intéressent. Aussi, il a été nécessaire de les extraire de l'ensemble de la base de données de l'USDA. La méthode consiste à sélectionner les valeurs à partir de la variable V103, qui indique le type d'activité récréative étudié dans les études de référence. Une requête sur le

logiciel Access a permis de spécifier le code correspondant aux activités récréatives de chasse (14) et d'observation des animaux (16). Dans un deuxième temps, on opère une deuxième sélection en utilisant la variable V095 qui renseigne sur les espèces animales présentes dans le milieu d'étude. Elle a une valeur de 1 pour le grand gibier.

Cette extraction de données a permis d'obtenir 195 valeurs de bénéfice de la chasse au grand gibier et 60 valeurs de bénéfice pour l'observation des animaux dont le grand gibier. Nous avons enrichi ces résultats par des études récentes non citées dans la base de données de l'USDA. 17 valeurs supplémentaires ont donc été rajoutées sur le bénéfice de la chasse au grand gibier et 48 pour l'observation du grand gibier. Les codifications de la base de données de l'USDA ont été conservées afin d'obtenir une base de données finale homogène.

Les sources de données sont composées par des articles dans les journaux scientifiques, des ouvrages, des actes de colloque, des rapports, des thèses, des mémoires universitaires, et enfin par des documents de travail. La répartition des valeurs suivant les sources bibliographiques est donnée dans le tableau 1.1. Les études, les auteurs et les références sont donnés dans les annexes 3 et 4.

Tableau 1.1 : Classification des valeurs du grand gibier suivant les sources de données

| Activités | Chasse | Observation des animaux |
|----------------------|------------|-------------------------|
| Journaux | 29 | 2 |
| Actes de colloque | 3 | 1 |
| Documents de travail | 50 | 0 |
| Rapports | 168 | 105 |
| Total | 250 | 108 |

Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

Sur ce total de 358 valeurs du grand gibier, seules 3 valeurs proviennent du Canada, les autres valeurs provenant essentiellement des Etats-Unis. Les différents valeurs dans la base de données ont été ajustées par les auteurs cités précédemment pour tenir compte des variations des études (cf. annexes 3 et 4). Les unités de valeur de référence sont différentes d'une étude à l'autre. Les surplus du consommateur rapportés dans la littérature ont été mesurés soit par jour, par sortie, par saison ou par année. Un ajustement a donc été effectué afin de ramener les valeurs des CAP et des CAR à une journée par personne.

En ce qui concerne les variations temporelles des sources de données, elles ont été corrigées par l'utilisation d'un même taux d'inflation afin de tout ramener en \$ de l'année 2004⁵.

Pour notre part, nous avons transformé les variables qualitatives multimodales en variables dichotomiques de type (1, 0). Elles renvoient aux variables sur les sources bibliographiques (DOCUMENT TYPE), les régions (REGION FOR TABLES), les supports de paiement pour les méthodes d'évaluation contingente (PAYVEHICLE), le type d'échantillonnage (SAMPFRAME), et les sources de financement (STDYSPONSOR). Les variables testées dans le modèle sont pour la plupart qualitatives et codées 1 si l'étude présente la modalité étudiée et 0 sinon.

L'un des majeurs problèmes de cette base de données est l'insuffisance d'information sur les variables socio-économiques telles que les revenus, l'âge ou l'expérience des usagers de la ressource. Une grande partie des documents utilisés sont des rapports nationaux provenant des enquêtes quinquennales sur les activités récréatives aux Etats-Unis. Les caractéristiques des personnes répondant à ces enquêtes n'ont pas été rapportées à cause de la taille de l'échantillon (environ 10 000 chasseurs). Ce problème a été soulevé dans la plupart des études qui ont utilisé la base de données de l'USDA notamment par Rosenberger et Loomis (2001) et Genty (2006). Ceci concerne en particulier l'activité de chasse et d'observation des animaux rendant difficile tout transfert de bénéfices vers d'autres sites.

Nous avons essayé de prendre les variables socio-économiques d'un individu moyen dans les Etats où l'étude a été réalisée. Les données sur l'âge moyen, le revenu et le niveau d'éducation aux Etats-Unis sont accessibles à partir du site www.fedstats.gov. Ce sont ces variables *proxy* qui vont être testées dans les modèles.

2.3 Analyse exploratoire des données

2.3.1 Les valeurs économiques du grand gibier

Le tableau 1.2 donne une analyse descriptive synthétique des valeurs économiques du grand gibier par la chasse et par l'observation.

⁵ Le taux d'inflation utilisé provient du site internet de l'US department of Labor : www.bls.gov.

Tableau 1.2: Statistiques descriptives de la valeur économique de la chasse et de l'observation des animaux (\$/jour/personne)

| Statistiques | Chasse | Observation des animaux |
|-------------------------------|------------|-------------------------|
| Moyenne | 62,47 | 39,13 |
| Médiane | 47,06 | 36,55 |
| Mode | 33,62 | 37,98 |
| Maximum | 1 118,41 | 122,30 |
| Minimum | 1,34 | 8,11 |
| Ecart type | 92,88 | 18,85 |
| Nombres d'observations | 250 | 108 |

Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

Elles montrent d'abord que la valeur moyenne d'usage du grand gibier par l'activité de chasse est plus élevée que la valeur moyenne d'usage par l'observation des animaux avec 62 \$ par jour contre 39 \$ par jour. Les valeurs de la chasse sont plus dispersées que les valeurs de l'observation des animaux, les écarts types sont de 93 \$ pour la première activité contre 19 \$ pour la seconde. En comparant les trois valeurs centrales (moyenne, médiane et mode) avec la relation de Yule, on peut avancer que les deux distributions sont asymétriques à gauche ; les petites valeurs sont donc plus fréquentes que les valeurs élevées. Elles peuvent être considérées comme le résultat d'un transfert de bénéfices par la valeur centrale (paragraphe 1.6.1).

2.3.1.1 Type de changement mesuré

Les contextes de chaque étude sont différents. La manière dont le questionnaire a été introduit dans les études primaires peut changer l'interprétation des valeurs économiques dans les transferts de bénéfices. Dans la base de données de l'USDA, différentes situations sont présentes comme le tableau 1.3 le montre.

Tableau 1.3 : Types de changements et valeurs du surplus du consommateur (en \$/jour/personne) pour la chasse au grand gibier

| Types de changement | Nombre d'estimations | Moyenne |
|--|----------------------|--------------|
| Attraper un animal supplémentaire par an | 89 | 65,77 |
| Diminuer l'accès au service récréatif de 50 % | 5 | 8,60 |
| Effectuer une sortie de chasse supplémentaire | 5 | 577,90 |
| Améliorer la qualité des sites | 3 | 49,56 |
| Doubler la chance d'attraper un animal ou de capturer un animal plus gros | 2 | 44,34 |
| Augmenter le nombre d'animaux de 10 000 têtes dans chaque conté durant la saison de battue | 1 | 1,78 |
| Augmenter le territoire de chasse de 100 000 acres dans chaque conté durant les saisons de chasse individuelle | 1 | 1,73 |
| Augmenter le nombre de chasseurs participant à la chasse | 1 | 131,60 |
| Augmenter le nombre de jours annuels de chasse de 10 à 26 | 1 | 106,42 |
| Doubler la chance d'attraper un mâle adulte | 1 | 94,14 |
| Augmenter la surface de terre agricole ouverte à la battue de 10 % | 1 | 2,27 |
| Augmenter la surface de terre agricole ouverte à la chasse individuelle de 10 % | 1 | 1,95 |
| Augmenter le nombre de jours annuels de chasse de 1 jour | 1 | 4,02 |
| Augmenter le droit d'accès aux territoires de chasse avec un coût variant entre 1 \$ et 10 \$ | 1 | 1,34 |
| Augmenter le nombre d'animaux de 10 000 têtes dans chaque conté durant la saison de chasse individuelle | 2 | 4,01 |
| Doubler les prix de substitution | 1 | 11,62 |
| Réduire l'affluence de chasseurs | 1 | 48,73 |
| Non renseignés | 133 | 46,49 |

Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

Le surplus du consommateur mesure le CAP lorsque le changement proposé dans le tableau 1.3 améliore son niveau d'utilité. Lorsque la situation, au contraire, diminue son niveau d'utilité, on mesure le CAR pour éviter ces situations. Il s'agit de répondre à la question suivante : Quelle somme doit-on donner ou prélever à l'individu pour que son niveau de bien-être soit le même après le changement ? Le type de changement le plus fréquemment proposé pour la chasse au grand gibier consiste à prélever un animal supplémentaire par sortie. La moyenne des CAP individuels trouvée est de 65,82 \$ par jour avec de grande variation suivants les changements proposés.

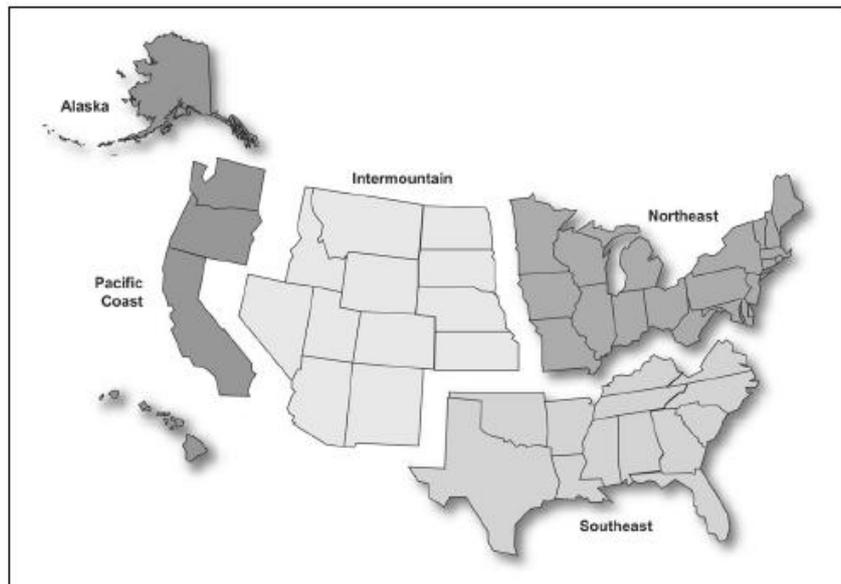
53 % des estimations des valeurs de la chasse ne comportent cependant pas d'information sur le changement de situation. Ce champ n'est pas renseigné notamment sur l'observation des animaux puisque l'objectif des études primaires n'était pas de faire un transfert de bénéfices. La reprise de plusieurs rapports (Waddington, 1991 ; US Department of Fish and Wildlife

service *et al.*, 2006) a également montré que les études mesuraient une variation équivalente du surplus du consommateur.

2.3.1.2 Valeur économique suivant les localisations des études

La variable V019ccc divise les Etats-Unis en 5 zones suivant les localisations des études dans la figure 1.9. Ce découpage provient des services régionaux de gestion des forêts aux Etats-Unis (United States forest service regions). Certaines études ont été menées sur plusieurs sites et forment une classe à part dans les tableaux suivants.

Figure 1.9 : Cartographie des différentes zones d'études aux Etats-Unis



Source : Loomis, 2005.

Les tableaux 1.4 et 1.5 permettent de comparer les valeurs trouvées suivant la localisation géographique des études pour les deux activités.

Tableau 1.4 : Analyse descriptive du surplus du consommateur pour l'activité de chasse suivant les zones d'étude (\$/jour/personne)

| Régions | Nombre d'estimations | Moyenne | Minimum | Maximum | Écart Type |
|-------------------|----------------------|---------|---------|----------|------------|
| Alaska | 6 | 64,60 | 47,06 | 85,45 | 13,59 |
| Côte Pacifique | 20 | 174,86 | 6,26 | 1 118,41 | 283,07 |
| Entre montagne | 86 | 59,53 | 6,85 | 280,88 | 45,88 |
| Nord Est | 84 | 48,21 | 1,73 | 250,89 | 34,09 |
| Sud Est | 46 | 45,92 | 1,34 | 118,01 | 25,40 |
| Régions multiples | 8 | 56,49 | 6,00 | 232,58 | 72,46 |

Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

La moyenne générale de la valeur de la chasse de 62 \$ par jour cache des variations spatiales. Elle est la plus élevée sur la Côte Pacifique (175 \$ par jour en moyenne) et la plus faible dans la région du Sud Est des Etats-Unis (46 \$ par jour par personne).

En ce qui concerne le surplus du consommateur pour l'observation des animaux, on obtient les statistiques suivantes par région :

Tableau 1.5 : Analyse descriptive du surplus du consommateur pour l'activité d'observation des animaux suivant les régions d'étude (\$/j/personne)

| Région | Nombre d'estimations | Moyenne | Minimum | Maximum | Écart Type |
|-------------------|----------------------|---------|---------|---------|------------|
| Alaska | 5 | 81,88 | 63,50 | 122,30 | 23,97 |
| Côte Pacifique | 10 | 34,69 | 8,11 | 53,64 | 12,01 |
| Entre montagne | 26 | 39,22 | 13,56 | 67,82 | 14,27 |
| Nord Est | 42 | 34,80 | 10,73 | 96,30 | 17,53 |
| Sud Est | 24 | 40,31 | 18,14 | 90,88 | 16,44 |
| Régions multiples | 1 | 20,47 | 20,47 | 20,47 | |

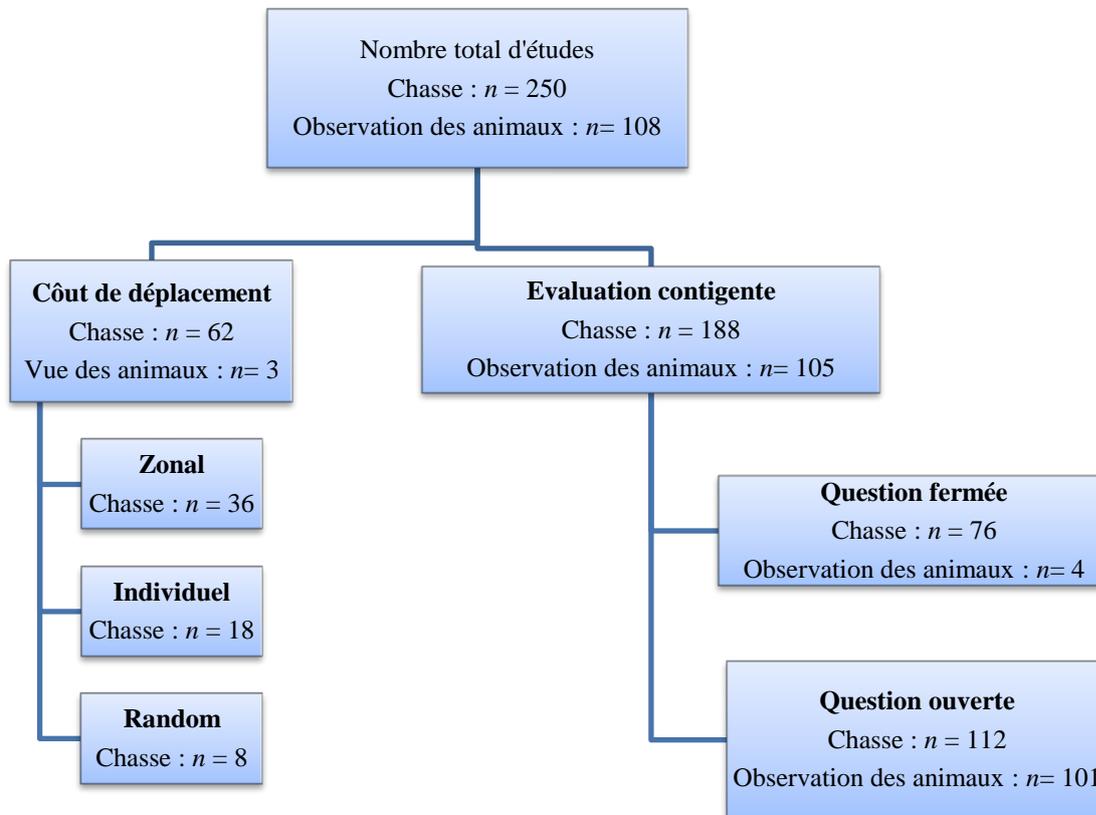
Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

Inversement à l'activité de chasse, l'observation du grand gibier est la plus faible sur la Côte Pacifique (35 \$). Elle est la plus valorisée dans la région de l'Alaska (82 \$). Par rapport à la structure de l'échantillon, on remarque une concentration des études provenant de la région Entre Montagne et de la région du Nord Est à la fois pour la chasse et l'observation du grand gibier.

2.3.2 Les valeurs économiques suivant les méthodes d'évaluation

Comme nous l'avons expliqué précédemment, la mesure du surplus du consommateur peut se faire soit par les méthodes indirectes (coût de déplacement), soit par les méthodes directes (évaluation contingente). La figure 1.10 donne une classification des études utilisées suivant les méthodes. Le nombre des études par activité et par méthode est également donné.

Figure 1.10 : Classification des études utilisées pour le transfert des valeurs de la chasse te de l'observation du grand gibier



n: nombre d'études observées.

Le tableau 1.6 montre la différence de valeurs des CAP induite par le choix méthodologique pour l'activité de chasse.

Tableau 1.6: Comparaison du surplus du chasseur suivant les méthodes (\$/jour/personne)

| Méthode d'évaluation | Nombre d'estimations | Moyenne | Minimum | Maximum | Écart Type |
|------------------------|----------------------|---------|---------|----------|------------|
| Coût de déplacement | 62 | 97,26 | 1,73 | 1 118,41 | 177,50 |
| Evaluation contingente | 188 | 51,00 | 1,34 | 143,77 | 25,99 |

Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

Les méthodes de coût de déplacement donnent ainsi des valeurs plus élevées (97 \$/jour/personne) que les méthodes d'évaluation contingente, 51 \$/jour/personne. Ce résultat rejoint les tendances dans la littérature sur l'évaluation du patrimoine naturel (Walsh *et al.* 1992 ; Carson *et al.* 1996).

Pour l'observation des animaux, ce sont au contraire les méthodes d'évaluation directe qui donnent les valeurs de surplus du consommateur les plus élevées. 97 % des études présentes

dans la base de données utilisent la méthode d'évaluation contingente. Ceci peut entraîner une insuffisance de variation dans les modèles économétriques et justifient le résultat précédent.

Tableau 1.7 : Comparaison du surplus du promeneur suivant les méthodes (\$/jour/personne)

| Méthode d'évaluation | Nombre d'estimations | Moyenne | Minimum | Maximum | Écart Type |
|------------------------|----------------------|---------|---------|---------|------------|
| Coût de déplacement | 3 | 23,92 | 18,14 | 33,17 | 8,09 |
| Evaluation contingente | 105 | 39,56 | 8,11 | 122,30 | 18,90 |

Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

2.3.2.1 Détails pour l'utilisation de la méthode d'évaluation contingente

Avec une question ouverte, on demande directement la somme maximale que l'individu est disposé à payer. C'est la méthode utilisée par exemple par Goodwin *et al.* (1993) dans le Kansas. Avec une question fermée, on fixe la somme à payer ou à recevoir et l'individu répond s'il est oui ou non prêt à accepter l'offre. Hanemann (1984) est l'un des premiers économistes à avoir utilisé ce type de format.

Tableau 1.8 : Comparaison de la valeur de la chasse par type de questionnaire avec l'évaluation contingente (\$/jour/personne)

| Type de questionnaire | Nombre d'estimation | Moyenne | Minimum | Maximum | Écart Type |
|-----------------------|---------------------|---------|---------|---------|------------|
| Questionnaire ouvert | 112 | 59,29 | 1,34 | 128,85 | 24,05 |
| Questionnaire fermé | 76 | 38,79 | 9,24 | 143,77 | 23,98 |

Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

Ici, on remarque que les individus expriment des valeurs plus élevées avec une question ouverte que fermée ; 59,29 \$/jour/personne contre 38,79 \$/jour/personne. Il est cependant à noter que ce type de questions donne lieu à de nombreux biais, notamment une surestimation de la disposition à payer réelle du fait de la difficulté de la mise en situation.

Pour l'observation des animaux, les études présentes dans la base donnée utilisent en majeure partie la question ouverte pour estimer le CAP des individus.

Tableau 1.9 : Comparaison de la valeur de l'observation des animaux par type de question utilisé dans l'évaluation contingente (\$/jour/personne)

| Type de questionnaire | Nombre d'estimation | Moyenne | Minimum | Maximum | Écart Type |
|-----------------------|---------------------|---------|---------|---------|------------|
| Question ouverte | 101 | 38,83 | 8,11 | 122,30 | 18,07 |
| Question fermée | 4 | 58,13 | 11,87 | 84,39 | 32,00 |

Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

Avec le système d'enchères, l'enquêteur présente une somme initiale, l'augmente jusqu'à ce que l'individu refuse de payer, puis la baisse jusqu'à ce que l'individu accepte à nouveau de payer. On n'en trouve cependant que 4 estimations dans l'ensemble de l'échantillon sur la chasse. De même, les méthodes par l'analyse conjointe, les cartes de paiement et les offres multiples sont peu utilisées dans les études sur la chasse et l'observation des animaux. En ce qui concerne la spécification, la majorité des études sur l'observation du grand gibier utilisant la question fermée le modélise avec la fonction logit.

2.3.2.2 Détails pour l'utilisation de la méthode de coût de déplacement

Les trois types de méthodes de coût de déplacement sont présents pour les valeurs de la chasse au grand gibier. Il s'agit de la méthode zonale, individuelle et random (cf. Annexe 1). Les estimations présentes dans la base donnent les résultats suivants.

Tableau 1.10 : Valeur de la chasse au grand gibier selon les différentes méthodes de coût de déplacement (\$/jour/personne)

| Type de méthode de coût de déplacement | Nombre d'estimation | Moyenne | Minimum | Maximum | Écart Type |
|--|---------------------|---------|---------|----------|------------|
| Zonal | 36 | 89,59 | 89,59 | 689,95 | 139,12 |
| Individuel | 18 | 152,17 | 152,17 | 1 118,41 | 256,99 |
| Random | 8 | 8,22 | 8,22 | 48,13 | 16,15 |

Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

La méthode la plus fréquente est le coût de déplacement zonal qui se base sur l'évaluation d'un seul site unique et n'intègre pas de variables socio-économiques. L'approche individuelle, moins fréquente, donne cependant des valeurs plus importantes (152,17 \$/jour/personne), tandis que la prise en compte des sites de substitution par l'approche aléatoire donne des valeurs relativement faibles (8,22 \$/jour/personne). La répartition des études suivant les estimateurs statistiques utilisées est donnée dans le tableau 1.11. Il montre la supériorité des surplus du consommateur estimé avec les MCO.

Tableau 1.11 : Valeur économique de la chasse au grand gibier suivant le type d'estimateurs utilisé dans les modèles de coût de déplacement (\$/jour/personne)

| Type d'estimateur | Nombre d'estimation | Moyenne | Minimum | Maximum | Écart Type |
|--|---------------------|---------|---------|----------|------------|
| MCO | 33 | 126,94 | 126,94 | 1 118,41 | 228,20 |
| Modèle de comptage (Poisson, Binomiale négative) | 10 | 103,79 | 103,79 | 280,88 | 99,20 |
| Autres : moindres carrés non linéaires (MCONL), moindres carrés non linéaires tronqués (MCNLT), etc. | 18 | 31,70 | 31,70 | 169,30 | 49,53 |

Source : Base de données de l'USDA et recherche documentaire.

Pour la valorisation du temps, c'est la rémunération salariale qui est appliquée avec toutefois un taux variant entre 25 % et 50 %. Le coût unitaire du déplacement est généralement fixé à l'avance, la moyenne trouvée est de 0,27 \$/miles, soit 0,17 \$/km.

2.3.3 Les caractéristiques socio-économiques des chasseurs et des promeneurs aux Etats-Unis

Ces types de variables étant peu renseignés dans la base de données de l'USDA, nous utilisons les caractéristiques socio-économiques de l'individu moyen aux Etats-Unis. Les statistiques démographiques officielles suivant les zones décrites dans la figure 1.9 sont présentées dans le tableau 1.12.

Tableau 1.12 : Quelques variables socio-économiques proxy aux Etats-Unis

| Régions | Age (année) | Niveau d'éducation moyen | Sexe (% de femmes) | Revenu moyen du ménage (\$/an) |
|-------------------|-------------|--------------------------|--------------------|--------------------------------|
| Alaska | 33,33 | 28,00 | 21,10 | 46 646,11 |
| Côté Pacifique | 35,38 | 28,08 | 26,83 | 39 186,93 |
| Entre Montagne | 34,74 | 24,10 | 29,24 | 35 442,54 |
| Nord Est | 36,89 | 26,05 | 31,41 | 43 613,05 |
| Sud Est | 35,13 | 22,36 | 32,56 | 38 280,12 |
| Régions multiples | 35,16 | - | - | 36 224,42 |

Source : www.fedstats.gov

La deuxième colonne donne l'âge médian des individus en 1999. La troisième colonne donne une appréciation globale des niveaux d'éducation suivant les zones d'études. Il s'agit des pourcentages de la population de plus de 25 ans ayant un niveau *Bachelor* ou plus en 2002. On remarque peu de tendances en particulier pour ces variables. Les revenus proviennent des données de 1999. On peut noter un niveau de revenu plus élevé en Alaska et dans la région du Nord Est. Les valeurs obtenues pour les régions multiples viennent d'une agrégation des données par Etat.

2.4 Résultats

2.4.1 Spécification du modèle économétrique

Plusieurs types d'ajustement existent pour estimer les coefficients de la régression de la méta-analyse. Enjolras et Boisson (2007) optent par exemple pour un ajustement semilog et un ajustement par les moindres carrés généralisés. La forme de l'utilité la plus utilisée est la forme linéaire. Ici, nous allons l'utiliser en adoptant les notations usuelles en économétrie. Soit A les sites d'où proviennent les données, l'équation expliquant les CAP peut être formalisée de la façon suivante :

$$y_i^A = \alpha_1^A + \beta_1^A X_{1i}^A + \beta_2^A X_{2i}^A + \beta_3^A X_{3i}^A + \varepsilon_i \quad (1.26)$$

où i fait référence aux différentes mesures trouvées dans la littérature, y_i^A la variable dépendante qui est la variation du surplus du consommateur par jour et par individu, X_{1i}^A un vecteur regroupant les variables liées à la méthodologie utilisées dans l'étude, X_{2i}^A le vecteur des variables socioéconomiques (âge, éducation, revenu...), X_{3i}^A le vecteur des variables liées aux qualités des sites (type des milieux, aménagement...), α^A et β_j^A sont les paramètres estimés et ε_i le vecteur des erreurs du modèle. A ce niveau, nous allons enlever les indices A indiquant que les variables proviennent des sites de référence.

$$y_i = \beta_1 X_{1i} + \beta_2 X_{2i} + \beta_3 X_{3i} + \varepsilon_i \quad (1.27)$$

Le test d'hétéroscédasticité de White (White, 1980 ; encadré 1.2) est cependant significatif montrant l'existence de corrélations entre les études sur la chasse comme le montre le tableau 1.13. L'hypothèse nulle d'homoscédasticité est donc rejetée. Ceci empêche l'utilisation d'un estimateur basé sur les Moindres Carrées Ordinaires (MCO) simples.

Tableau 1.13 : Détection de problèmes d'hétéroscédasticité sur le méta-modèle de la chasse

| | | | |
|---------------|-------|-------------|------|
| F-statistic | 7.64 | Probability | 0.00 |
| Obs*R-squared | 98.09 | Probability | 0.00 |

Rosenberger et Loomis (2001) proposent d'utiliser la méthode des MCO avec l'estimateur de Newey West (encadré 1.3) afin de tenir compte de ces problèmes de corrélations entre les études. Cet estimateur traite à la fois les problèmes d'hétéroscédasticité et d'autocorrélation (dit HAC *Heteroskedasticity and Autocorrelation Consistent*). Il est préféré à l'estimateur

classique de White (dit HC *Heteroskedasticity Consistent*) car il ne nécessite pas la connaissance de la forme de l'hétéroscédasticité et de l'autocorrélation.

La sélection des variables explicatives a été effectuée en enlevant une par une celles qui présentent un paramètre le moins significatif suivant le test de Student (Student, 1914 ; encadré 1.5). La régression est recalculée jusqu'à l'obtention d'un modèle avec uniquement les k variables explicatives significatives. Cette méthode est dite descendante ou « *stepwise* » (Saporta, 2006).

Encadré 1.2 : Le test d'hétéroscédasticité de White

Le test de White (1980) est un test d'homoscédasticité fondé sur l'existence d'une relation entre le carré du résidu et une ou plusieurs variables explicatives en niveau ou au carré :

$$\varepsilon_i = \alpha_0 + \alpha_1 X_{1i} + \alpha_2 X_{1i}^2 + \alpha_3 X_{2i} + \alpha_4 X_{2i}^2 + \alpha_5 X_{1i} X_{2i} + u_i$$

où ε_i sont les résidus du modèle, X_{1i} et X_{2i} sont les variables explicatives du modèle et α_k les coefficients de la régression à estimer. Le test se présente de la façon suivante :

H_0 : homoscédasticité, la variance des erreurs est constante

H_1 : hétéroscédasticité, les erreurs varient avec les variables explicatives.

Si au moins un des coefficients de cette régression est significatif alors on rejette l'hypothèse nulle d'homoscédasticité en faveur de l'hypothèse alternative d'hétéroscédasticité.

Pour effectuer ce test, on utilise la statistique de TR^2 , où T est le nombre d'observation et R^2 le coefficient de détermination de la régression précédente.

$$TR^2 \sim \chi_{1-\alpha}^2(2p)$$

Cette statistique suit une distribution de Chi2 à $2p$ degrés de liberté, où p est le nombre de variables explicatives excluant la constante.

Règle de décision

- Si $TR^2 < \chi_{0,95}^2(2p)$ alors l'hypothèse nulle d'homoscédasticité est acceptée au seuil de 5 %.

- si $TR^2 > \chi_{0,95}^2(2p)$ la p -value $< 0,05$ alors on rejette H_0 au seuil de 5 % et donc les résidus sont hétéroscédastiques.

Source : Greene, 2002.

Encadré 1.3 : Correction de l'hétéroscédasticité par l'estimateur de Newey West

L'estimateur de Newey West (Newey et West, 1987) est donné par :

$$\sum_{NW} = (X'X)^{-1} \times \sum_{t=1}^T e_t^2 x_t x_t' \times (X'X)^{-1} + (X'X)^{-1} \times \left\{ \frac{1}{T} \sum_{j=1}^L \sum_{t=j+1}^T \left(1 - \frac{j}{L+1} \right) e_t e_{t-j} \left[x_t x_{t-j}' + x_{t-j} x_t' \right] \right\} \times (X'X)^{-1}$$

où T représente le nombre total d'observation et e_t est le résidu du modèle basé sur les MCO. L est un paramètre qui indique le nombre de décalage pour calculer les autocorrélations dans les résidus.

Source : Greene, 2002.

2.4.2 Méta-modèle sur la chasse au grand gibier

Le modèle final contient ainsi 17 variables explicatives des surplus du consommateur pour la chasse au grand gibier. Son pouvoir explicatif est élevé puisque le R^2 ajusté est de 0,80, ce qui signifie que 80 % de la variance totale sur les mesures de bénéfice est expliquée par le modèle. La constante n'est pas significative. Il reste cependant 20 % de la variation totale qui n'est pas expliquée par le modèle. Ces variables avec les statistiques descriptives sont données dans le tableau 1.14.

Tableau 1.14 : Statistique descriptive des variables utilisées dans la méta-analyse

| Noms des variables | Détails | Médiane | Moyenne | Max | Min |
|--------------------|---|---------|---------|-----|------|
| AVGAGE | Age moyen de la population dans chaque état (variable <i>proxy</i> de l'âge des chasseurs) | 35,59 | 35,56 | 47 | 27,1 |
| BENMEAS | Bénéfice mesuré 1= CAP ; 0 = CAR | 1 | 0,872 | 1 | 0 |
| CVM | Méthode d'évaluation 1 = Evaluation contingente (CVM) ; 0 = non (TCM, analyse conjointe) | 1 | 0,752 | 1 | 0 |
| CVMMCO | Type de spécification pour question ouverte CVM ; 1 = MCO; 0 = non (MCO semi paramétrique, Tobit, autres) | 0 | 0,004 | 1 | 0 |
| CVUPTRUNC | Limite maximale pour les CVM; 1,0; 1 = oui; 0= pas de limites | 0 | 0,008 | 1 | 0 |
| ESTSELEC | Recommandation de l'auteur pour un transfert de bénéfices; 1,0; 1 = oui; 0 = non | 0 | 0,108 | 1 | 0 |
| EXPENDAT | Données sur les dépenses rapportées dans l'étude (ex : hôtel, restauration, équipement, etc.); 1,0; 1 = oui; 0 = non | 0 | 0,068 | 1 | 0 |
| FOREST | Site de récréation dans une forêt ; 1,0; 1 = oui ; 0 = non | 1 | 0,676 | 1 | 0 |
| HNNEGMEAN | Valeurs négatives autorisées 1 = oui ; 0 = non | 0 | 0,012 | 1 | 0 |
| ITBID | Utilisation d'enchère répétitive; 1,0; 1 = oui; 0 = non. | 0 | 0,012 | 1 | 0 |
| LAKE/RESERVOIR | Lac ou réservoir ; 1,0; 1 = oui ; 0 = non | 0 | 0,012 | 1 | 0 |
| MAILSVY | Enquête par email ; 1,0; 1 = oui; 0 = non | 0 | 0,256 | 1 | 0 |
| MULTSITE | Multi site 1,0; 1 = oui ; 0 = non | 0 | 0,436 | 1 | 0 |
| ORIGDATA | 1,0; 1 = c'est une étude primaire; 0 = non | 0 | 0,488 | 1 | 0 |
| ROSCCLASS | Zonage aux Etats-Unis : 1 = primaire; 2 = zone semi-primitive avec accès exclusivement non motorisé; 3 = zone semi-primitive avec accès motorisé; 4 = sentiers naturels, 5= zone rurale, 6 = zone urbaine, 7 = variée | 2 | 1,54 | 7 | 0 |
| SUBS | Inclusion des sites de substitution dans l'équation ; 1,0; 1 = oui ; 0 = non | 0 | 0,096 | 1 | 0 |
| TCMMCO | Type de spécification TCM 1 = MCO ; 0 = non (MCO semi paramétrique, TOBIT; POISSON, Neg Binomial, autres) | 0 | 0,132 | 1 | 0 |

Le résultat de la régression linéaire avec correction de l'hétéroscédasticité est donné dans le tableau 1.15.

Tableau 1.15 : Résultat de la méta-analyse sur la chasse au grand gibier

| Variable | Coefficient | Ecart type | t de Student | Probabilité |
|---|-------------|--------------------------------------|--------------|-------------|
| AVGAGE | 2,68 | 1,34 | 2,01 | 0,05 |
| BENMEAS | 308,44 | 49,84 | 6,19 | 0,00 |
| CVM | -168,05 | 26,49 | -6,34 | 0,00 |
| CVMMCO | 347,65 | 47,70 | 7,29 | 0,00 |
| CVUPTRUNC | 76,29 | 29,48 | 2,59 | 0,01 |
| ESTSELEC | 76,30 | 21,42 | 3,56 | 0,00 |
| EXPENDAT | 127,59 | 22,60 | 5,65 | 0,00 |
| FOREST | 74,00 | 10,84 | 6,83 | 0,00 |
| HNNEGMEAN | 220,75 | 32,72 | 6,75 | 0,00 |
| ITBID | -62,57 | 10,32 | -6,06 | 0,00 |
| LAKE_RESERVOIR | -268,40 | 95,63 | -2,81 | 0,01 |
| MAILSVY | -49,71 | 12,66 | -3,93 | 0,00 |
| MULTSITE | -103,54 | 17,02 | -6,08 | 0,00 |
| ORIGDATA | -244,70 | 40,86 | -5,99 | 0,00 |
| ROSCCLASS | -49,79 | 8,53 | -5,84 | 0,00 |
| SUBS | -44,77 | 18,03 | -2,48 | 0,01 |
| TCMMCO | 129,26 | 44,96 | 2,87 | 0,00 |
| <i>Critères d'appréciation du modèle</i> | | | | |
| R ² | 0,81 | Moyenne de la variable dépendante | | 63,36 |
| R ² ajusté | 0,80 | Ecart type de la variable dépendante | | 94,25 |
| Erreur standard de la régression | 42,18 | Critère d'information d'Akaike | | 10,39 |
| Somme des carrés moyens résiduels | 389 638,70 | Critère d'information de Schwarz | | 10,64 |
| Log de vraisemblance | -1 209,15 | Statistique de Durbin-Watson | | 2,11 |

Notes : R² représente le coefficient de détermination du modèle et mesure le pouvoir explicatif du modèle. R² ajusté est le coefficient de détermination du modèle ajusté avec les nombres de degrés de liberté. Les critères d'information d'Akaike et de Schwarz doivent être minimaux dans le choix du meilleur modèle. La statistique de Durbin-Watson indique la présence d'autocorrélation à moins de 0,8.

L'équation du modèle retenu est de la forme :

$$\begin{aligned} \text{WTP}_{2004} = & 2,68 * \text{AVGAGE} + 308,44 * \text{BENMEAS} - 168,05 * \text{CVM} + 347,65 * \text{CVMMCO} + \\ & 76,29 * \text{CVUPTRUNC} + 76,29 * \text{ESTSELEC} + 127,59 * \text{EXPENDAT} + 74,00 * \text{FOREST} + \\ & 220,75 * \text{HNNEGMEAN} - 62,57 * \text{ITBID} - 268,40 * \text{LAKE_RESERVOIR} - 49,71 * \text{MAILSVY} - \\ & 103,54 * \text{MULTSITE} - 244,70 * \text{ORIGDATA} - 49,79 * \text{ROSCLASS} - 44,77 * \text{SUBS} + 129,26 * \text{TCMMCO} \end{aligned} \quad (1.28)$$

En rouge, apparaissent les variables méthodologiques. En vert les variables environnementales et en noir l'âge et les autres variables liées à l'origine des données. On peut également classer les effets des variables explicatives sur les surplus du consommateur :

- Les variables corrélées positivement avec les surplus du consommateur : l'âge, les types de valeurs mesurées, la troncature, la recommandation de l'auteur, l'intégration des dépenses, l'utilisation de valeurs positives, les forêts et l'utilisation d'ajustement par les MCO.
- Les variables corrélées négativement avec les variations des surplus du consommateur : l'utilisation de la méthode de CVM, l'utilisation d'enchères répétitives, la présence de lac et réservoir, la diffusion des questionnaires par email, les études multi sites, les études primaires, l'accès aux zones et enfin les substituts.

2.4.2.1 Test sur la significativité globale du modèle

Nous allons vérifier avec le test de Fisher qui est un test d'hypothèse multiple sur les coefficients du méta-modèle (encadré 1.4). La statistique de Fischer est le rapport entre la variation expliquée par la régression et la variation résiduelle non expliquée par le modèle.

La somme des carrés des erreurs présente $236 - 17 - 1 = 218$ degrés de liberté. En effet, 13 observations ont été exclues par le logiciel compte tenu des données manquantes. La somme des carrés des écarts expliqués par le modèle présente 17 degrés de liberté. La statistique de Fischer obtenue est donc :

$$F = \frac{0,81 / 17}{(1 - 0,81) / (236 - 17 - 1)} = 54,67 > F(17, 218) = 1,66 \quad (1.29)$$

La valeur de la statistique de Fischer F est supérieure à la valeur critique avec 218 degrés de liberté. L'hypothèse nulle peut donc être rejetée avec un risque d'erreur inférieur à 5 %. Ce test indique qu'il existe un lien important entre la variable indépendante et les variables dépendantes. Le méta-modèle sur la chasse est donc pertinent. Par ailleurs, la valeur élevée du R^2 ajusté (80 %) est un indice de qualité de la régression, notamment dans le cadre d'un

transfert de bénéfiques. En effet, d'autres méta-modèles comme ceux de Rosenberger et Loomis (2001) ne dépassent pas les 50 %. Ceci montre que le modèle sur la chasse au grand gibier est beaucoup plus robuste que ceux prenant en compte l'ensemble des activités récréatives liées à la nature.

Encadré 1.4 : Test de Fisher ou test global

Il s'agit de vérifier que la liaison globale entre la variable dépendante y et les variables explicatives regroupées dans la matrice X est significative

$$y = x_1\beta_1 + x_2\beta_2 + \dots + x_k\beta_k + \varepsilon$$

Le test d'hypothèse est : $H_0 : \beta_1 = \beta_2 = \dots = \beta_k = 0$: la variable dépendante y ne dépend pas des variables explicatives X . En d'autres termes, la moyenne de y suffit à décrire les résultats.

H_1 : au moins un des coefficients est non nul.

La statistique de Fisher est obtenue par

$$F = \frac{R^2/K}{(1 - R^2)/(N - K - 1)} = \frac{SCEM/K}{SCER/(N - K - 1)} \sim F_{1-\alpha}(K, N - K - 1)$$

où R^2 représente le coefficient de détermination du modèle, K le nombre de variables explicatives, N le nombre d'observations. F est le rapport entre la somme des carrés moyens expliqués le modèle $SCEM$ et la somme des carrés moyens résiduels $SCER$, chaque terme est pondéré par les degrés de liberté. Cette statistique suit une loi de Fischer Snédécour à K et $N-K-1$ degrés de liberté.

Règle de décision : On rejette H_0 au risque α si :

$$F \geq F_{1-\alpha}(K, N - K - 1)$$

La régression est dans ce cas significative

Source : Saporta, 2006.

Encadré 1.5 : Test de Student ou test marginal

Pour chaque variable explicative indiquée par k , le test 'hypothèse est :

$$H_0 : \beta_k = 0$$

$$H_1 : \beta_k \neq 0$$

Il s'agit de tester si, pour un niveau de confiance donné (en général 95%), l'intervalle de confiance peut ou non contenir la valeur 0. En effet, si c'est le cas, il n'est pas certain que la variable explicative (ou le terme constant) intervienne réellement dans le modèle. La statistique de Student notée t_k nécessaire à ce test est donnée par :

$$t_k = \frac{\hat{\beta}_k}{S_k} \sim t_{1-\alpha}(N - K - 1)$$

où $\hat{\beta}_k$ est le coefficient de la variable estimé dans la régression, S_k l'écart type ce coefficient, α le seuil d'erreur (5 %), K le nombre de variables explicatives et N le nombre d'observations. Cette statistique suit une loi normale avec $N-K-1$ degré de liberté.

Règle de décision : On rejette H_0 si

$$|t_k| \geq t_{1-\alpha}(N - K - 1), \text{ ce qui équivaut à } p(t_{1-\alpha}(N - K - 1) \geq |t_k|) < \alpha$$

où $p(\cdot)$ est la probabilité d'erreur. La variable explicative est dans ce cas significative au risque α .

Source : Saporta, 2006

2.4.2.2 Tests sur les coefficients des variables explicatives

Une fois que nous avons pu montrer que le modèle apporte suffisamment d'information, nous avons besoin de savoir quelle variable explicative contribue le plus dans l'explication de la variance des surplus du consommateur. Pour cela, on utilise le test de Student sur toutes les variables explicatives (encadré 1.5). On interprétera également en même temps les coefficients.

a) Les variables méthodologiques

La plupart des signes des coefficients liés aux variables méthodologiques correspondent aux résultats trouvés dans d'autres méta-modèles. La variable CVM indiquant qu'il s'agit d'une évaluation contingente possède un signe négatif, ce qui signifie que les méthodes de constat de préférence donnent des bénéfices plus faibles que les méthodes de révélation des préférences (méthode de coût de déplacement). Ceci correspond aux résultats trouvés par Walsh *et al.* (1992), Carson *et al.* (1996), Rosenberger et Loomis (2001), Genty (2005), Enjolras et Boisson (2007) et Richardson et Loomis (2008).

La variable ITBID qui indique que l'étude utilise des enchères répétitives dans le questionnaire a un signe négatif, ce qui montre que l'usage de cette technique diminue la valeur du surplus du consommateur. Ce résultat a également été démontré par Rosenberger et Loomis (2001). Pour les études qui utilisent une question ouverte, l'introduction d'une limite supérieure aux bénéfices (CVUPTRUNC) ainsi que la possibilité de donner une valeur négative (HNNEGMEAN) permettent d'aider les individus interrogés à choisir leur niveau de surplus, d'où le signe positif des coefficients.

Concernant le type de modélisation, il apparaît que les études primaires basées sur les MCO donnent des mesures de surplus du consommateur plus élevées que celles basées sur les modèles non linéaires (probit, logit, tobit, Négative binomiale, etc.). Cette remarque est valable aussi bien pour l'évaluation contingente (CVMMCO) que pour le coût de déplacement (TCMCO). Ceci vient du fait que les MCO ne tiennent pas compte des non-réponses et du caractère aléatoire des réponses (Adamowicz, 1989). La forme fonctionnelle choisie par les auteurs a des conséquences non négligeables sur le calcul du surplus du consommateur comme l'a également montré Rosenberger et Loomis (2001) lors de la construction des méta-modèles aux Etats-Unis.

En ce qui concerne l'usage des méthodes de coût de déplacement, le modèle montre que l'insertion des sites de substitution dans l'équation du méta-modèle (SUBS) a pour effet de

diminuer les bénéfices mesurés. Ce résultat est similaire à celui de Rosenberger et Loomis (2001) mais inverse à celui d'Enjolras et Boisson (2007). Par ailleurs lorsque les dépenses des individus (ex : hôtel, restauration, équipement, etc.) sont rapportées clairement dans l'étude (EXPENDAT), on remarque que les bénéfices sont plus élevés. Ceci est contre intuitif mais il peut s'agir d'un indicateur de qualité des études fournissant ces données qui aide les répondants à mieux répondre aux enquêtes.

Enfin, le modèle donne d'autres résultats descriptifs des études rapportées dans la base de données sans que l'on puisse en déduire une tendance particulière. La variable BENMEAS indique si l'étude est basée sur une estimation du CAP et celle du CAR. Cette variable a un signe positif dans la régression. Or, plusieurs études dont Bishop et Heberlein (1979) ; Knetsch et Sinden (1984), ont montré que les CAP étaient 3 à 15 fois inférieurs aux CAR. Ce résultat contradictoire à la littérature peut provenir de plusieurs sources. Premièrement, le nombre des études mesurant le CAR dans la base de données est faible, ce qui laisse penser à une moins bonne connaissance des études utilisant cette mesure. Deuxièmement, la comparaison de ces deux types de surplus est difficile car les valeurs obtenues dépendent de l'importance du changement proposé sur les pratiques des usagers (tableau 1.3). Enfin, il peut s'agir d'une erreur de codification lors de la construction de la base de données.

Les bénéfices issus des enquêtes par email donnent des valeurs plus faibles selon le signe de MAILSVY. Les études primaires donnent également des valeurs plus faibles par rapport aux études secondaires (ORIGDATA). La variable ESTSELEC indiquant que l'étude est recommandée par les auteurs pour faire un transfert de bénéfices a un signe positif. Par ailleurs, la variable indiquant si l'évaluation contingente a été menée avec une question ouverte ou fermée n'est significative. Il n'y a donc pas de tendance particulière dans les études sur la chasse au grand gibier concernant cette variable contrairement aux travaux de Genty (2006).

b) Les variables environnementales

Les valeurs des bénéfices de la chasse semblent être supérieures dans les zones forestières (FOREST) et plus faibles au bord des lacs et des réservoirs (LAKE/RESERVOIR).

Les différents types de zonage de l'occupation du sol aux Etats-Unis ont également une influence sur le surplus des chasseurs (ROSCCLASS⁶). Les zones primitives sont moins accessibles à la pratique de la chasse au grand gibier que les zones rurales. En effet, le zonage actuel aux Etats-Unis autorise la pratique de la chasse dans les différentes catégories de zones mais la pratique des autres activités de loisir est plus restreinte dans les zones primaires. Plus les zones sont donc considérées comme accessibles, plus les bénéfices sont élevés. La variable MULTISITE présente un coefficient négatif, on peut en déduire que si l'étude considère la possibilité de fréquenter d'autres sites, les bénéfices trouvés sont plus faibles.

c) Les variables socio-économiques

L'âge (AVGAGE) a un signe positif, plus l'individu interrogé est âgé, plus son bénéfice est élevé. Ce résultat traduit le fait que la chasse est une activité récréative qui attire plus les personnes âgées que les jeunes. Les autres variables socio-économiques : éducation, résident ou non, revenu du ménage ont été testées mais n'ont pas été significatives. Il est à noter que ce sont des variables *proxy* puisque les « vraies » valeurs de ces variables socio-économiques liées aux chasseurs aux Etats-Unis n'ont pas été rapportées dans les rapports.

2.4.2.3 Les erreurs d'estimation du méta-modèle sur la chasse

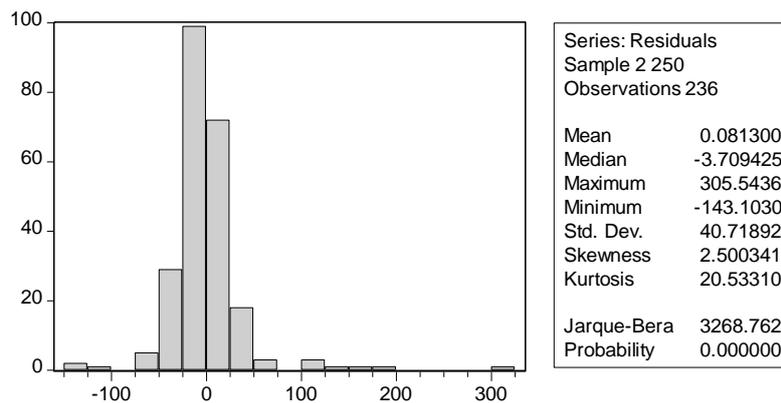
L'espérance mathématique des résidus est nulle et l'écart type moyen des résidus est de 40,72 \$. Ceci montre que l'erreur absolue suit une loi normale pour une étude *i* choisie aléatoirement dans l'échantillon. Le modèle peut donc être qualifié comme étant sans biais.

$$(WTP_i - \widehat{WTP}_i) \sim N(0, \sigma_1^2) \text{ avec } \sigma_1 = 40,71 \quad (1.30)$$

La distribution des résidus du modèle est présentée dans la figure 1.11.

⁶ La description des zonages aux Etats-Unis a été trouvée sur le site suivant : <http://www.co.marathon.wi.us/is/pks/pdf/CORP20072012appendix.pdf>

Figure 1.11 : Distribution des erreurs de la méta-analyse sur la chasse au grand gibier



2.4.3 Méta-modèle sur l'observation du grand gibier

Le même modèle économétrique a été utilisé sur l'activité d'observation des animaux dans les sites où le grand gibier est présent. Les variables prises en compte dans le méta-modèle sont décrites dans le tableau 1.16.

Tableau 1.16 : Statistique descriptive des variables utilisées dans le méta-modèle sur l'observation des animaux

| Nom des variables | Description | Moyenne | Max | Min |
|------------------------|--|---------|------|------|
| ALASKA | Zone de l'étude située en Alaska ; 1,0 ; 1 = oui ; 0 = non | 0,05 | 1 | 0 |
| AVGAGE | Age moyen des individus | 35,64 | 47,8 | 27,1 |
| CVM | Méthode d'évaluation contingente ; 1,0 ; 1 = oui ; 0 = non | 0,97 | 1 | 0 |
| CVOUTLIE | Suppression ou ajustement des valeurs extrêmes; 1,0; 1 = oui ; 0 = non | 0,01 | 1 | 0 |
| CVWTPEQ | Question ouverte CVM : équation estimée ; 1,0; 1= oui; 0 = pas d'équation | 0,92 | 1 | 0 |
| FOREST_SERV CE_AREA | Zone de l'étude située dans la zone d'intervention des services forestiers 1 = oui ; 0 = non | 0,39 | 1 | 0 |
| AVGED | Pourcentage de la population possédant un diplôme supérieur au Bachelor | 25,55 | 35,5 | 16,1 |

Le test d'hétéroscédasticité de White (Encadré 1.2) n'est pas significatif pour ce dernier modèle à 5 %, la HAC n'est donc pas nécessaire. Le tableau de régression contenant les variables les plus significatifs avec la méthode des MCO simple est donné ci-après.

Tableau 1.17 : Résultat de la méta-analyse sur l'observation du grand gibier

| Variables | Coefficient | Std. Error | t-Statistic | Prob. |
|---|----------------|-----------------------------------|---------------|-------------|
| ALASKA | 53,36 | 13,16 | 4,06 | 0,00 |
| AVGAGE | 0,61 | 0,38 | 1,59 | 0,12 |
| CVM | - 17,24 | 8,23 | - 2,09 | 0,04 |
| CVOUTLIE | - 12,51 | 8,40 | - 1,49 | 0,14 |
| CVWTPEQ | 19,47 | 8,20 | 2,37 | 0,02 |
| FOREST_SERVICE_AREA | - 5,95 | 3,47 | - 1,72 | 0,09 |
| AVGED | 0,33 | 0,46 | 0,71 | 0,48 |
| C | 8,35 | 18,67 | 0,45 | 0,66 |
| R^2 | 0,34 | Mean dependent var | | 39,50 |
| <i>Critères d'appréciation du modèle</i> | | | | |
| R^2 ajusté | 0,29 | Moyenne de la variable dépendante | | 18,82 |
| Erreur standard de la régression | 15,85 | Critère d'information d'Akaike | | 8,44 |
| Somme des carrés moyens résiduels | 24 629,34 | Critère d'information de Schwarz | | 8,64 |
| Log de vraisemblance | - 439,17 | F-statistic | | 7,15 |
| Satistique de Durbin-Watson | 1,54 | Prob(F-statistic) | | 0,00 |

Notes : R^2 représente le coefficient de détermination du modèle et mesure le pouvoir explicatif du modèle. R^2 ajusté est le coefficient de détermination du modèle ajusté avec les nombres de degrés de liberté. Les critères d'information d'Akaike et de Schwarz doivent être minimaux dans le choix du meilleur modèle. La statistique de Durbin-Watson indique la présence d'autocorrélation à moins de 0,8.

Ce modèle apporte beaucoup moins d'information que le méta-modèle sur la chasse au grand gibier. Il n'explique que 34 % des variations du surplus du consommateur sur l'observation des animaux sauvages. Néanmoins, on retrouve les variables clés qui valident la méta-analyse. Le signe de la variable CVM liée à l'utilisation des méthodes d'évaluation contingente donne un signe négatif par rapport aux études utilisant les méthodes de coûts de déplacement. Ce résultat est conforme à ceux trouvés avec le méta-modèle sur la chasse au grand gibier et aux travaux de Walsh *et al.* (1992), Carson *et al.* (1996), Rosenberger et Loomis (2001), Genty (2005), Enjolras et Boisson (2007) et Loomis et Richardson (2008). Cependant, ce classement des méthodes est relatif ici car le nombre d'études utilisant des méthodes de coût de déplacement sont très faibles (3, cf tableau 1.7). L'observation des animaux génère un surplus du consommateur élevé en Alaska avec 53,56 \$ toutes choses égales par ailleurs. Ceci montre qu'il s'agit d'une zone où la faune sauvage est rare. Les études dont les équations provenant de l'évaluation contingente sont rapportées affichent un niveau du surplus du consommateur plus élevé. Les autres variables sont toutes non significatives mais elles ont été mises comme référence. Les variables socio-économiques (âge et niveau d'éducation) sont corrélées positivement avec les surplus du consommateur trouvés dans les différentes études.

Ce résultat peut être interprété de différentes façons. Premièrement, il indique qu'il n'y a pas de tendance particulière spécifique aux individus qui participent à l'activité d'observation du grand gibier ; ceci quelles que soient les méthodes et les caractéristiques socio-économiques. Deuxièmement, l'utilisation des méthodes d'évaluation sur cette activité est beaucoup moins fréquente et donc moins connue que la chasse au grand gibier. La majorité des valeurs sur l'observation des animaux provient des enquêtes quinquennales aux Etats-Unis, les résultats y sont peu détaillés et les variables explicatives ne sont pas renseignées. Les publications dans les revues scientifiques pour cette activité sont très rares (tableau 1.1).

Les limites de ce deuxième méta-modèle ne pourront pas permettre de faire un transfert vers d'autres régions comme l'Aquitaine. En effet, il n'y a aucune variable qui permette de calculer le surplus du consommateur suivant les contextes locaux. Pour le reste de la thèse, nous allons utiliser la valeur moyenne révélée par notre analyse qui est de 39,13 \$ par jour et par individu.

3. Transfert du méta-modèle sur la chasse au cas de la région Aquitaine

3.1 Comparaison entre les sites d'étude et le site d'application

Le transfert de bénéfices est un exercice délicat car la condition principale porte sur la similarité du site d'étude et du site d'application, tant au niveau des caractéristiques socio-économiques des deux populations que des usages de la ressource (Rozan, Stenger, 2000). Cette contrainte est toujours difficile à respecter. Pour l'évaluation des bénéfices du grand gibier, nous allons faire une comparaison entre les contextes des Etats-Unis, l'origine des études primaires, avec les contextes français et aquitains où nous voulons connaître les valeurs.

Aux Etats-Unis, le document de référence provient de la dernière enquête nationale sur la pêche, la chasse et les activités de récréation liées à la faune sauvage en 2006. Des études permanentes sont menées par l'U.S. Fish and Wildlife Service tous les cinq ans, et ce depuis 1955 pour connaître le taux de fréquentation, le profil des usagers et les dépenses sur ces activités. En 2006, 21 938 pêcheurs et chasseurs ainsi que 11 279 observateurs de la faune sauvage avaient été interrogés.

En France, le document de référence provient d'une étude réalisée par la CSA en 2006, commanditée par la Fédération Nationale des Chasseurs. Elle reprend l'objectif de l'étude de l'économie de la chasse en France, initiée par Pinet (1987), et donne un panorama détaillé

des profils des chasseurs français ainsi que leur niveau de dépenses. Plus de 1000 chasseurs y ont participé.

3.1.1 Les similitudes entre les sites d'étude et le site d'application

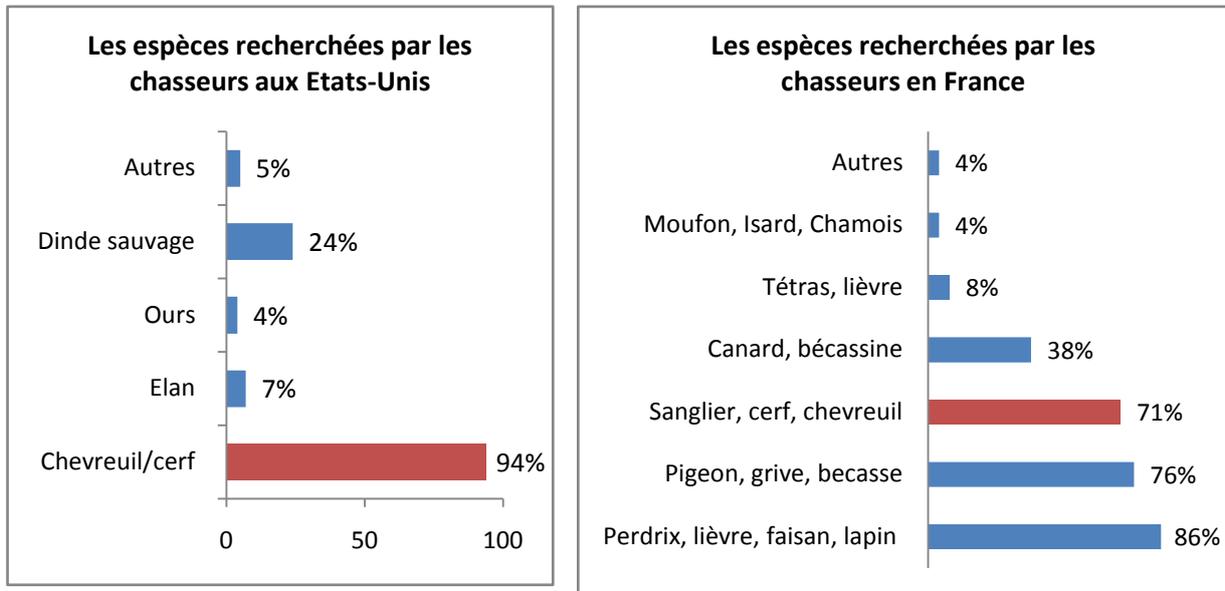
3.1.1.1 Les caractéristiques environnementales

Du point de vue environnemental, la chasse aux Etats-Unis et en France présente les similitudes suivantes :

La préférence pour la chasse au grand gibier

Le grand gibier est très apprécié par les chasseurs aussi bien en France qu'aux Etats-Unis. La répartition par espèce recherchée par les chasseurs est présentée dans la figure 1.12 :

Figure 1.12 : Comparaison des espèces recherchées par les chasseurs en France et aux Etats-Unis



Source: U.S. Department of Fish and Wildlife Service, the Interior and U.S. Department of Commerce, U.S. Census Bureau, 2006.

Source : CSA, 2006

Remarques : 90 % des chasseurs français chassent plusieurs gibiers en même temps durant une sortie de chasse.

Le grand gibier arrive en tête des espèces recherchées aux Etats-Unis. En France, il est classé en troisième position après le petit gibier et les oiseaux sauvages avec 71 % des réponses. On remarquera que les sangliers ne sont pas spécifiquement cités dans les statistiques de chasse aux Etats-Unis.

Pour s'assurer que les valeurs économiques transférées dans la base de données de l'USDA concernent le grand gibier, nous avons fait une extraction sur Access suivant les types d'espèces.

Dominance des zones forestières dans les territoires de chasse

En ce qui concerne les caractéristiques des milieux, il est difficile de se prononcer car les études réalisées aux Etats-Unis ont été menées sur des endroits très hétérogènes. Cependant, la présence de forêt est mentionnée dans 68 % des cas. Dans la région Aquitaine, la chasse au grand gibier et l'observation du grand gibier se déroule dans les forêts.

Dominance du privé dans les territoires de chasse

En France, seulement 12 % des chasseurs fréquentent les forêts domaniales et 7 % se tournent vers les chasses commerciales. 81 % des chasseurs peuvent fréquenter des forêts privées en s'intégrant dans les ACCA ou les sociétés de chasse communales. Cette répartition précise dans la région Aquitaine n'est pas connue mais les forêts privées y sont largement dominantes. Aux Etats-Unis, 82 % des chasseurs privilégient sur des territoires privés en 2006.

3.1.1.2 Les caractéristiques socio-économiques

Le site d'application (région Aquitaine) et les sites de références (Etats-Unis) présentent également des caractéristiques socio-économiques intéressantes.

Des proportions de chasseurs sur la population totale proches : Les chasseurs aux Etats-Unis représentent 5 % de la population totale en 2006 contre 2,39 % de la population totale en France en 1995.

Même baisse du nombre de chasseurs : Entre 1996 et 2006, le nombre de chasseurs aux Etats-Unis a reculé de 1 % par an. Dans la région Aquitaine, il a diminué de 2 % par an.

Même proportion de femmes chasseurs : Dans les deux sites, les proportions de femmes pratiquant l'activité de chasse est faible : 7 % aux Etats-Unis et 2 % en France (FNC, 2006).

Des niveaux de revenu proches : Si l'on compare les revenus moyens des chasseurs aux Etats-Unis et en France, on constate que l'écart est relativement faible comme le montre le tableau 1.18.

Tableau 1.18 : Comparaison des revenus annuels moyens des chasseurs

| Revenus annuels moyens des chasseurs en euros aux Etats-Unis | Revenus annuels moyens des chasseurs en euros dans la région Aquitaine(France) |
|--|---|
| 23 841,81 | 21 792,95 |
| <p>Source: U.S. Department of Fish and Wildlife Service et al. 2006.</p> <p>(cours moyen en 2006 : 1 euro = 1,317\$)</p> | <p>Source : Nos propres estimations</p> <p>Calcul suivant les catégories socioprofessionnelles des chasseurs français selon l'enquête du CSA 2006, et recoupé avec le salaire moyen en Aquitaine selon l'INSEE</p> |

Les revenus des chasseurs en France ont été estimés en croisant les informations sur les catégories socioprofessionnelles, révélés par l'enquête de la CSA (2006) et les salaires moyens dans la région Aquitaine en 2007 (www.insee.fr). Les revenus des chasseurs aux Etats-Unis sont tirés du dernier rapport de l'USDA qui avance un chiffre de 31 400 \$ par an. On a utilisé ensuite le taux de change donné par le FMI 1 euros=1,37 \$. Cette comparaison avec le revenu ne tient cependant pas compte du pouvoir d'achat dans les deux pays.

3.1.2 Les différences entre les deux sites

Les conditions de similitude parfaites entre le site d'application et les sites de références exigées par les transferts de bénéfices sont toujours difficiles à obtenir dans la réalité notamment du point de vue socio-économique.

a) Des chasseurs plus âgés en France

En France, plus de la moitié des chasseurs ont moins de 55 ans. Le pourcentage de jeunes est faible : 5 % des chasseurs ont moins de 25 ans contre 23 % entre 55 à 64 ans et 17 % entre 65 à 74 ans. Avec ces renseignements, on peut estimer l'âge des chasseurs français à 52 ans (tableau 1.19).

Tableau 1.19 : Estimation de l'âge moyen des chasseurs français en 2006

| Classe d'âge (années) | | Centre (Ci) | Fréquence (fi) | Ci*fi |
|-----------------------|------------|-------------|----------------|-------|
| Borne inf. | Borne sup. | | | |
| 18 | 25 | 21,5 | 5 % | 1,08 |
| 25 | 34 | 29,5 | 8 % | 2,36 |
| 35 | 44 | 39,5 | 18 % | 7,11 |
| 45 | 54 | 49,5 | 24 % | 11,88 |
| 55 | 64 | 59,5 | 23 % | 13,69 |
| 65 | 74 | 69,5 | 17 % | 11,82 |
| 75 | 84 | 79,5 | 5 % | 3,98 |
| | | Moyenne | | 51,90 |

Source : CSA, 2006.

L'âge des chasseurs aux Etats-Unis est plus faible (44 ans). Leur distribution par classe d'âge se fait de la façon suivante :

Tableau 1.20 : Estimation de l'âge moyen des chasseurs américains en 2006

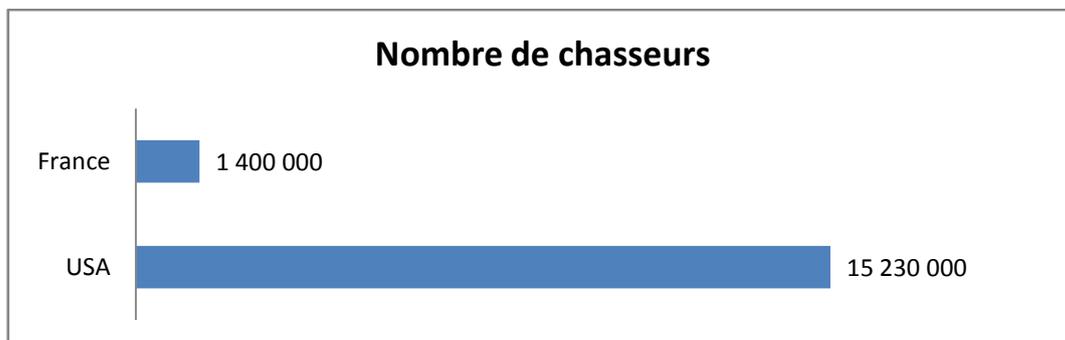
| Classe d'âge (années) | | Centre (Ci) | Fréquence (fi) | Ci*fi |
|-----------------------|------------|-------------|----------------|-------|
| Borne inf | Borne sup. | | | |
| 16 | 17 | 16,5 | 4 % | 0,66 |
| 18 | 24 | 21 | 8 % | 1,68 |
| 25 | 25 | 29,5 | 16 % | 4,72 |
| 35 | 35 | 39,5 | 25 % | 9,87 |
| 45 | 54 | 49,5 | 23 % | 11,38 |
| 55 | 64 | 59,5 | 15 % | 8,92 |
| 65 | Et + | 75 | 9 % | 6,75 |
| | | | Moyenne | 44,00 |

Source: U.S. Department of Fish and Wildlife Service, the Interior and U.S. Department of Commerce, U.S. Census Bureau, 2006.

b) Des chasseurs plus nombreux aux Etats-Unis

La France possède dix fois moins de chasseurs que les Etats-Unis. Rapportés sur le nombre total de la population sur les deux pays, le pourcentage des chasseurs est de 2,2 % en France contre 5 % aux Etats-Unis. Il s'agit donc d'une activité plus courante aux Etats-Unis qu'en France.

Figure 1.13 : Comparaison des nombres de chasseurs en France et aux Etats-Unis



Source: U.S. Department of Fish and Wildlife Service, the Interior and U.S. Department of Commerce, U.S. Census Bureau (2006) et FNC (2008).

c) Une pratique de chasse plus intensive en France

La moyenne du nombre de sorties annuelles en France est de 25 (Pinet, 1987 ; CSA, 2006) contre 14 aux Etats-Unis (U.S. Department of Fish and Wildlife Service, the Interior and U.S. Department of Commerce, U.S. Census Bureau, 2006).

d) Une activité de chasse qui coûte plus cher en France

La moyenne des dépenses annuelles des chasseurs est de 1 590 euros en France. 25 % sont liés aux chiens de chasse (CSA, 2006). Aux Etats-Unis, les dépenses annuelles sont d'environ 534 \$ en 2006. Avec le taux de change donné par la FMI 1 euros=1,37 \$, cela représente 390 euros par an.

Ces deux derniers points montrent que la préférence individuelle des chasseurs français pour cette activité est beaucoup plus prononcée que celle des chasseurs américains.

3.2 Les ajustements nécessaires à un transfert de bénéfices international

La totalité des études de référence utilisées dans le transfert de bénéfices proviennent des Etats-Unis et du Canada. La nécessité de connaître la valeur économique de la chasse au grand gibier en Aquitaine nous conduit à faire le transfert à une échelle internationale. Les principales difficultés sont liées à la différence des conditions de chasse, de taux de change, de niveau de revenu et de culture. Nous allons les étudier une par une.

3.2.1 L'ajustement des conditions de chasse

La fonction obtenue à partir du méta-modèle dans les zones A (Etats-Unis) pour le nouveau site étudié noté B (région Aquitaine) est

$$y_i^B = \alpha_1^A + \beta_1^A X_1^B + \beta_2^A X_2^B + \beta_3^A X_3^B + \varepsilon_i \quad (1.31)$$

Pour l'adapter à la région Aquitaine, toutes les variables explicatives X_1^A , X_2^A et X_3^A dans l'équation (1.26) doivent être remplacées par ses propres valeurs. Pour les variables dichotomiques, le modélisateur choisira soit 0 soit 1 si le site répond aux critères. Les valeurs sont ensuite multipliées par les coefficients de la régression pour prédire le surplus du consommateur dans le nouveau site y_i^B .

L'équation obtenue dans la méta-analyse étant :

| |
|--|
| $\begin{aligned} \text{WTP}_{2004} = & 2.67*\text{AVGAGE} + 308.43*\text{BENMEAS} - 168.05*\text{CVM} + 347.64*\text{CVMMCO} + \\ & 76.29*\text{CVUPTRUNC} + 76.29*\text{ESTSELEC} + 127.58*\text{EXPENDAT} + 74.00*\text{FOREST} + 220.75*\text{HNNEGMEAN} \\ & - 62.56*\text{ITBID} - 268.39*\text{LAKE_RESERVOIR} - 49.70*\text{MAILSVY} - 103.54*\text{MULTSITE} - 244.70*\text{ORIGDATA} \\ & - 49.79*\text{ROSCLASS} - 44.77*\text{SUBS} + 129.25*\text{TCMMCO} \end{aligned}$ |
|--|

On essayera de prédire le niveau des surplus du consommateur des chasseurs en tenant compte des contextes locaux de la chasse. L'ajustement se fera en fonction des données disponibles sur la région Aquitaine. Trois variables explicatives permettent de le faire :

- AVGAGE : Dans la méta-analyse, l'âge de la population globale par Etat a été utilisé, l'âge des chasseurs ne peut pas être introduit ici. L'âge moyen dans la région Aquitaine en France est de 41 ans (Source : INSEE).
- FOREST qui est une variable dichotomique indiquant si la chasse se déroule dans une zone forestière ou non. Dans la région Aquitaine, les zones de chasse sont multipliées. Nous avons considéré le pourcentage de zones boisées qui est de 48 % selon les données cartographiques fournis par la base Corine Land Cover 2000 (IFEN, 2005).
- LAKE_RESERVOIR peut également être traitée de la même manière. Les lacs représentent moins de 1 % du territoire dans la région Aquitaine (IFEN, 2005). C'est la même proportion qui est trouvée dans la base de données de l'USDA.

En ce qui concerne les variables liées aux méthodes ainsi que les variables non observables sur le site d'intérêt, Rosenberger et Loomis (2001) recommandent d'utiliser la valeur moyenne trouvée dans les études de référence. Le résultat obtenu est donné dans le tableau 1.21.

Tableau 1.21 : Résultats de l'estimation de la variation du surplus des chasseurs dans la région Aquitaine

| Variables | Coefficient | Valeur dans la région Aquitaine ou moyenne | Coefficient X Moyenne |
|--|----------------|--|-----------------------|
| AVGAGE | 2,68 | 41 | 109,88 |
| BENMEAS | 308,44 | 0,87 | 268,96 |
| CVM | -168,05 | 0,75 | -126,38 |
| CVMMCO | 347,65 | 0,00 | 1,39 |
| CVUPTRUNC | 76,29 | 0,01 | 0,61 |
| ESTSELEC | 76,30 | 0,11 | 8,24 |
| EXPENDAT | 127,59 | 0,07 | 8,68 |
| FOREST | 74,00 | 0,48 | 35,73 |
| HNNEGMEAN | 220,75 | 0,01 | 2,65 |
| ITBID | -62,57 | 0,01 | -0,75 |
| LAKE_RESERVOIR | -268,40 | 0,01 | -3,22 |
| MAILSVY | -49,71 | 0,26 | -12,73 |
| MULTSITE | -103,54 | 0,44 | -45,15 |
| ORIGDATA | -244,70 | 0,49 | -119,42 |
| ROSCCLASS | -49,79 | 1,54 | -76,68 |
| SUBS | -44,77 | 0,10 | -4,30 |
| TCMMCO | 129,26 | 0,13 | 17,06 |
| Variation du surplus du consommateur estimée (\$/jour/personne) | | | 65,36 |

Nos estimations donnent une valeur de la variation du surplus du consommateur de **65,36 \$/jour/personne** pour l'année 2004.

3.2.2 La prise en compte des différences de taux de change

Le fait d'avoir l'ensemble des valeurs des surplus du chasseur en dollars américains basées en 2004 nous oblige à ne pas négliger l'impact de la variation spatiale et temporelle du taux de change. Le surplus du consommateur est sensible aux contextes économiques tels que le revenu de la population et l'ensemble des prix des produits de consommation (Ready et Navrud ; 2006). Pour tenir compte des différences de contextes économiques entre deux pays différents, l'OCDE a mis en place ce qu'on appelle la « Parité du Pouvoir d'Achat » ou PPA.

C'est un taux de conversion monétaire qui permet d'exprimer dans une unité commune les pouvoirs d'achat des différentes monnaies. Les PPA sont des prix relatifs ou, autrement dit, des rapports de prix en monnaie nationale d'un même bien ou service dans différents pays. Ce taux de conversion peut être différent du taux de change. En effet, le taux de change d'une

monnaie par rapport à une autre reflète leurs valeurs réciproques sur les marchés financiers internationaux et non leurs valeurs intrinsèques pour un consommateur (www.insee.fr). Selon l'indice du PPA, 1 dollar américain équivaut à 0,94 euros en 2004.

La valeur du surplus du consommateur estimée dans la région Aquitaine est résumée dans le tableau 1.22.

Tableau 1.22 : Résultats des estimations des CAP avec l'application du PPA

| | Valeur moyenne | Valeur moyenne avec CVM | Valeur moyenne avec TCM |
|--|----------------|-------------------------|-------------------------|
| Surplus du consommateur estimé en \$ 2004 | \$65,36 | \$22,90 | \$190,96 |
| Borne supérieure en \$ | \$77,41 | \$34,95 | \$203,01 |
| Borne inférieure en \$ | \$53,31 | \$10,85 | \$178,91 |
| PPA FR/US | 0,94 | \$ | |
| Surplus du consommateur estimé en Euros 2004 | 61,44 € | 21,53 € | 122,41 € |
| Borne supérieure en Euros | 72,77 € | 32,86 € | 130,13 € |
| Borne inférieure en Euros | 50,11 € | 10,20 € | 114,68 € |

La valeur moyenne du surplus du consommateur en Aquitaine est estimée à 61,44 €. Les bornes de l'intervalle de confiance à 95 % sont de 50,11 € et 72,77 €. Dans ce tableau, nous avons également donné les estimations suivant les méthodes d'évaluation utilisées. Pour les calculer, nous avons remplacé la variable CVM par 1 dans le tableau 1.21 pour avoir des résultats des méthodes d'évaluation contingente et par 0 pour les coûts de déplacement. L'utilisation de la méthode de CVM donnera une valeur du surplus de 21,53 € tandis qu'une évaluation avec la méthode de coût de transport conduit à une valeur de 122,41 €.

3.3 Test de validité du transfert de bénéfices

3.3.1 Principes des tests sur les transferts de bénéfices

Le concept de test de qualité des transferts de bénéfices est particulièrement important car il permet de valider la fiabilité de la méthode. Différents auteurs (ex : Genty, 2006 ; Enjolras, Boisson, 2007) développent des méthodes de validation interne par l'utilisation des techniques de bootstrap ou de Jackknife. Elles consistent à répéter $n-1$ fois l'estimation du méta-modèle puis de comparer les valeurs obtenues avec la valeur initiale. D'autres auteurs (ex : Navrud, 2006 ; Rosenberger et Loomis, 2001) utilisent directement les valeurs externes de la base de données pour vérifier le taux d'erreur de la méta-analyse. Nous nous sommes

penché sur cette deuxième technique car nous voulons comparer les valeurs obtenues avec celle de la chasse dans la région Aquitaine.

Il s'agit d'un test d'hypothèse global de comparaison entre les valeurs originales et celles obtenues par le transfert de bénéfices sur le site d'application. Navrud (2006) propose le test d'erreur noté TE suivant :

$$TE = \left| \frac{WTP_T - WTP_P}{WTP_P} \right| \quad (1.32)$$

WTP_P représente la « vraie » valeur du surplus du consommateur (CAP ou CAR) ; WTP_T la valeur du surplus du consommateur pour le site étudié estimée avec la méthode de transfert de bénéfices. Le taux d'erreur dans les transferts de bénéfices est rarement nul compte tenu notamment des variations spatiales entre les deux sites. La vraie valeur en question est bien sûr difficile à évaluer. En particulier, la validation des méthodes de valorisation environnementale est impossible, faute de marchés sur lesquels émergerait un prix assimilable à la vraie valeur pour ce type de biens (Genty, 2005). Dans le cas du transfert, on peut s'affranchir de cette impasse en comparant avec les résultats des autres méthodes (coûts de déplacement). La question devient : les valorisations par transfert sont-elles semblables à celles que l'on obtiendrait dans le cadre d'une étude primaire *in situ* ?

3.3.2 Comparaison des résultats de la méta-analyse avec des études primaires

A ce jour, il n'existe pas d'étude primaire sur la valorisation de la chasse dans la région Aquitaine. Pour appliquer le test de validité externe, nous allons utiliser deux études. La première concerne les dépenses des chasseurs français révélées par Pinet (1987), Vollet et Brethière (2009). Ces auteurs montrent que les coûts d'une sortie de chasse diminuent progressivement en fonction de la fréquence des sorties des chasseurs. Ceux qui font plus fréquemment de sorties durant l'année dépensent moins que ceux qui font des sorties plus rares. Ceci peut provenir de l'expérience des chasseurs ou d'une meilleure connaissance des lieux de chasse qui passeront moins de temps et dépenseront moins à chaque sortie, montrant l'existence d'un rendement d'échelle croissant. Les tableaux 1.23 et 1.24 présentent les données récoltées.

Tableau 1.23 : Coûts moyens par sortie de chasse en 1987

| | | | | | | | |
|----------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Nombre de sorties | 25 | 10 | 60 | 50 | 40 | 30 | 20 |
| Coûts moyens par sortie (francs) | 258 | 356 | 129 | 173 | 196 | 213 | 270 |

Source : Pinet, 1987.

Une enquête menée par Vollet et Brethière (2009) a donné les coûts moyens suivants :

Tableau 1.24 : Coûts moyens par sortie de chasse en 2006

| Zones | Amilly (45) | Céret (66) | Friville (80) | Ham (80) | La Ferté (45) | Mimizan (40) | Murat (15) | St Laurent (66) |
|------------------------------------|----------------|---------------|------------------|-------------|---------------------|-----------------|---------------|-----------------------|
| Nombre de sorties | 25 | 47 | 24 | 19 | 27 | 70 | 50 | 37 |
| Coûts moyens par sortie (euros) | 44,88 | 48,12 | 44,04 | 63,36 | 62,51 | 34,11 | 38,76 | 48,83 |

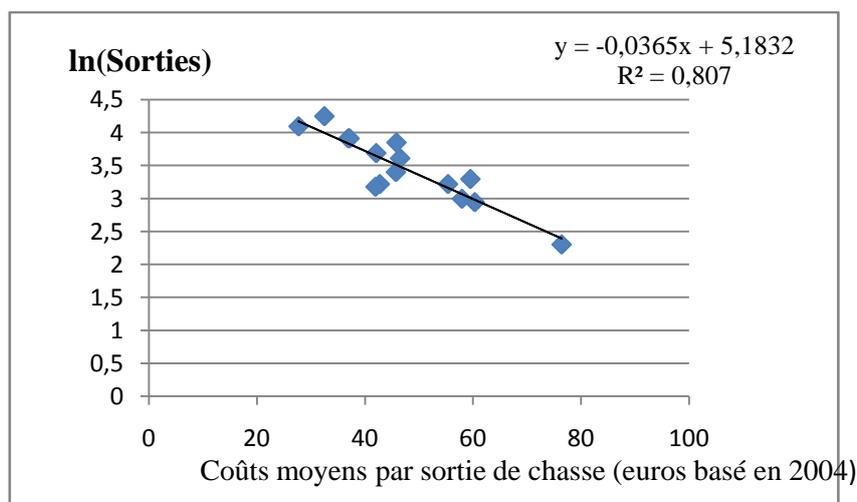
Source : Vollet, Brethière, 2009.

Ces différentes valeurs ont été ramenées à l'année 2004 grâce au déflateur de l'INSEE⁷ pour correspondre à la date des valeurs provenant des transferts de bénéfices. La combinaison des tableaux 1.23 et 1.24 même s'ils sont de sources différentes, permet de tracer la courbe de demande semi-log suivante :

$$\ln TRIPS = -0,0365 * COUTS + 5,1 \quad (1.33)$$

Ceci donne un surplus du consommateur assez faible de l'ordre de 27,3 euros pour une sortie de chasse.

Figure 1.14 : Courbe de demande établie à partir des coûts moyens de la chasse



⁷ 1 euros en 2007 vaut 0,952 euros en 2004 ; 1FF en 1987 vaut 0,21 euros en 2004.

Ceci conduit à un taux d'erreur de 18 % avec la méthode d'évaluation contingente ; 300 % pour l'utilisation de la méthode de coût de déplacement et 108 % toutes méthodes confondues. La moyenne dans le cadre des transferts de bénéfices est située entre 25 et 40 % (Navrud, 2004 ; Ready et Navrud, 2006). Le taux d'erreur ne semble donc être acceptable dans notre cas que pour la méthode CVM. Cependant, il faut noter que l'approche par les coûts moyens de la chasse est différente de celles des méthodes d'évaluation économique. Les caractéristiques socioéconomiques de chaque répondant ainsi que les caractéristiques environnementales de chaque site de chasse ne sont pas prises en compte dans l'équation (1.32).

Une deuxième étude menée par Ropars-Collet et Le Goffe (2009) construit une fonction de demande à partir des prix moyens des baux de chasse sur les forêts domaniales dans l'Est de la France. Ils montrent que les chasseurs sont prêts à payer 110 € pour prélever un sanglier supplémentaire, 257 € pour un cerf. Ces valeurs sont cependant difficiles à comparer avec les résultats de la méta-analyse car ils ne valorisent par une sortie de chasse mais une location annuelle. On peut cependant constater qu'elles sont supérieures à nos résultats et montrent que les valeurs du grand gibier sont différentes suivant les espèces.

Conclusion

Une analyse économique de la gestion de la chasse ne peut se passer d'une évaluation des bénéfices procurés par le grand gibier. Les valeurs du grand gibier sont cependant difficiles à saisir du fait de l'inexistence des prix de marché. Une approche microéconomique par la théorie des consommateurs nous a permis de mettre en évidence une possibilité de valorisation du grand gibier à la fois par les loisirs qu'il crée et par sa contribution en tant qu'élément de la qualité des sites. La possibilité de faire un transfert de bénéfices sur les activités de chasse et d'observation des animaux a été explorée à partir des études réalisées aux Etats-Unis et au Canada. En effet, cette méthode représente un compromis entre une étude primaire et l'ignorance de ces bénéfices.

La revue de la littérature a montré la puissance de la méta-analyse par rapport au transfert de valeurs monétaires et au transfert de fonction. En effet, c'est la seule méthode qui permet d'inclure le maximum d'études, de maîtriser les différences méthodologiques et de prendre en compte les différences entre les sites d'études et le site d'application. Deux méta-modèles ont donc été construits à partir de la base de données de l'USDA. Le premier sur la chasse au grand gibier a permis d'obtenir un modèle robuste ($R^2 = 80 \%$) avec 17 variables significatives et des conclusions proches des autres auteurs dont notamment celles de Rosenberger et Loomis (2001). Le deuxième sur l'observation du grand gibier est beaucoup plus limité ($R^2 = 34 \%$) avec uniquement 3 variables explicatives significatives. Ce type de résultat est cependant courant dans les transferts de bénéfices. Cette faiblesse est notamment due à l'insuffisance de littérature scientifique sur cette activité.

Seul le modèle sur la chasse a donc pu être transféré à la région Aquitaine. Plusieurs adaptations ont été nécessaires. D'abord, un paramétrage du méta-modèle avec les contextes locaux a été effectué. Il s'agit de l'âge de la population, la présence de forêt et de lacs dans la région Aquitaine. Ensuite, le problème de la différence de niveau de vie entre la France et les Etats-Unis a été résolu par l'utilisation de la Parité de Pouvoir d'Achat. Le surplus du consommateur obtenu pour une journée de chasse au grand gibier en Aquitaine est estimé à 61,44 € avec un intervalle de confiance de 50,11 € à 72,77 € à 95 %. L'utilisation de la méthode d'évaluation contingente donnera un surplus moyen de 21,53 € avec un intervalle de valeur de 10,20 € à 32,86 €. L'utilisation de la méthode de coût de déplacement est estimée à 122,41 € avec un intervalle de variation de 114,68 € à 130,13 €.

Comme toute méthode d'évaluation, l'approche comporte cependant plusieurs limites dues notamment aux méthodes de codage des données utilisées dans la bases de données de l'USDA. Des variables non renseignées ou mal remplies ont des impacts non négligeables sur les résultats des modèles. Dans le premier cas, il s'agit notamment des variables socio-économiques (revenu, niveau d'éducation, culture, etc.), environnementales (nombre de grand gibier, qualité des sites, aménagement des sites, etc.) et juridiques (loi chasse, cotisation, date des chasses...). Elles ont un effet important sur la valeur des consentements à payer des personnes interrogées mais n'ont pas pu être intégrées dans cette étude. Pour les variables mal remplies, il s'agit notamment des variables méthodologiques liées aux spécificités des études telles que les changements de situation qui sont difficilement comparables d'un site à un autre. Une vérification de certaines sources bibliographiques citées dans la base de données de l'USDA montre des erreurs de codage importantes notamment sur la variable BENMEAS (ex : Brooks, 1988 ; Duffield, 1988 ; Loomis, Creel et Cooper, 1988). Or, cette variable indiquant si la valeur du surplus de consommateur est un CAP ou un CAR a un poids très important sur le méta-modèle de la chasse. Nous ne pouvons pas vérifier l'ensemble des variables sur toutes les études citées. Par ailleurs, l'inexistence de méthode d'évaluation similaire sur la région Aquitaine rend difficile la validation du transfert de bénéfices.

Cette approche ne peut pas remplacer une étude primaire dans la précision des valeurs estimées. Elle peut offrir une capitalisation des connaissances et une analyse des tendances des méthodes d'évaluation à l'échelle internationale à condition que le protocole de la méta-analyse soit soigneusement respecté.

Le grand gibier crée des bénéfices pour les chasseurs et les promeneurs mais il crée également des dommages importants notamment sur l'agriculture et la sylviculture. L'objet de la deuxième partie est de comprendre les dommages engendrés par le grand gibier.

* *

* *

Bibliographie

- Adamowicz, W.L., Fletcher, J.J., Graham-Tomasi, T., 1989. Functional form and the statistical properties of welfare measures. *American Journal of Agricultural Economics*, 71(2), 414-421.
- Bandara, R.; Tisdell, C., 2005. Changing abundance of elephants and willingness to pay for their conservation. *Journal of Environmental Management*, 76 (1), 47-59.
- Bergstrom, J., Taylor, L., 2006. Using meta-analysis for benefits transfer: Theory and practice, *Ecological Economics*, 60 (2), 351-360.
- Bonnieux, F., Rainelli, P., 2003. La technique des transferts dans l'évaluation des biens non marchands : une application, *Revue d'économie régionale et urbaine*, 2, 187-208.
- Brooks, R., 1988. *The Net Economic Value of Deer Hunting in Montana*. Montana Department of Fish, Wildlife and Parks. Helena, MT.
- Brookshire, D., Eubanks, L., Randall, A., 1983. Estimating Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources, *Land Economics*, 59 (1), 1-15.
- Brookshire, D.S., Neill, H.R., 1992. Benefit transfers — conceptual and empirical issues. *Water Resources Research*, 28 (3), 651–655.
- Cahuc, P., Zylberberg, A. 1996. *Économie du travail: La formation des salaires et les déterminants du chômage*. De Boeck et Larcier, Paris.
- Carson, R. T., Flores, N. E., Martin, K. M., Wright, J. L., 1996. Contingent valuation and revealed preference methodologies: Comparing the estimates for quasi-public goods. *Land Economics*, 72 (1): 80-99.
- Ciracy-Wantrup, S.V., 1962. *Resource Conservation: Economics and Policies*. University of California, Berkeley.
- Conover, M. R., Pitt, W. C., Kessler, K. K., Dubow, T. J., Sanborn, W. A., 1995. Review of human injuries, illnesses, and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin*, 23, 407-414.
- Conover, M.R., 1997. Monetary and intangible valuation of deer in the United States. *Wildlife Society Bulletin*, 25, 298–305.
- CSA, 2006. *Produits du terroir – Vague 2 : Le chasseur français-. Sondage de l'institut CSA - 0601059d*.
- Decker, D., Connelly, N., 1989, Motivations for Deer Hunting: Implications for Antlerless Deer Harvest as a Management Tool. *Wildlife Society Bulletin*, 17 (4), 455-463.
- Defalvard, H., 2005. *Fondements de la microéconomie: les choix individuels*. De Boeck, Paris.
- Dehez, J., Lyser, S., 2006, *Les loisirs en forêt d'Aquitaine. Partie 1. Etudes Cemagref 121*.

- Desaigues, B., Point, P., 1993. Economie du patrimoine naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement. Ed. Economica.
- Desvousges, W.H., Naughton, M.C., Parsons, G.R., 1992. Benefit transfer — conceptual problems in estimating water-quality benefits using existing studies. *Water Resources Research* 28 (3), 675–683.
- Duffield, J., Holliman, J., 1988. The net economic value of elk hunting in Montana. Report to Montana Department of Fish, Wildlife and Parks. University of Montana, Missoula, Montana.
- Duffield, J., Neher, D., 1990. A contingent valuation assessment of Montana deer hunting: Attitudes and economic benefits. Helena, MT: Report for Montana Department of Fish, Wildlife, and Parks.
- Dunoyer, C., 2009. Valorisation de la viande de gibier : Du développement local à l'assiette du consommateur. Colloque SFER "Chasse, Territoires et Développement durable Outils d'analyse, enjeux et perspectives " 25, 26 et 27 mars 2009 – ENITAC Clermont-Ferrand, France.
- Eagle, J., Betters D, 1998. The endangered species act and economic values: a comparison of fines and contingent valuation studies, *Ecological Economics*, 26 (2), 165-171.
- Enjolras, G., Boisson, J.M., 2007. Valuing lagoons using a meta-analytical approach: Methodological and practical issues.
- FNC, 2006. Les chasseurs : qui sont-ils ? Chasseur.com, 1-8.
- FNC, 2008. La chasse, acteur économique des territoires ruraux. Chasseur.com, 1-4.
- Goodwin, B.K., Offenbach, L.A., Cable, T.T, Cook, P., 1993. Discrete/Continuous Contingent Valuation of Private Hunting Access in Kansas, *Journal of Environmental Management*, 39 (1), 1-12.
- Genty, A., 2006. Méthode de transfert et calculs économiques : application dans le domaine de l'eau. Thèse de doctorat : Sciences économiques : Université Paris 1.
- Genty, A., 2005. Du concept à la fiabilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement : un état de l'art. *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 77.
- Greene, W. H., 2002. LIMDEP Version 8.0: Econometric Modeling Guide/ William H. Greene. – Volume 2. – Plainview, NY: Econometric Software, Inc.
- Hanemann, M., 1984. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. *American Journal of Agricultural Economics* 66 (3), 332–341.
- Hotelling, H., 1949. An Economic Study of the Monetary Valuation of Recreation in the National Parks. Washington D.C.
- IFEN, 2005. L'utilisation de CORINE Land Cover 2000. 15p. N° réf. : DMDS/UATD/FB/05-026.

- Kotchen, M., Reiling, S., 2000. Environmental attitudes, motivations, and contingent valuation of nonuse values: a case study involving endangered species, *Ecological Economics*, 32 (1), 93-107.
- Krutilla, J., 1967. Conservation Reconsidered. *The American Economic Review*, 57 (4), 777-786.
- Lang, P., 2004. Les réserves de chasse. Rapport de la Mission Parlementaire confiée par Le Premier Ministre, Monsieur Jean-Pierre Raffarin. Assemblée Nationale. Paris.
- Richardson, L., Loomis, J., 2008. The total economic value of threatened, endangered and rare species: An updated meta-analysis, *Ecological Economics*, 68 (5), 1535-1548.
- Loomis, J., 1994. Four models for determining environmental quality effects on recreational demand and regional economics. *Ecological economics*, 12 (1), 55-65.
- Loomis, J., 2005. Updated outdoor recreation use values on national forests and other public lands. General Technical Report PNW-GTR-658. Portland, OR: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Loomis, J., Richardson L. 2008. Technical documentation of benefit transfer and visitor use estimating models of wildlife recreation, species and habitats. Washington DC.
- Loomis, J., Cooper J., 1988. The economic value of antelope hunting in Montana. Montana Department of Fish, Wildlife, and Parks.
- Loomis, J.B., White, D.S, 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis, *Ecological Economics*, 18 (3), 197-206.
- Loomis, J.B., Updike, D., Unkel, C., 1989. Consumption and nonconsumption values of a game animal: The case of California deer. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resource Conference*, 640-650.
- Loomis, J.B., Creel M., Cooper, J., 1988. Economic Benefits of Deer in California: Hunting and Viewing Values. Institute of Ecology Report 32, College of Agriculture and Environmental Sciences, University of California, Davis, CA, 1989.
- MacNair, D., 1993. 1993 RPA recreation values database. Washington, DC: USDA Forest Service, RPA Program; Contract 43-4568-3-1191.
- McCollum, D.W., Peterson, G.L., Arnold, R., Markstrom, D.C., Hellerstein, D.M. 1990. The net economic value of recreation on the national forests: Twelve types of primary activity trips across nine Forest Service regions. USDA, Fort Collins, CO.
- Navrud S. 1994. Economic valuation of the external costs of fuel cycles. Testing the benefit transfer approach. In A.T. Almeida ed. *Models for integrated electricity resource planning*. Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers. pp. 49-66
- Navrud, S., 2006, Benefit Transfer Protocol, Workshop on Protocol and Database for Environmental Valuation of French/European Forests, 26-27 September 2006.

- Newey, W.K., West, K.D., 1987. A Simple, Positive Semi-Definite, Heteroskedasticity and Autocorrelation Consistent Covariance Matrix. *Econometrica*, 55, 703-708.
- Pearce, D., Atkinson, P., Mourato S. (2006) Analyse coûts-bénéfices et environnement : Développements récents. OCDE, Paris.
- Pinet, J.M., 1994. Cervidés et sangliers des élevages de diversification ?, *Le Courrier de l'environnement*, 21, 21-26.
- Pinet, J.M, 1987. L'économie de la chasse, France, Paris, Comité national d'information chasse-nature.
- Rambonilaza, M., 2004. Evaluation de la demande de paysage : Etat des lieux et réflexions sur le transfert des valeurs disponibles, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 70, 70-101.
- Ready, R., Navrud, S., 2006. International benefit transfer: Methods and validity tests. *Ecological Economics*, 60, 429 – 434.
- Rosenberger, R.S., Loomis J.B., 2001. Benefit transfer of outdoor recreation use studies: A technical document supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 revision). General Technical Report RMRS-GTR-72. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr72.pdf
- Rosenthal, D. H., Brown, T. C. 1985. Comparability of market prices and consumer surplus for resource allocation decisions. *Journal of Forestry*, 83 (2), 105-109.
- Rozan, A. ; Stenger A., 2000. Intérêts et limites de la méthode du transfert de bénéfices, *Économie et Statistique*, 336 (6), 69-77.
- Ropars-Collet C., Le Goffe P., 2009. La gestion du sanglier : modèle bioéconomique, dégâts agricoles et prix des chasses en forêt domaniale. Working Paper SMART – LERECO N°09-11
- Salanié J.; Le Goffe P., Surry Y., 2004. Évaluation des bénéfices procurés par le démantèlement de barrages hydroélectriques : le cas de la pêche au saumon sur la Sélune. *Ingénieries*, 9, 65-78.
- Saporta, G., 2006. Probabilités, analyse des données et statistique. 2e éd. Technip : Paris.
- Schreyer, P., Koechlin, F. 2002. Parité du Pouvoir d'achat : mesures et utilisation. *Cahiers statistiques de l'OCDE* (3), 1-8.
- Schuhmann, P.W., Schwabe, K.A., 2002. Fundamentals of Economic Principles and Wildlife Management, Human Wildlife Conflicts: Economic Considerations. USDA, Animal and Plant Health Inspection Service, Fort Collins, CO.
- Smith, V.K., 1992. On separating defensible benefit transfers from “smoke and mirrors”. *Water Resources Research* 28(3), 685-694.
- Smith, V.K., Kaoru, Y., 1990. Signals or noise — explaining the variation in recreation benefit estimates. *American Journal of Agricultural Economics* 72 (2), 419–433.

- Smith, V.K., Pattanayak, S.K., 2002. Is meta-analysis a Noah's ark for non-market valuation? *Environmental and Resource Economics*, 22, 271–296.
- Sorg, C.F., Loomis, J.B., 1984. *Empirical Estimates of Amenity Forest Values: A Comparative Review*. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Sorg, C., Nelson L., 1986. Net economic value of elk hunting in Idaho. Fort Collins, CO: USDA Forest, Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Resource Bulletin RM-12.
- Student, 1914. The elimination of spurious correlation due to position in time or space, *Biometrika*, 5, 351-360.
- Tietenberg, T., 1992, *Environmental and natural resource economics*, third edition, Harper Collins, New York.
- U.S. Department of Fish and Wildlife Service, the Interior and U.S. Department of Commerce, U.S. Census Bureau, 2006. *National Survey of Fishing, Hunting, and Wildlife-Associated Recreation*.
- Vollet, D., Bretière, G., 2009. La chasse : Quel impact économique sur l'emploi local ? Une première approche à partir de quelques études de cas. Colloque SFER : Chasse, territoires et développement durable : outils d'analyse, enjeux et perspectives. ENITA de Clermont-Ferrand. ENITA Clermont-Ferrand, le 25 et 26 mars 2009.
- Waddington, D. K., 1991. Net economic values for bass and trout fishing, deer hunting, and wildlife watching. Washington, DC: USFWS Division of Federal Aid.
- Walsh, R.G., Johnson, D.M., McKean, J.R., 1988. *Review of Outdoor Recreation Demand Studies with Nonmarket Benefit Estimates, 1968–1988* (No. Technical Report 54). Fort Collins: Water Resource Research Institute, Colorado State University.
- Walsh, R.G., Donn J.M.; McKean, J.R. 1992. Benefit transfer of outdoor recreation demand studies: 1968-1988. *Water Resources Research*. 28(3), 707-713.
- White, H., 1980 A heteroskedastic-consistent covariance matrix estimator and a direct test for heteroskedasticity. *Econometrica*, 48, 817-838.
- White, P.C., Newton-Cross, G.A., Moberly, R.L., Smart, J.C., Baker, P.J., Harris, S., 2003. The current and future management of wild mammals hunted with dogs in England and Wales, *Journal of Environmental Management*, 67 (2), 187-197.
- Wilson, M., Hoehn, J., 2006. Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science, *Ecological Economics* 60, 335 – 342.
- Woodward, R.T., Wui, Yong-Suhk, 2001. The economic value of wetland services: a meta-analysis. *Ecological Economics* 37, 257–270.

**DEUXIEME PARTIE : EVALUATION
ECONOMIQUE DES DOMMAGES CAUSES
PAR LE GRAND GIBIER**

Introduction

Le grand gibier crée des bénéfices pour la société à travers les activités récréatives qu'il crée. La première partie de cette thèse nous a montré l'importance de la valeur économique de la chasse et de l'observation des animaux pour les chasseurs et les promeneurs même si ces activités n'ont pas de prix sur le marché. Or, le grand gibier comme d'autres animaux ou plantes invasives peut engendrer des externalités négatives par des dommages considérables lorsqu'il envahit l'écosystème. L'agriculture et la foresterie sont les secteurs cibles des attaques du grand gibier.

Compte tenu de ces impacts, les sylviculteurs, les agriculteurs et les chasseurs se trouvent actuellement en situation de conflit. Les deux premiers groupes considèrent le plan de chasse (PDC) comme inefficace compte tenu de l'importance du dommage actuel. Ils demandent chaque année une augmentation du nombre d'animaux à prélever lors des réunions annuelles de la commission d'attribution des PDC.

Dans ce contexte, le planificateur a actuellement besoin d'un éclairage scientifique pour analyser et synthétiser la relation entre le milieu et le grand gibier. L'objectif de cette partie est de comprendre les phénomènes de dommages créés par le grand gibier ainsi que d'évaluer le rôle de la chasse dans leur contrôle.

En premier lieu, nous allons essayer de faire la synthèse de ce domaine de l'économie qui est peu développé. Nous allons ensuite montrer les limites de ces modèles économiques et en quoi la théorie de l'écologie peut les compléter afin de déterminer les fonctions de dommages adaptées au grand gibier. Les dommages agricoles et forestiers seront traités ici dans deux sous-parties compte tenu des caractéristiques spécifiques de ces deux types de dommages nécessitent dès lors des méthodes d'estimation différentes. En effet, les dommages agricoles ont des effets à court terme, récurrents chaque année mais dispersés sur toute la région Aquitaine. Les techniques de l'économétrie spatiale seront ainsi utilisées pour cette sous-partie. Les dommages forestiers sont, par contre, un problème difficile à aborder à court terme car le cycle de production des forêts est long. Les techniques de la dynamique des systèmes seront utilisées pour la deuxième sous-partie.

1. Analyse microéconomique du producteur agricole et forestier en présence d'externalités négatives

1.1 Définition d'une externalité

Suivant la théorie de l'externalité de Pigou (1920), il existe une externalité dès lors que le bien-être d'un consommateur ou les possibilités de production d'une firme sont affectés directement par les actions d'une autre entreprise, sans que cette perte (ou bénéfice) soit compensée (Assouline et Lemiale, 1998). Dans cette thèse, on considère que la présence du grand gibier, pour satisfaire l'utilité des chasseurs et des promeneurs, peut entraîner une baisse de production pour les producteurs agricoles, forestiers et des accidents pour les automobilistes. La présence d'externalité constitue cependant une défaillance du marché car les hypothèses de base des deux théorèmes du bien-être ne sont pas respectées. Bien que l'on soit capable de quantifier la demande en grand gibier pour les chasseurs et les promeneurs, l'existence de ce coût social potentiel, engendré par le grand gibier, écarte la société d'une situation de bien-être maximal. En effet, l'optimum au sens de Pareto est associé à une situation économiquement efficace, pour laquelle les coûts sociaux sont minima.

Les dommages du grand gibier sont donc des externalités environnementales dans le sens où le niveau d'utilité de la victime diminue. Le grand gibier occasionne quatre types :

i. Les dommages agricoles

Les dommages en milieu agricole se manifestent de plusieurs façons : ingestion des récoltes et des pâturages, prédation sur le bétail, piétinement des champs, destruction des barrières, etc.

ii. Les dommages forestiers

Ils se traduisent par l'écorçage, l'abroustissement et le frottis des arbres. L'impact économique est lié à une perte de qualité et/ou une perte en quantité de production sylvicole.

iii. Les accidents de voiture

La rencontre accidentelle entre les véhicules et la faune sauvage peut conduire à des pertes matérielles, des blessures mais aussi à des pertes de vie humaine.

iv. *Les dommages indirects*

Le grand gibier peut rentrer en concurrence sur les animaux dans le milieu. Sa conservation dans les parcs et les réserves naturelles peut engendrer des pertes de biodiversité. Le cerf est par exemple responsable de la destruction de l'écosystème de l'archipel de Haïda Gwaii (Martin, 2006). Il peut également rentrer en concurrence alimentaire avec le bétail (Verheyden, 2006). Le sanglier peut transmettre des maladies vers l'élevage ou même vers l'homme (Fenichel et Horan, 2005 ; Bourcet *et al.*, 2003).

Il est également important de mentionner qu'il existe une différence entre dommage physique et dommage économique. En effet, une pression biologique sur les ressources de la part du grand gibier ne conduit pas forcément à un dommage économique. En effet, il arrive que le grand gibier ingère par exemple une partie de la plante telle que les feuilles d'un plant de vigne, les branches latérales d'un arbre de pin maritime etc. Ce sont uniquement des dommages physiques mais qui n'entraînent pas une perte de production pour les agriculteurs ou les forestiers. Les dommages qui nous intéressent ici sont uniquement ceux qui constituent un coût économique pour la société.

En France, il s'agit principalement : des dommages agricoles, des dommages forestiers et des accidents. Pour ces derniers, l'ONCFS a déjà mené une étude détaillée au niveau national sur ces problèmes⁸ (Saint-Andrieux, 2005). Dans cette thèse, nous allons nous attacher aux deux premiers types de dommages uniquement.

Ceci nous permet de caractériser les types d'externalités engendrées par le grand gibier du point de vue de la théorie économique. Tout d'abord, il s'agit de plusieurs externalités causées par l'action de plusieurs agents (plusieurs chasseurs et promeneurs) qui affectent un grand nombre d'agents (plusieurs agriculteurs et forestiers), ce sont alors des *externalités multilatérales*. Assouline et Lemiale (1998) avancent qu'il faut distinguer parmi les externalités multilatérales : les *externalités privées* ou rivales des *externalités publiques* ou non rivales. Pour le cas du grand gibier, on peut considérer la première catégorie puisque la part subie par un agent (ex : agriculteurs sur une commune quelconque) réduit celle subie par un autre agent (les autres agriculteurs d'une commune voisine). Les externalités du grand gibier *ne sont pas transférables* puisque un agriculteur victime de dégâts ne peut pas les faire peser à un autre. Ces externalités peuvent être *localisables* si les techniciens des fédérations

⁸ Saint-Andrieux, 2005, Estimation du coût économique des collisions véhicules-ongulés, Rapport final, ONCFS, OGE, N° 04044, 110p.

arrivent à suivre les traces des animaux. Enfin, il faut également considérer la distinction par Pearce (1976) entre *externalités statiques* et *externalités dynamiques*. Les premières ont un effet supposé réversible sur le bien-être des agents et peuvent être simplement internalisées par des accords entre agents économiques. C'est le cas des dommages agricoles sur lesquels les chasseurs versent actuellement des indemnités. Les externalités dynamiques ont quant à elles des effets persistants sur l'environnement et ne peuvent pas être compensées de la même façon ; c'est le cas des dommages forestiers.

Le contrôle des nuisances d'origine biologique comme les insectes, les mites ou les mauvaises herbes a été étudié dans la littérature depuis les travaux de Carlson et Wetzenstein (1993). Ils s'intéressent aux dommages mais les mammifères ont été rarement cités. Tisdell (1982) produit une étude détaillée sur les dommages et les contrôles liés aux sangliers en Australie. Les bénéfices et les coûts des sangliers ont été analysés par Zivin *et al.* (2000) en Californie. Les modèles suivants permettent d'internaliser l'impact des dommages sur l'utilité des producteurs.

1.2 Le programme du producteur agricole

1.2.1 Le modèle de base

Si on se met dans la position uniquement des agriculteurs et des forestiers, le grand gibier ne présente aucun intérêt puisqu'il crée des dommages sur leur production⁹. Comme Zivin *et al.* (2000), Skonhofs et Schulz (2005) le montrent, le problème est d'arbitrer entre le bénéfice de l'agriculture et/ou de la foresterie, le niveau des dommages et les coûts de contrôle, en augmentant le nombre d'animaux à éliminer d'une manière optimale. Le problème consiste à maximiser le bénéfice net actualisé des producteurs en tenant compte de l'existence des dommages :

$$\max Z = \int_0^{\infty} [R(1 - d(N)) - c(N)H] e^{-\delta t} dt \quad (2.1)$$

⁹ Cette hypothèse s'adapte bien à la particularité de la région Aquitaine. En effet, la chasse n'est pas louée par le propriétaire, lequel ne retire aucun revenu, chaque propriétaire rétrocède son droit de chasse à la commune gratuitement (système d'ACCA Associations Communales de Chasse Agréées).

où Z désigne le bénéfice net actualisé qui traduit le profit inter-temporel des agents économiques victimes de dommage. N le nombre de grand gibier vivant causant un dommage, H le nombre d'animaux prélevés et R le revenu agricole ou forestier sans dommage qui est exogène au modèle. $d(N)$ représente la fonction de dommage physique qui dépend de N et $c(N)$ le coût unitaire de prélèvement d'un animal qui dépend également de N . Ces deux fonctions sont continues, croissantes, convexes et dérivables. $c(0) = d(0) = 0$ signifie qu'avec une population nulle, il n'y a ni coût de contrôle ni dommage. δ représente le taux d'actualisation. Ce programme dépend de l'évolution du stock de population qui est donnée par la différence entre la croissance naturelle de la population notée $F(N)$ et le niveau de prélèvement par la chasse H .

$$\dot{N} = \frac{dN}{dt} = F(N) - H \quad (2.2)$$

La fonction de croissance utilisée par ces auteurs est la fonction logistique de la forme :

$$F(N) = rN \left(1 - \frac{N}{K} \right) \quad (2.3)$$

Ces équations montrent que la population dépend du temps, du taux de croissance naturelle r , de la capacité de charge du milieu K qui limite la croissance et de la chasse H . Cette dynamique de la population devient en fait une contrainte par rapport à l'objectif de l'agriculteur qui est de maximiser son revenu avec un coût affecté au contrôle du grand gibier.

Ce programme peut se résoudre en passant par le Hamiltonien courant noté \mathcal{H} (différent de la chasse noté H) :

$$\mathcal{H} = R(1 - d(N)) - c(N)H + \lambda(F(N) - H) \quad (2.4)$$

où λ est le prix implicite de la faune sauvage. Les conditions du premier ordre sont :

$$\frac{\partial \mathcal{H}}{\partial H} = -c(N) + \lambda = 0 \quad (2.5)$$

$$\text{D'où} \quad \lambda = -c(N) \quad (2.6)$$

$$-\frac{\partial \mathcal{H}}{\partial N} = \dot{\lambda} - \delta \lambda = Rd_N(N) - c_N(N)H - \lambda F_N(N) \quad (2.7)$$

$$\frac{d\lambda}{dt} = \lambda \delta + Rd_N(N) + c_N(N)H - \lambda F_N(N) \quad (2.8)$$

L'équation (2.6) signifie que le prélèvement par la chasse n'a lieu que si les coûts sont équivalents au prix implicite de la ressource. Elle montre que, dans le cas d'une nuisance, le prix implicite de l'animal est négatif. Par ailleurs, comme le stock diminue, le prix implicite a une valeur négative due à l'augmentation des coûts de prélèvement unitaire du gibier.

En supposant l'existence d'une solution interne à l'état stable $dN/dt = 0$, $H^* = F(N^*)$, l'insertion de (2.6) dans (2.8) donne l'expression du taux d'actualisation suivante :

$$\delta = F_N(N^*) + \frac{[Rd_N(N^*) + c_N(N^*)F(N^*)]}{c(N^*)} \quad (2.9)$$

Ce résultat montre que le taux de croissance du capital δ doit être égal à la croissance naturelle de la ressource plus le coût marginal total du stock. Le coût des dommages avec le contrôle de la nuisance est inférieur par rapport au cas où la nuisance n'est pas contrôlée. Par ailleurs, la faune sauvage n'ayant aucune valeur économique sera laissée sans contrôle si elle ne cause aucun dommage à l'agriculture.

1.2.2 L'apport des caractéristiques de l'exploitation agricole

van Wenum *et al.* (2004) se basent sur une maximisation des bénéfices des agriculteurs à long terme sous la contrainte de croissance de la faune sauvage.

$$\max Z = \sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^J qy_{jt} - C(y_{jt}, r_t, x_{jt}, l_j) \quad (2.10)$$

$$f_{jt}(y_{jt}, x_{jt}, l_j) \leq 0 \quad \forall j, t \quad (2.11)$$

$$g_{jt}(x_{jt}, u_{jt}, l_j) \leq 0 \quad \forall j, t \quad (2.12)$$

$$\sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^J u_{jt} \geq N, x_{jt} \in X_{jt} \quad \forall j, t \quad (2.13)$$

Dans l'équation (2.10), on a les notations suivantes : $t=1, \dots, T$ la période, $j=1, \dots, J$ les unités de production dans l'exploitation agricole, Z son profit, y_{jt} le vecteur de quantité des produits agricoles, q le vecteur de prix des produits agricoles, C la fonction de coût de production, r_t le vecteur de prix des intrants agricoles à la période t , x_{jt} le vecteur de quantité d'input.

La fonction de production agricole est représentée par la fonction f . Elle dépend de la quantité d'inputs agricoles x_{jt} de l'unité de production j et à la période t et de la localisation des unités de production désignées par le vecteur l_j .

La fonction de production de faune sauvage est représentée par la fonction g_{jt} . Elle dépend de la quantité d'inputs agricoles x_{jt} , des paramètres de production de faune sauvage u_{jt} et de la localisation des unités de production désignées par le vecteur l_j . N représente ici la taille minimale de faune sauvage assurant la viabilité de l'espèce.

La première contrainte (2.8) montre que la fonction de production agricole est variable dans le temps et dans l'espace. La deuxième contrainte (2.9) donne le lien entre la production agricole et la faune sauvage. La troisième contrainte (2.10) montre que la faune sauvage présente dans le milieu doit être supérieure à un seuil de viabilité minimale.

La production en faune sauvage dans une unité de production est donnée par :

$$u_{it} = M_i + \sum_{k=1}^8 \alpha_k A_{ikt} + \sum_{i=1}^2 \beta_i S_{ik} + \gamma_1 D_{it} + \gamma_2 D_{it}^2 + \lambda \log P_{it} \quad (2.14)$$

où i désigne l'exploitation agricole et u_{it} la mesure de la faune sauvage dans l'exploitation agricole i . A_{ikt} est une variable *dummy* pour les types de culture indicés par k avec $k=1$ pour une couverture verte, $k=2$ pour l'utilisation de l'engrais animal, $k=3$ pour l'engrais végétal, $k=4$ pour les céréales hivernales, $k=5$ pour des céréales printanières, $k=6$ pour la pomme de terre, $k=7$ pour de la betterave sucrière et $k=8$ pour de la phacelie. α_k représente les coefficients associés à chaque type de culture. A_{ikt} prend la valeur 1 si l'activité k est présente au temps t dans la ferme i , sinon 0.

S_{ik} est une variable *dummy* indiquant la région où se trouve la ferme i , elle vaut 1 si l'activité k est pratiquée dans la zone j au temps t , sinon 0. β_j représente les coefficients spatiaux rattachés à chaque zone. D_{it} représente la distance d'une parcelle par rapport à la source de

grand gibier. van Wenum *et al.* (2004) montrent que le carré de la distance intervient également dans ces résultats. γ_1 et γ_2 sont respectivement les coefficients correspondants.

M_i représente les caractéristiques inobservables de l'exploitation agricole. En effet, d'autres facteurs peuvent également influencer la production de la ferme : la durée du cycle de reproduction, le nombre d'unités de gestion identifiées dans la ferme, le nombre de types de culture dans la ferme agricole et l'influence des anciennes cultures.

Le modèle de van Wenum *et al.* (2004) apporte des idées nouvelles par rapport au modèle de base de Zivin *et al.* (2000) et Skonhøft et Schulz (2005). Premièrement, ces auteurs mettent l'accent sur le lien entre les fonctions de production agricole et animale. Deuxièmement, ils montrent l'importance de la prise en compte des types de produits agricoles susceptibles d'être concernés par les dommages agricoles. Ils proposent également une approche qui tient compte à la fois des dimensions spatiale et temporelle.

1.2.3 La dynamique spatiale de la faune sauvage

Par rapport à l'équation sur la dynamique de la population utilisée par Zivin *et al.* (2000), on doit se poser la question si la faune sauvage va se déplacer ou se mettre en équilibre dans son habitat actuel. Un flux de grand gibier provenant d'un autre territoire peut avoir une influence sur le programme de l'agriculteur face aux dommages. Selon les modèles biologiques de métapopulation (Murray, 1993 ; Fisher, 1937 ; Kolmogorov *et al.*, 1937 ; Skellam, 1951), la croissance d'une population dépend à la fois du temps t et de l'espace j .

$$\dot{N} = \frac{\partial N(t, j)}{\partial t} + \frac{\partial N(t, j)}{\partial j} = F(N) - H + D_f \frac{\partial^2 N}{\partial^2 j}(t, j) \quad (2.15)$$

D_f représente le coefficient de diffusion de la population. En considérant que la densité de la population n'est pas entièrement observable, on note par \hat{N} la densité de population observée et \hat{j} les espaces correspondants. La vitesse de diffusion est obtenue par :

$$c = \lim_{t \rightarrow \infty} \frac{d\hat{j}}{dt} \quad (2.16)$$

Concrètement, c représente le stade d'évolution du patch à l'horizon infini. Différents auteurs (Kolmogorov *et al.*, 1937 ; Aronson et Weinberger, 1975) considèrent cependant que cette vitesse de propagation peut être obtenue par :

$$c = 2\sqrt{r.D_f} \quad (2.17)$$

D'où, on tire une formule permettant de calculer le coefficient de diffusion de la population :

$$D_f = \frac{c^2}{2.r} \quad (2.18)$$

On émet comme hypothèse que le déplacement du grand gibier est limité par son domaine vital mais à l'intérieur duquel, les mouvements suivent un trajectoire aléatoire. Cette dynamique de population est utilisée par Bulte et Van Kooten (2003) pour évaluer les bénéfices de la chasse. Ce type de modélisation est cependant peu répandu du fait des difficultés de couplage entre la spatialisation et les modélisations théoriques.

1.2.4 La présence d'incertitudes

L'incertitude principale sur le cas du grand gibier provient de la méconnaissance du niveau de ressource. Le problème de l'utilisation optimale d'une ressource incertaine relève des modèles de « partage d'un gâteau » lorsque la taille du gâteau est inconnue comme Epaulard et Pommeret (1998) le montrent. Ce problème se rapproche dans ce cas de la théorie de Hotelling (1931) sur la gestion des ressources non renouvelables. Un de ses résultats stipule notamment qu'en environnement connu, l'épuisement de la ressource n'est jamais atteint et que, au contraire, lorsque les stocks sont aléatoires, il est possible que l'économie trouve un jour la ressource épuisée. Dans le cas du grand gibier, cette situation est envisageable, tout comme le cas de surnombre de population puisque les chasseurs, ne connaissant pas le stock réel, chasse moins que le renouvellement naturel de la population de grand gibier.

Bouglet (2002) définit l'existence de deux autres catégories d'incertitude dans les problèmes environnementaux. Dans un premier temps, l'incertitude est due à l'absence de relation de cause à effet établie pour le problème étudié. Cette incertitude est qualifiée d'incertitude de type 1. Dans cette perspective, des relations de causalité potentielles doivent être mises en avant. Dans un second temps, même si la relation de causalité est établie (i.e. conditionnellement au fait que l'incertitude de type 1 est levée), le problème environnemental comporte encore une part de hasard. L'incertitude se caractérise par le fait qu'on connaît les événements qui peuvent se produire mais leurs probabilités d'apparition sont inconnues ou mal connues. Cette incertitude est qualifiée d'incertitude de type 2.

Ces deux types d'incertitude se retrouvent dans les dommages causés par le grand gibier. Pour l'incertitude de type 1, le dommage est lié à la taille de la population, à la chasse mais également aux caractéristiques du milieu. Chaque variable peut avoir une influence positive ou négative sur les dommages. L'incertitude provient dans ce cas d'un problème dans l'identification des causes exactes des dommages puisqu'elles sont à la fois multiples et cumulatives.

Pour l'incertitude de type 2, les probabilités d'apparition des dommages du grand gibier sont peu connues. Malgré une certaine connaissance des causes des dommages du grand gibier, on a du mal à expliquer leur grande variance d'une année sur l'autre puis d'une commune à une autre. Cannas et Marco (2003) introduisent un modèle probabiliste sur les risques d'invasion écologique. Ils combinent les facteurs liés à la biologie des espèces mais également sur les caractères de l'habitat. La probabilité qu'un habitat j soit habité par une espèce à l'instant t est exprimée par $P_j(t)$ avec:

$$P_j(t) = (1-q)q^{t-1} \quad (2.19)$$

où q représente la probabilité de survie annuelle d'un animal adulte. Au-delà d'un temps de longévité maximal t_{\max} , cette probabilité devient :

$$P(t > t_{\max}) = 1 - \sum_{t=1}^{t_{\max}} P_j(t) = 1 - \frac{1 - q^{t_{\max} + 1}}{q} \quad (2.20)$$

Ce modèle permet de faire des prévisions sur l'évolution d'une population d'espèces invasives à long terme. En fait, la colonisation d'un habitat peut être déclenchée à tout moment par des effets externes ou internes. Les destructions de l'habitat naturel ou les apparitions de maladies peuvent par exemple être considérés comme des effets exogènes. En revanche, la colonisation d'un habitat liée à un stock de population trop élevé est un effet endogène. La population va alors se déplacer vers un autre habitat à proximité ou agrandir son habitat. Olson et Roy (2002) et Perrings (2003) apportent une modification sur la fonction de croissance classique des espèces invasives en affectant une probabilité à la fonction de croissance naturelle de la population.

$$\frac{dN}{dt} = \rho_{t+1}F(N_t) - H_t \quad (2.21)$$

ρ_{t+1} est une variable aléatoire ayant une distribution spécifique variant entre une valeur minimale et maximale. Une valeur maximale correspond à une modification de l'environnement qui privilégie la croissance du grand gibier. Ce phénomène aléatoire va modifier la capacité de charge du milieu notée K et va également impacter le modèle économique dont l'objectif devient :

$$\max Z = E \left(\int_0^{\infty} [R(1-d(N)) - c(N)H] e^{-\delta t} dt \right) \quad (2.22)$$

où $E(.)$ est l'espérance mathématique du profit actualisé. Le Hamiltonien courant \mathcal{H} de ce problème peut-être réécrit de la façon suivante :

$$\mathcal{H} = E(R(1-d(N)) - c(N)H) + \lambda(\rho_{t+1}F(N) - H) \quad (2.23)$$

où λ est le prix implicite de la faune sauvage. Les conditions du premier ordre sont :

$$\lambda = -E(c(N)) \quad (2.24) .$$

$$\frac{d\lambda}{dt} = \lambda\delta + E(Rd_N(N) + c_N(N)H) - \lambda\rho_{t+1}F_N(N) \quad (2.25)$$

En supposant l'existence d'une solution interne à l'état stable $dN/dt = 0$, $H^* = \rho_{t+1}F(N^*)$, le taux d'actualisation peut s'écrire de la façon suivante :

$$\delta = \rho_{t+1}F_N(N^*) + E(\bullet) \quad (2.26)$$

Avec

$$E(\bullet) = \frac{[Rd_N(N^*) + c_N(N^*)\rho_{t+1}F(N^*)]}{c(N^*)} \quad (2.27)$$

La présence de l'incertitude peut donc modifier à la fois les courbes de croissance de la population mais également affecter le système économique et notamment les dommages.

2. Revue des fonctions de dommage dans la littérature

Le problème de spécification des fonctions de dommage a été largement étudié dans la littérature depuis les travaux de Lichtenberg et Zilberman (1986). Selon Mitchell (2001a et b), les modèles économiques cités précédemment peuvent être classés de deux façons suivant l'estimation de la fonction de dommage. Premièrement, des fonctions reposent sur une hypothèse de relation **additive** entre la production et les dommages. Notons d la fonction de dommage physique, Y_0 la production potentielle des producteurs sans dommage et Y la production avec l'existence de dommage où :

$$Y = Y_0 - d \tag{2.28}$$

Deuxièmement, des fonctions se basent sur une relation **proportionnelle** entre les dommages et la production.

$$d = aY_0 \tag{2.29}$$

où a représente la proportion de production endommagée par le grand gibier. Contrairement aux modèles additifs, les dommages sont proportionnels à la production.

La théorie sur l'écologie des espèces invasives remet en question ces hypothèses simplificatrices pour deux raisons. Premièrement, des événements stochastiques peuvent accentuer les dommages. Par exemple, les sylviculteurs ont noté une augmentation des dommages forestiers après le passage des deux tempêtes du fin décembre 1999 sur la région Aquitaine. Deuxièmement, les luttes contre les espèces invasives peuvent affecter plus ou moins efficacement les fonctions de dommage. Notons x les moyens de lutte contre les espèces invasives (chasse, agrainage, clôture, produits répulsifs) et θ les événements stochastiques. La fonction de dommage peut être écrite :

$$d = f(x, \theta) \tag{2.30}$$

Mitchell (2001a et b) pose par ailleurs que le dommage marginal en fonction de θ est positif $d_\theta = f'(\theta) > 0$. Le signe du dommage marginal avec les moyens de lutte contre les espèces invasives est cependant plus difficile à déterminer $d_x = f'(x)$. Celle-ci peut être positive,

négative ou nulle suivant l'efficacité des moyens de lutte contre les espèces invasives. Notons également que l'effet d'une lutte contre les espèces invasives telles que le grand gibier peut également dépendre de facteurs stochastiques.

2.1 Apport de la théorie de l'écologie sur les dommages

La théorie de l'écologie traite la question des dommages en considérant deux approches : soit comme un système en compétition, ou soit comme un système de prédateur-proie.

2.1.1 Système en compétition

Les dommages agricoles et forestiers peuvent être considérés comme l'effet d'un système où le grand gibier entre en concurrence avec l'agriculture et la foresterie. C'est le modèle original de Lotka Volterra (Volterra, 1931) qui permet d'avoir une relation de proportionnalité entre les deux systèmes. Avec Y les ressources agricoles et forestiers et N la densité de la population de grand gibier, la fonction de dommage sera :

$$d = k.N.Y \quad (2.31)$$

où k représente un coefficient de proportionnalité. Begon *et al.* (1996) ont démontré la validité de ce type de relation sur les espèces invasives. Des travaux ultérieurs ont montré que ce coefficient de proportionnalité dépend également des espèces invasives :

$$d = k(N).N.Y \quad (2.32)$$

où $k(N)$ est un paramètre lié à la concurrence entre les prédateurs eux-mêmes. Cousens (1985) a conduit une méta-analyse sur plusieurs études afin de choisir un modèle de base pour décrire les pertes de production dues aux espèces invasives végétales. Il note :

$$d = \varphi(N) Y \quad (2.33)$$

Il a conclu que les fonctions hyperbolique sont les meilleurs ajustements de $\varphi(N)$ avec

$$\varphi(N) = aN / (1 + bN) \quad (2.34)$$

Les paramètres a et b ont une interprétation biologique. Deux autres formes fonctionnelles existent également.

$$\varphi(n) = anb / (1 + anb) \text{ et } \varphi(n) = 1 - 1 / (1 + an)b \quad (2.35)$$

2.1.2 Système de prédateur proie

Avec le modèle de Lotka Voltera (Voltera, 1931), la quantité de produits ingérée par le grand gibier est considérée comme constante. Mitchel (2001) montre que cette hypothèse est peu tenable sur un grand territoire puisque le dommage dû au grand gibier peut être diffus ou au contraire atteindre le maximum. Dans la théorie de l'écologie, on parle de « fonction de dose-réponse ». On note $r(Y)$ cette fonction de dose réponse du prédateur. La fonction de dommage devient :

$$d = r(Y).N \tag{2.36}$$

Il existe trois types de spécifications de la fonction dose-réponse et donc de fonctions de dommage comme nous les présentons dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Types de fonctions de dommages dans la littérature

| Types | Description | Fonction dose-réponse | Fonction de dommage | Quelques références |
|----------|------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|--|
| TYPE I | Linéaire | $r(Y) = kY$ | $d = k.N.Y$ | Mitchell (2001a, b), Skonhofs (2003; 2004), Bulte (2003) |
| | Cobb Douglas | $r(Y) = kY^a$ | $d = kY^a N$ | Lichtenberg et Zilberman (1986) Babcock <i>et al.</i> (1992), Mitchell <i>et al.</i> (2001) |
| TYPE II | Exponentielle négative | $r(Y) = a(1 - \exp(-bY / \lambda))$ | $d = kN(1 - \exp(-bY / \lambda))$ | Mitchell (2001) Hone (1994), Choquenot (2004) |
| | Hyperbolique | $r(Y) = a \frac{Y}{b+Y}$ | $d = kN^a \frac{Y}{b+Y}$ | Mitchell (2001a, b) Skonhofs (2003; 2004) Kuffer (2001) Bergman (2001) |
| TYPE III | Sigmoïdale | $r(Y) = a \frac{Y^2}{b^2 + Y^2}$ | $d = kN^a \frac{Y^2}{b^2 + Y^2}$ | Mitchell (2001a et b) Mitchell <i>et al.</i> (2002) |

a et b : les coefficients d'élasticités entre les dommages, le stock total des cultures (proie) et la population de grand gibier (prédateur)

D : les quantités de dommages

N : la population de grand gibier (prédateur)

Y : le stock total de cultures et de forêts pouvant être endommagés par le grand gibier (proie)

Les fonctions de type I sont adaptées lorsque les dommages augmentent proportionnellement avec la production totale Y et la population de grand gibier N . Les fonctions de type II signifient que les dommages augmentent pour atteindre un maximum puis diminuent lorsque Y continue d'augmenter. Elles indiquent notamment que le dommage dépend en premier lieu de la taille de la population N mais l'effet diminue lorsque Y augmente. Pour les fonctions de type III, les dommages sont considérés comme variables suivant un cycle plus ou moins connu, mais ils tendent asymptotiquement vers un maximum.

Mitchell (2001a) montre que ces différentes fonctions de dommage peuvent être intégrées dans les modèles économiques additifs ou proportionnels. Le choix entre modèles additifs et modèles proportionnels doit se baser sur l'importance des stocks endommageables Y . Si le stock total de cultures pouvant être endommagé par le grand gibier est élevé, ce qui signifie qu'il peut effectuer le maximum de dommages, les modèles additifs sont adaptés. En revanche sur des petites parcelles de cultures, les modèles proportionnels sont plus adaptés.

2.2 Un exemple d'estimation économétrique

Une grande partie des fonctions de dommages exposées dans les paragraphes précédents supportent mal les estimations économétriques puisqu'elles ne renvoient à aucun estimateur statistique en particulier. Les études qui ont fait appel à ces méthodes ont utilisé des simulations pour estimer les paramètres. Les études qui ont utilisé les outils économétriques sur les phénomènes de dommage sont rares. Nous rapportons en particulier une étude réalisée par Yoder (2002) qui a estimé une fonction de dommage de type proportionnel. d représente la quantité de dommage et Y_0 la production endommageable par la faune sauvage. La proportion de dommage sur une parcelle i est donnée par δ_i avec :

$$\delta_i = \frac{d}{Y_0} \tag{2.37}$$

Le pourcentage de dommage est modélisé par la fonction logit :

$$\ln\left(\frac{\delta_i}{1+\delta_i}\right) = \beta X_i + e_i \tag{2.38}$$

où X_i est le vecteur des variables explicatives pour l'observation i et β le vecteur des coefficients estimés. e_i désigne le vecteur des erreurs d'estimation. Les variables explicatives qu'il a considérées sont la densité des animaux, la surface de la parcelle, le pourcentage de territoire agricole dans la région, le pourcentage de forêt dans la région et le pourcentage de zone de chasse dans la région. Les types de culture des producteurs ont été intégrés comme des variables dichotomiques : le maïs à destination d'alimentation humaine et animale, le soja, l'avoine et le blé. Les variables sur la chasse utilisées sont l'existence de plan de chasse ainsi que de territoire de chasse de qualité exceptionnelle.

Par ailleurs, la probabilité d'existence de réclamation sur une région a été estimée de la même façon avec le nombre total d'agriculteurs dans la région, le prix des produits, les surfaces agricoles ainsi que la surface des zones de conservation de la faune sauvage.

Il modélise le problème de dommage à l'échelle d'une parcelle et introduit dans les variables explicatives les différents types d'occupation du sol de la région. Il apporte une nouvelle idée sur la différenciation de dommage entre les différents types de culture ainsi que le changement d'échelle d'observation. Cette étude se base sur une approche essentiellement empirique. La fonction de dommage utilisée par Yoder (2002) ne repose pas sur les modèles théoriques décrits dans le paragraphe précédent. L'étude est également limitée par le fait qu'elle n'a permis d'observer que deux années successives de données, ce qui apporte peu d'information sur une éventuelle dynamique de la population. De plus, l'approche spatiale des données n'a pas été abordée.

3. Extensions des modèles vus dans la littérature

Notre objectif est de contribuer à lever une partie des incertitudes sur les dommages causés par le grand gibier. Nous allons étudier en particulier quatre possibilités d'extension des modèles vus dans la littérature.

3.1 Identifier et quantifier les causes des dommages

Rappelons que dans cette deuxième partie de la thèse, nous cherchons à évaluer le rôle de la chasse ou plus exactement son efficacité dans le contrôle des dommages. Actuellement il existe peu d'études sur l'impact de cette activité à long terme et à grande échelle.

La présence de grand gibier dans un site dépend des caractéristiques de l'habitat. D'après l'état de la connaissance provenant des biologistes (Virgos, 2002) et de la connaissance populaire du sanglier, on peut émettre les hypothèses suivantes. Il vit principalement dans les zones boisées dans lesquelles ils s'abritent, se nourrissent et se reproduisent. Il peut y avoir également des différences suivant les types de forêts. Les forêts de feuillus et mélangées semblent être des zones de refuge mieux appréciées que les forêts de conifères du fait de leur richesse en biomasse. Certains types de cultures attirent particulièrement le gibier, comme le maïs, la vigne, les fruits, les céréales et les légumes. Les zones urbaines et les espaces ouverts peuvent par contre repousser la présence des animaux et donc des dommages.

Ces connaissances méritent d'être validées à l'échelle d'une région afin d'agir sur les variables explicatives des dommages en ajustant la politique de gestion de la chasse.

3.2 Capturer les effets spatiaux sur les dommages

Les interactions spatiales peuvent avoir un effet important dans la compréhension du problème. Il est pertinent d'analyser comment les dommages se répartissent sur un grand territoire. Est-ce qu'il y a des zones de regroupement des dommages ? Comment peut-on les expliquer ?

3.3 Déterminer le caractère aléatoire des dommages

La nuisance du grand gibier peut être considérée comme un événement ponctuel. Le niveau des montants des dommages agricoles est faible ou quasi-nul dans certaines communes de la région Aquitaine. Il sera intéressant de mesurer les raisons qui expliquent l'apparition de l'évènement, en tenant compte de la présence ou de l'absence de dommage pour les communes observées.

3.4 Lever l'incertitude liée au temps

Pour les dommages en milieu forestier, les impacts ne sont visibles qu'à long terme puisque la production de pins maritimes se fait sur un cycle de 50 ans en moyenne. Les cervidés (cerf et chevreuil) exercent une pression sur les jeunes plants de pin maritime (moins de 10 ans) par contre les ventes des grumes n'auront lieu qu'à la fin du cycle. Durant cette période, la rotation pratiquée par les sylviculteurs assure chaque année de nouvelles parcelles cultivées, donc de nouvelles surfaces sensibles à l'attaque des cervidés. Par ailleurs, la population

évolue rapidement selon la politique cynégétique et leur croissance naturelle. Le temps semble avoir une place importante sur ces types de dommages.

3.5 Choix méthodologique

La disponibilité des données sur les différents types de dommages nous a amené à faire les choix méthodologiques suivants :

- Modélisation économétrique des dommages agricoles : il s'agit de créer des modèles statistiques afin de comprendre la répartition spatiale des dommages agricoles en tenant compte de la diversité des milieux et des pratiques de chasse différentes. Les données relevées auprès des fédérations des chasseurs et les bases de données cartographiques permettent de construire le modèle.
- Modélisation dynamique des dommages forestiers. Il n'existe pas de données temporelles fiables actuellement pour quantifier pertes économiques liées à ces dommages. En effet, les bois de pin maritime endommagés par le grand gibier n'arrivent sur le marché qu'après une cinquantaine d'années. C'est la raison pour laquelle nous explorons la question avec l'aide des outils de simulation qui permettront de faire des projections dans le futur.

Ces modèles sont développés séparément dans les deux sous-parties suivantes.

**SOUS-PARTIE 1 : MODELISATION DES
DOMMAGES AGRICOLES PAR
L'ECONOMETRIE SPATIALE**

Introduction

Comme nous l'avons montré dans l'introduction de la thèse, les problèmes de dommages agricoles sont un enjeu majeur de la chasse. Ceci est dû à la loi de finances du 27 décembre 1968 qui oblige les chasseurs à payer les indemnités des dégâts agricoles par l'intermédiaire des Fédérations des Chasseurs (cf. Encadré 2.1). Actuellement, la surpopulation du grand gibier oblige à réfléchir sur les causes exactes de ces problèmes puisque depuis 30 ans, les chasseurs ont augmenté de façon exponentielle leur prélèvement mais, les dommages agricoles ont continué d'augmenter (cf. Introduction générale).

L'objectif de cette sous-partie est de mesurer les causes des dommages agricoles par l'utilisation de l'économétrie spatiale. L'estimation économétrique consiste à rechercher les variables explicatives des dommages afin de les appréhender et de les corriger à travers la politique de gestion de la chasse au grand gibier.

Nous allons dans un premier temps rappeler brièvement les fondements de l'économie spatiale qui peuvent expliquer les zones de concentration des dommages agricoles. Puis, nous allons mesurer ces regroupements spatiaux avec les méthodes de l'analyse spatiale. En troisième partie, nous proposons des modèles explicatifs des dommages agricoles.

Encadré 2.1 : Loi sur l'indemnisation des dégâts agricoles

Elle a été instituée par la Loi de finance rectificative pour 1969 en échange de l'abandon par les ayants droit du droit d'affût (donné aux victimes de détruire une bête fauve en train de commettre un dégât).

A compter du 1er juillet 2001, ce sont les Fédérations Départementales des Chasseurs qui ont en charge l'indemnisation administrative des dégâts au titre des missions de Service Public qui leur ont été confiées.

Seuls les dégâts occasionnés aux cultures font l'objet d'une indemnisation qui diffère sensiblement du droit commun, puisqu'elle ne retient pas la responsabilité délictuelle et qu'en aucun cas elle ne doit réparer intégralement le dommage supporté par l'agriculteur : le maximum de l'indemnisation est fixé à 95 % de l'estimation. Le montant de la franchise est fixé à 76 € TTC.

Nul ne peut prétendre à une indemnisation pour des dégâts commis par des animaux provenant de son propre fond.

Le délai de prescription est de 6 mois.

Source : www.fedechasseurslandes.com



1. Utilisation des concepts de l'économie géographique sur les dommages agricoles

La littérature sur la théorie de l'écologie nous a montré que la fonction de dommage agricole est reliée à deux groupes de variables explicatives.

- Le premier groupe est relié aux caractéristiques de la population des espèces invasives. La variable clé est la densité de la population de grand gibier. Puisque celle-ci est inconnue, les tableaux de chasse seront utilisés comme variable *proxy*.
- Le deuxième groupe est le stock total de biomasses endommageable (proie) par les espèces invasives (prédateur) dans le milieu.

Le deuxième groupe montre l'existence de liens entre les activités agricoles et cynégétiques puisque l'homme façonne le milieu. Si les différents acteurs (chasseurs, agriculteurs, forestiers et promeneurs) n'ont pas de liens entre eux et se contentent d'être localisés à des endroits différents pour exploiter le territoire, l'échelle d'observation est déterminée uniquement en termes d'organisation de l'espace comme dans l'approche de Weber (1909).

S'ils ont des interactions basées sur une concurrence de l'utilisation du territoire, des externalités positives ou négatives peuvent apparaître et posent des questions sur l'échelle d'observation des phénomènes (Marshall, 1890). Selon Krugman (1991a,b) qui est le principal initiateur de l'économie géographique, la prise en compte de l'espace dans l'analyse économique remet en cause les modèles microéconomiques classiques (Deuxième partie, paragraphe 1). En effet, ces derniers se basent sur une simple agrégation d'agents économiques homogènes donnant lieu à un agent représentatif (Kirman, 1992). Selon Krugman (1996), la prise en compte d'une multitude d'individus en interaction, plutôt que l'interaction entre un nombre restreint d'agents représentatifs, permet d'étudier la complexité des liens. La Nouvelle Economie Géographique permet de comprendre et de formaliser les liens spatiaux entre les activités de production (agriculture, sylviculture) et la chasse. Les phénomènes de dommages agricoles sont considérés comme le résultat des interactions entre les acteurs économiques.

1.1 Conséquences de l'introduction de l'espace dans le modèle microéconomique de base

Suivant les modèles économiques de Zivin *et al.* (2000), on pose que les agriculteurs dans une commune i utilisent une portion du territoire dans la culture et en soutirent un revenu R_i avec $R_i > 0$ en l'absence de dommage du grand gibier. Une population de grand gibier notée N_i est présente dans la commune i et détruit une partie de la production. Il existe alors une fonction de dommage de la forme $d_i = d_i(N_i)$. Avec $d_i(0) = 0$ et $\delta d_i / \delta N_i > 0$ car la fonction de dommage est corrélée positivement avec la population de grand gibier N_i . En tenant compte de la présence de dommage, l'utilité des agriculteurs face à sa présence est notée U_i et s'exprime par :

$$U_i = R_i - D_i(N_i) = R_i(1 - d_i(N_i)) \quad (2.39)$$

Le revenu agricole noté R_i dépend de l'ensemble des prix de la production et des dépenses des producteurs : les intrants agricoles, les dépenses en main d'œuvre, etc. Ce revenu est déterminé par des facteurs exogènes au modèle, il est donc considéré comme fixe dans le reste de la thèse. La valeur économique du dommage est notée D_i avec $D_i = R_i \cdot d_i(N_i)$. Les écologues (Mitchell, 2001a, b) démontrent cependant que $d_i = d_i(N_i)$ dépend également du milieu. van Wenum *et al.* (2004) justifient l'importance de la prise en compte des différents types de culture. Nous allons considérer que la population N_i dépend de trois types de facteurs :

$$N_i = f(H_i, M_i, S_i) \quad (2.40)$$

Le premier facteur est la chasse notée H_i qui réduit la population de sangliers dans la commune i . Le deuxième facteur est l'écosystème de la commune i noté M_i . Il va regrouper les caractéristiques de l'occupation du sol. Le troisième facteur est l'effet spatial noté S_i .

Ce dernier facteur peut provenir d'une source endogène à la population ou d'un effet externe provenant du milieu. Cannas et Marco (2003) montrent qu'il peut être causé par les mouvements saisonniers, la colonisation des milieux et la diffusion de la population (cf. équation de la dynamique spatiale 2.15). Il peut également provenir des deux autres variables explicatives : la chasse et le milieu. Dans ce cas, l'effet spatial peut être interprété comme le

lien entre les activités humaines sur un même territoire qui engendre des externalités positives ou négatives comme Krugman (1991a, b) l'avance.

C'est sur ces trois types de facteurs que nous focaliserons la recherche puisqu'ils sont particulièrement complexes par leur diversité. Une fonction de dommages physiques qui tient compte de ces trois groupes de facteurs est construite dans l'équation (2.41) :

$$d_i = f(H_i, M_i, S_i) \quad (2.41)$$

1.2 Développement du modèle théorique vers un modèle économétrique spatial

Comme Lichtenberg et Zilberman (1986), Babcock, Lichtenberg et Zilberman (1992), Zivin *et al.* (2000), Skonhoft et Schulz (2005), Skonhoft (2004), Skonhoft, et Olaussen (2005), Mitchell (2001a) et Horan et Bulte (2003), nous avons choisi une fonction de type Cobb-Douglas pour l'estimation de la fonction de dommage physique. Nous allons la poser de la façon suivante :

$$d_i = A.H_i^\alpha .M_i^\beta .S_i^\rho .e_i \quad (2.42)$$

où A est un paramètre constant. α, β, ρ sont les coefficients d'élasticité à mesurer. e_i représente l'ensemble des variables non observées de la commune i . Cette fonction de dommage peut être réécrite en (2.43) par une transformation logarithmique.

$$\ln d_i = \ln A + \alpha \ln H_i + \beta \ln M_i + \rho \ln S_i + \ln e_i \quad (2.43)$$

Les transformations logarithmiques sont très courantes dans la littérature économique. Spanos (1986) trouve trois explications à cette popularité. Premièrement, elles permettent de corriger les variables aléatoires qui sont en général asymétriques. Elles permettent de lisser les distributions des données se rapprocher d'une distribution normale. Deuxièmement, ces transformations permettent d'améliorer la stabilité des coefficients estimés notamment en cas de phénomènes d'hétéroscédasticité entre les variables, nous verrons ultérieurement que c'est le cas des dommages agricoles. Troisièmement, elles permettent de se rapprocher des modèles théoriques et donnent directement les élasticités entre les variables (Encadré 2.2). Pour suivre les représentations usuelles en économétrie, les changements de variables suivants sont effectués :

$$\begin{aligned}
 y_i &= \ln d_i \\
 X_i &= \ln H_i \quad ; \quad \ln M_i \\
 W_i &= \ln S_i \\
 \varepsilon_i &= \ln e_i
 \end{aligned}
 \tag{2.44}$$

Encadré 2.2 : Les élasticités en économie

En économie, l'élasticité est le changement proportionnel d'une variable y relativement à une autre variable x :

$$\varepsilon(y, x) = \frac{\frac{\Delta y}{y}}{\frac{\Delta x}{x}}$$

En particulier, si $y(x)$ est dérivable par rapport à x et non-nul, on a :

$$\varepsilon(y, x) = \frac{x}{y} \frac{\partial y}{\partial x}$$

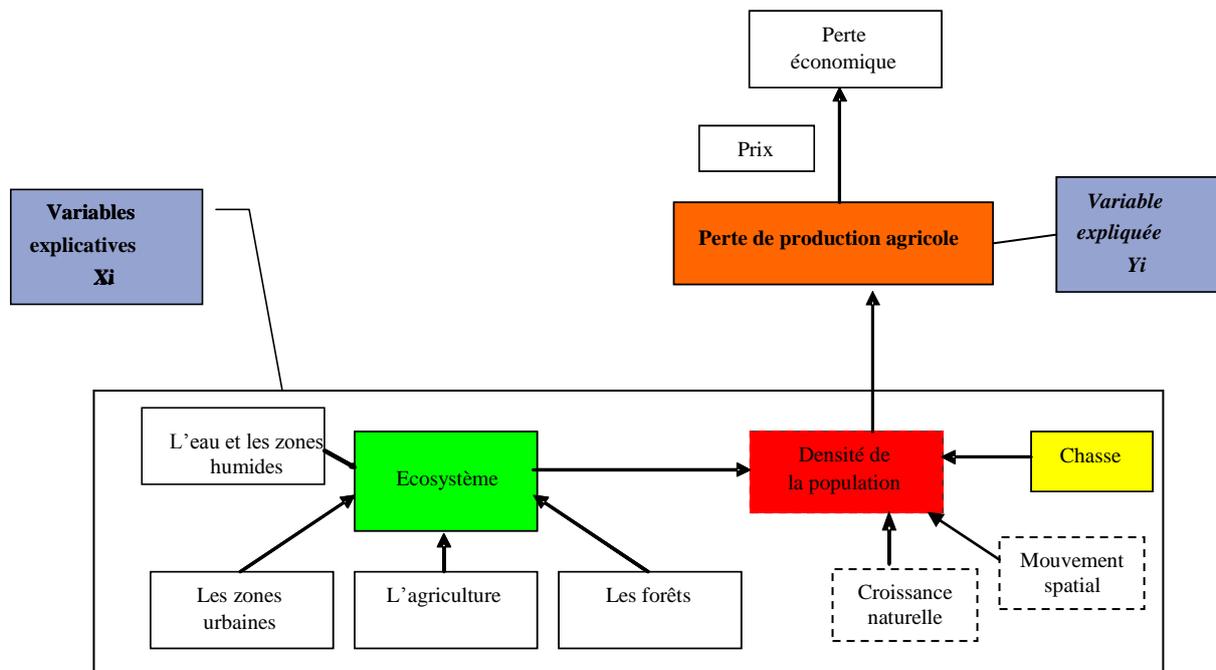
Le concept de l'élasticité peut être employé à chaque fois qu'il y a un rapport de cause et d'effet. Elle est souvent exprimée pour une variation de 1 % de x .

Si $\varepsilon(y, x) = 0$, alors la variable y est parfaitement inélastique relativement à la variable x .

Source : Marschall (1890).

Le but est de trouver une explication sur les dommages provoqués par le grand gibier sur l'agriculture en tenant compte des schémas spatiaux du phénomène. La figure suivante présente la structure du modèle que l'on veut mettre en place. Les variables non observables sont encadrés par des pointillés.

Figure 2.1 : Structure du modèle des dommages agricoles causés par le grand gibier



2. Analyse spatiale des dommages agricoles sur la région Aquitaine

2.1 Les bases de données utilisées à l'échelle communale

Pour mettre en place ce modèle sur la région Aquitaine, plusieurs sources ont été mobilisées. Les données sur les tableaux de chasse et les dommages du grand gibier proviennent de la Fédération Nationale des Chasseurs (FNC), ainsi que des Fédérations Départementales des Chasseurs (FDC). Les données agricoles pour chaque commune ont été tirées de la fiche comparative du Recensement Agricole, fournie par l'Agreste. L'occupation du sol provient de la base de données cartographique CORINE Land Cover sur l'année 2000 (IFEN, 2005).

Il a été cependant difficile de trouver des données temporelles sur l'ensemble des variables. Les données sur la chasse et les dommages que nous avons collectées ne sont complètes que pour les années 2001, 2002 et 2003. Des données cartographiques aussi détaillées que celles données par CORINE Land Cover ne sont produites que tous les 10 ans compte tenu des coûts financiers. Nous avons été contraints de faire une analyse statique sur la période de 2001 où les données sur les dommages agricoles, les tableaux de chasse et les caractéristiques du milieu sont disponibles simultanément.

Pour faire une analyse fine des dommages agricoles sur la région Aquitaine qui représente 41 000 km², trois échelles géographiques peuvent être utilisées.

- ❖ Premièrement, l'étude peut être menée à partir de **points** représentant la localisation de surfaces endommagées par le gibier ou le lieu d'observation de l'animal. C'est l'échelle choisie pour l'étude de l'habitat de nombreuses espèces : les cétacés en Angleterre (Mandleberg, 2004), le lynx en Suisse (Zimmermann, 2004), les vautours dans les Alpes (Hirzel *et al.*, 2004), le cerf élaphe en Suisse (Patthey, 2003), etc. Les données proviennent des relevés des déplacements des animaux suivis avec des colliers GPS et nécessitent un investissement financier important. Ce genre de travaux reste limité à des études expérimentales telles menées dans les Réserves Nationales de Chasse et de Faune Sauvage de Chizé et de la Petite Pierre, non pas à l'échelle d'une région.
- ❖ Deuxièmement, les **aires de fréquentation des animaux** permettent également une échelle d'étude intéressante. Les analyses par point ou par aire de répartition des

animaux sont les plus précises mais elles nécessitent également de moyens matériels importants et il n'existe pas d'études similaires dans la région Aquitaine.

- ❖ Troisièmement, les **délimitations administratives**, en l'occurrence les communes, peuvent être utilisées dans cette étude car elles sont plus détaillées par rapport aux limites départementales utilisées par exemple par Ropars-Collet et Legoffe (2009). Cette échelle d'étude ne donne pas la localisation exacte des animaux mais elle permet quand même de faire une analyse assez fine tout en donnant la possibilité de lier les données sur la chasse avec d'autres bases de données, notamment les statistiques agricoles et l'occupation du sol. Elle est également intéressante du point de vue de la gestion de la chasse. En effet, ce sont les ACCA et les sociétés communales qui sont les premiers responsables de la gestion de la chasse au niveau local. Les décisions sur les nombres d'animaux prélevés sont prises à ce niveau.

Encadré 2.3 : Systématique du sanglier

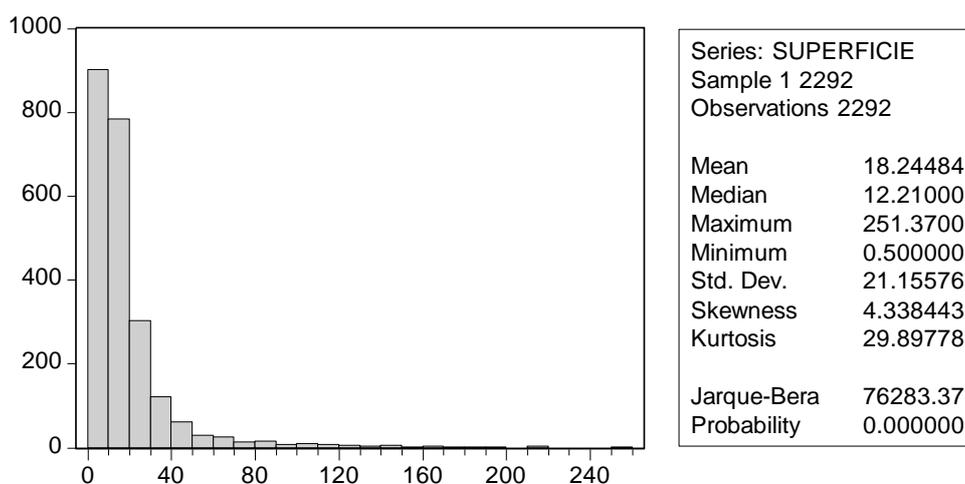
Super-ordre : Ongulés
Ordre : Artiodactyles
Sous-ordre : Suiformes
Famille : Suidae
Sous-famille : Suinae
Genre : *Sus*
Espèce : *scrofa*



Source : www.chassepassion.net

La taille moyenne de l'habitat des sangliers est de l'ordre de 10 à 12 km² selon la connaissance sur terrain des chasseurs (Entretien individuel avec la FDC du Lot-et-Garonne, 2006). Des études biologiques utilisant les techniques de suivi avec des colliers GPS, ont montré un domaine vital variant entre 6 km² et 16,97 km² (Baubet, 1998). Dans la région Aquitaine, une commune possède une superficie moyenne de 18,24 km², une médiane de 12,21 km², avec une forte variation de 21,15 km² (figure 2.4). Nous avons donc choisi cette échelle pour étudier les dommages agricoles. L'ensemble de la région Aquitaine a été étudié ce qui constitue 2292 communes observées. Un traitement sur Access a été effectué afin de relier les bases de données entre elles à l'échelle communale.

Figure 2.2 : Histogramme de la taille des communes dans la région Aquitaine en km²



Le tableau 2.2 résume les statistiques descriptives des variables qui sont utilisées dans les modèles. Des résultats plus détaillés sont présentés dans l'annexe 6.

Tableau 2.2 : Statistique descriptive des données utilisées dans le modèle

| Variable | Description | Moyenne | Max | Min | Ecart type |
|------------------------|---|---------|--------------|-----|-------------|
| Dommage | Dommage physique sur le maïs par commune (en quintal) | 18,49 | 1 364 | 0 | 81,06 |
| Chasse | Nombre de sangliers chassés par commune (2000-2001) | 5,76 | 150 | 0 | 12,07 |
| Maïs | Surface de culture de maïs (ha) | 159,88 | 2 824 | 0 | 240,79 |
| Espaces verts | Surface d'espaces verts en milieu urbain (ha) | 0,577 | 156,19 | 0 | 0 |
| Forêts de feuillus | Surface de forêts de feuillus (ha) | 267,91 | 5 413,3 2 | 0 | 385,24 |
| Forêts de conifères | Surface de forêts de conifères (ha) | 374,39 | 13 612 | 0 | 1330,7 8 |
| Landes et broussailles | Surface de landes et de broussailles (ha) | 4,10 | 506,71 | 0 | 0,00 |
| Marais | Surface de marais intérieurs (ha) | 2,78 | 836,18 | 0 | 31,05 |
| Rivières | Surface de rivières et lacs (ha) | 7,15 | 931,94 | 0 | 33,46 |

2.1.1 Les dommages agricoles du sanglier

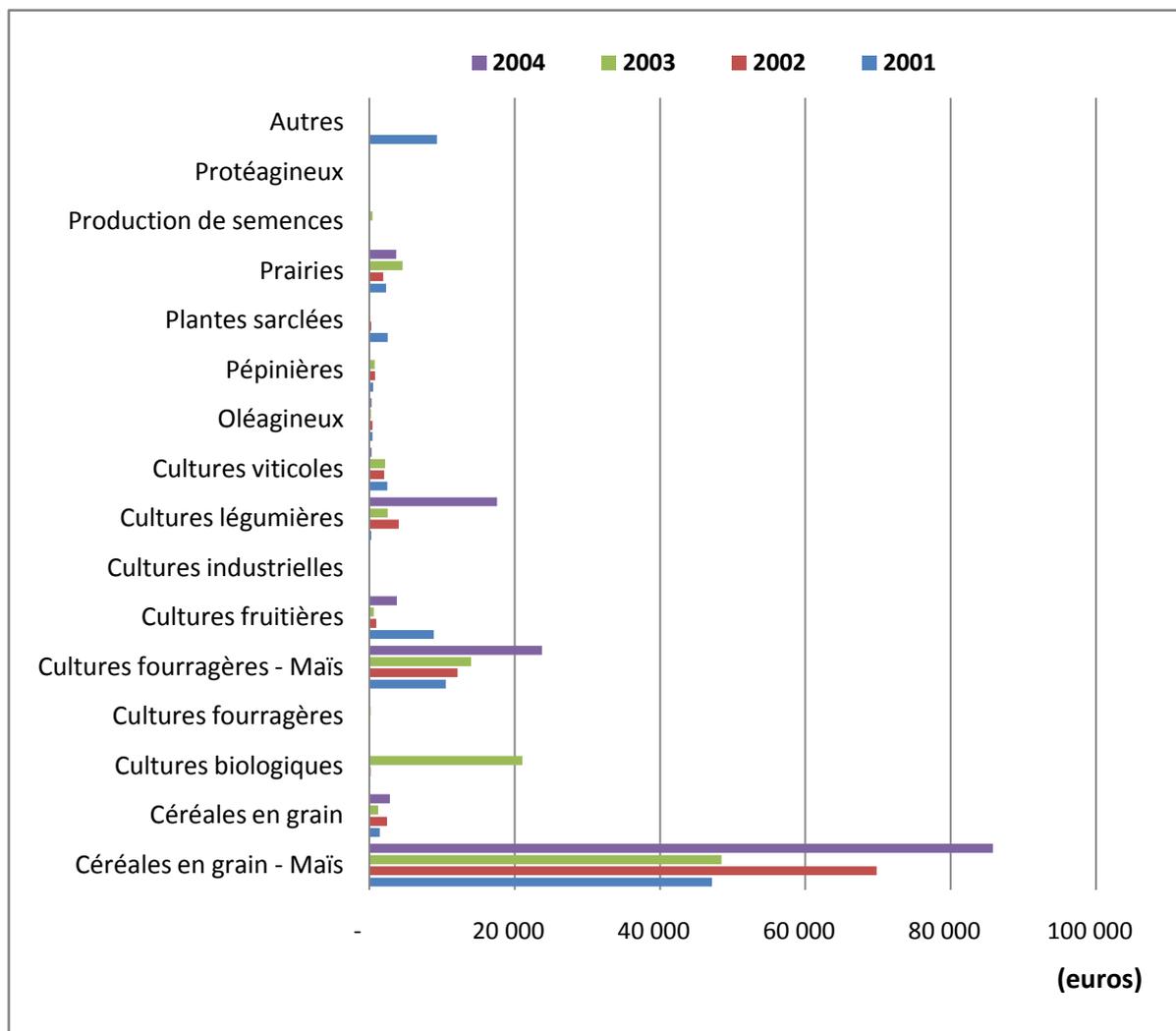
Les dossiers d'indemnisation procurés par la FNC montrent l'existence de plusieurs types de cultures détruits par le grand gibier. La figure 2.3 montre que le maïs est la culture la plus touchée avec 55 % des dommages du sanglier de 2001 à 2004 par rapport aux autres types de cultures (prairie, céréales en grain, cultures viticoles, ...). Le sanglier est responsable

d'environ 80% des dommages agricoles. Le reste de l'analyse va donc être focalisé sur les dommages du sanglier sur le maïs.

Le prix de base pour le calcul des indemnités des dommages agricoles est de 11,2 euros en moyenne par quintal de 2001 à 2004 avec des variations dues à la différence des prix de vente de chaque producteur. Pour annuler l'effet de la variation des prix, qui n'est pas inintéressant mais hors sujet dans cette thèse, nous allons nous baser uniquement sur la quantité de dommage agricole.

Les quantités de maïs détruites ont été extraites de la base de données des dommages agricoles. Puis, les données par dossier individuel des agriculteurs ont été agrégées par commune et ensuite cartographiées afin d'en étudier les cheminements spatiaux.

Figure 2.3 : Les montants des indemnités des dégâts agricoles du grand gibier par type de cultures (en euros)

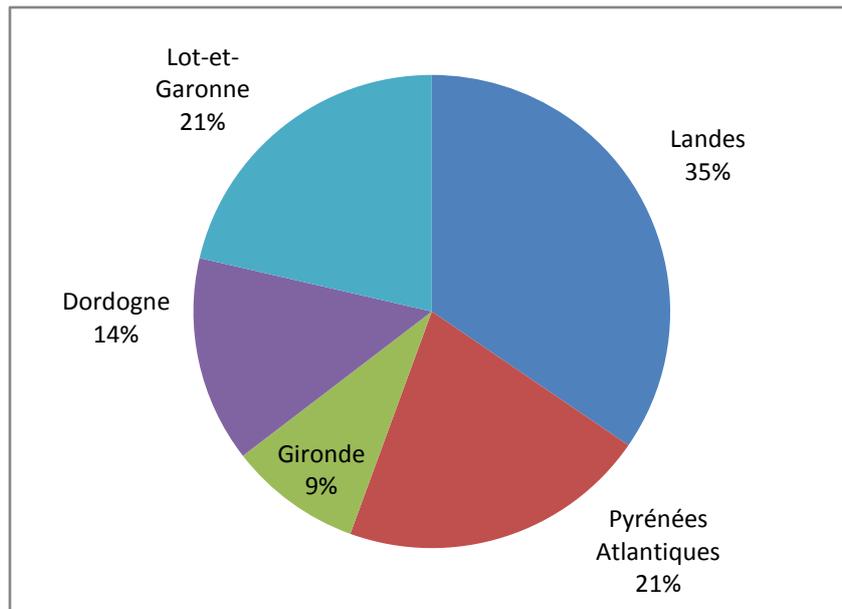


Source : FNC, 2006.

Au niveau de la répartition des pertes sur le maïs (en valeur), la figure 2.4 montre que 35 % des dommages se concentrent sur le département des Landes en 2001. Ensuite, viennent les Pyrénées-Atlantiques et le Lot-et-Garonne avec chacun 21 % des dommages. Le département de la Dordogne présente 14 % des dommages et la Gironde présente 9 %.

La répartition par département se fait de la façon suivante :

Figure 2.4 : Répartition des pertes en maïs par département en 2001



Source : FNC, 2006.

En poussant l'analyse spatiale au niveau communal, on s'aperçoit qu'à l'intérieur de chaque département, il existe des zones de concentration des dommages et d'autres qui ne sont pas du tout concernées par les dommages causés par le sanglier.

La perte en maïs par commune est en moyenne de 18,49 quintaux en 2001 dans la région Aquitaine. L'écart type autour de cette moyenne est de 81,06 quintaux, ce qui montre une forte variation (Tableau 2.4)

La carte 2.1 montre la disparité spatiale de la répartition des dommages sur le maïs en 2001. Les communes concernées par les dommages agricoles représentent environ 25 % de la région. Sur les départements de la Dordogne et des Pyrénées-Atlantiques, on note une répartition assez régulière des dommages. Par contre sur les Landes, les dommages se concentrent sur la partie nord, dont notamment les communes de Lue, Luxey, Lucmau, Pissos,

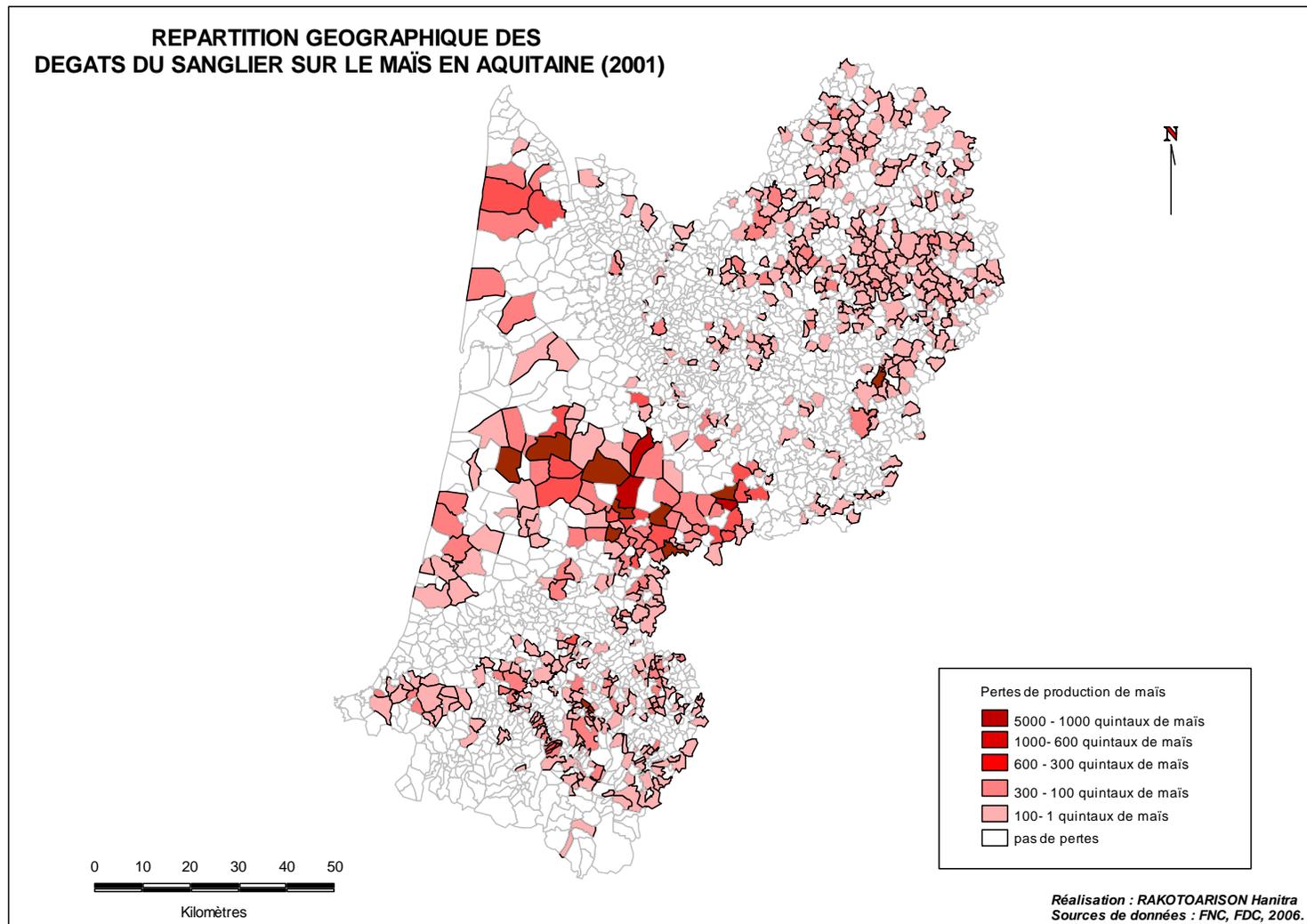
Saint-Gor et Lencouacq, ainsi que sur le côté littoral centre, dont les communes de Saint Julien en Born, Lit-et-Mixe et Linxe. En Gironde, la majeure partie des dommages se concentre sur le Médoc sur les communes de Naujac-sur-Mer, Hourtin, Saint-Laurent-du-Médoc et Carcans. Les communes restantes ne sont pas concernées par le problème. Nous analyserons plus tard les causes de cette présence ou absence de dommage.

Par rapport à cette répartition spatiale, deux éléments importants sont à prendre compte pour choisir la spécification du modèle économétrique :

- Premièrement, la répartition des dommages n'est pas neutre par rapport à la configuration géographique des communes en Aquitaine ;
- Deuxièmement, les dommages n'apparaissent pas dans toutes les communes en Aquitaine.

Le traitement des données sur les dommages agricoles causés par le grand gibier nécessite l'usage de modèles spécifiques, d'où l'intérêt de l'utilisation de l'économétrie spatiale.

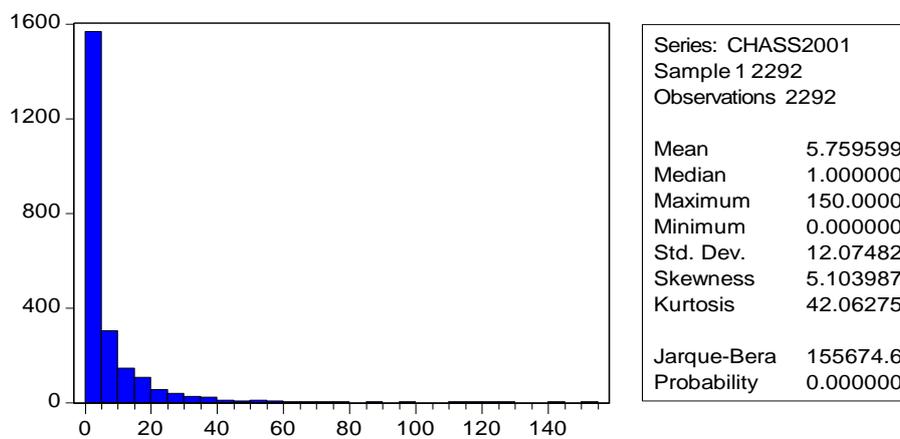
Carte 2.1 : Répartition géographique des dommages sur le maïs en 2001 sur la région Aquitaine



2.1.2 Les tableaux de chasse de sangliers

Ils constituent le seul indicateur de la population de sangliers qui existe actuellement car les comptages d'animaux ciblent en premier les cervidés et non pas les sangliers. La chasse constitue un facteur de contrôle des espèces invasives, au même titre qu'un produit phytosanitaire le serait contre les mauvaises herbes. L'observation des données sur les tableaux de chasse de sanglier par commune montre qu'en 2001, 6 sangliers ont réellement été chassés en moyenne par commune avec un écart type de 12 sangliers.

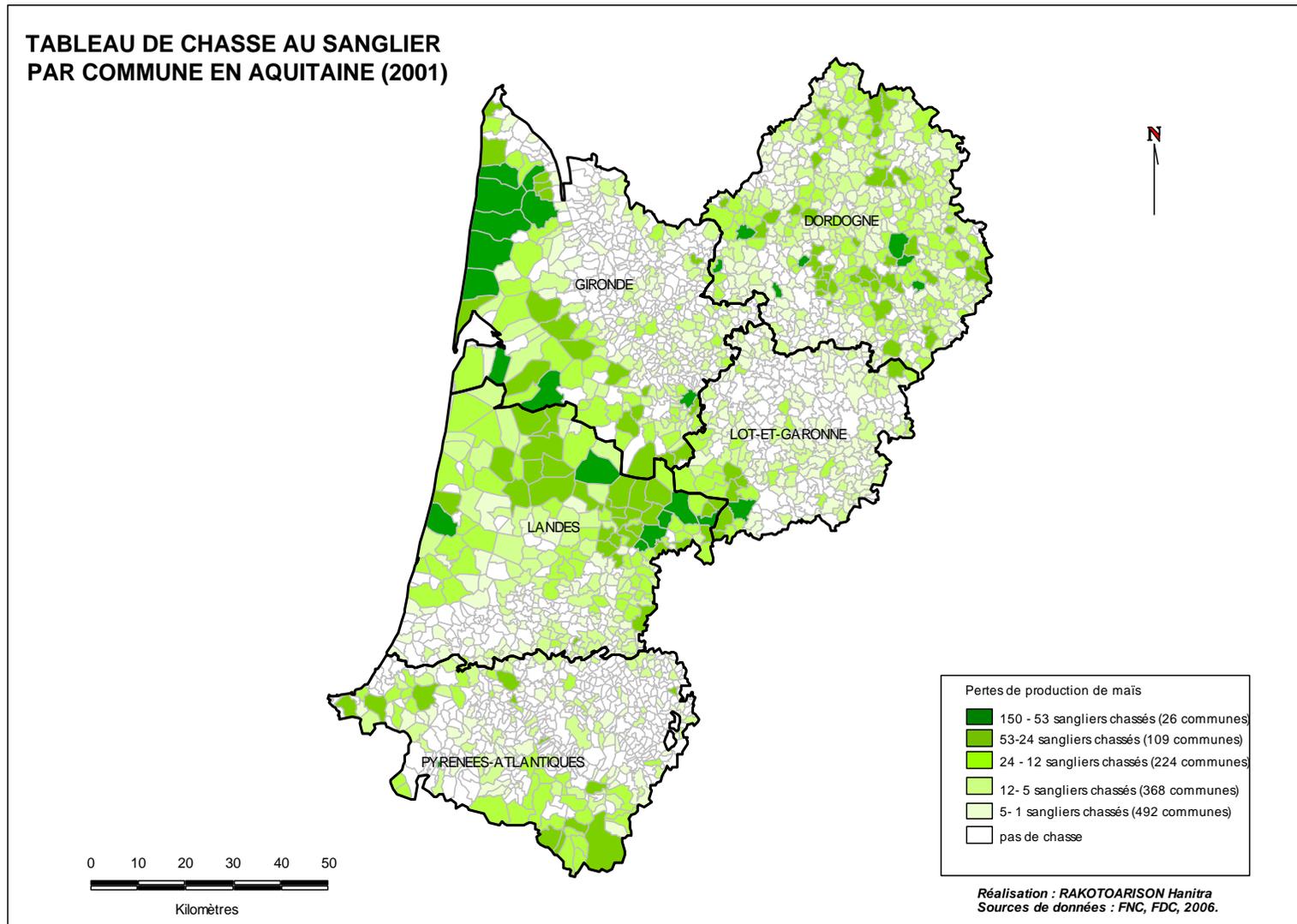
Figure 2.5 : Histogramme des tableaux de chasse communaux



La répartition spatiale des prélèvements est illustrée par la carte 2.2.

Cette carte permet de voir que les prélèvements de sangliers dépendent des surfaces forestières, notamment des forêts des Landes de Gascogne, des forêts de la Dordogne et des forêts du massif des Pyrénées-Atlantiques. Comme les plans de chasse en cervidés, les tableaux de chasse ont toujours été rapportés suivant les surfaces de forêts. Elle montre que la chasse utilise les mêmes territoires que d'autres activités économiques et récréatives.

Carte 2.2 : Répartition géographique des prélèvements des sangliers dans la région Aquitaine en 2001



2.1.3 Le milieu naturel

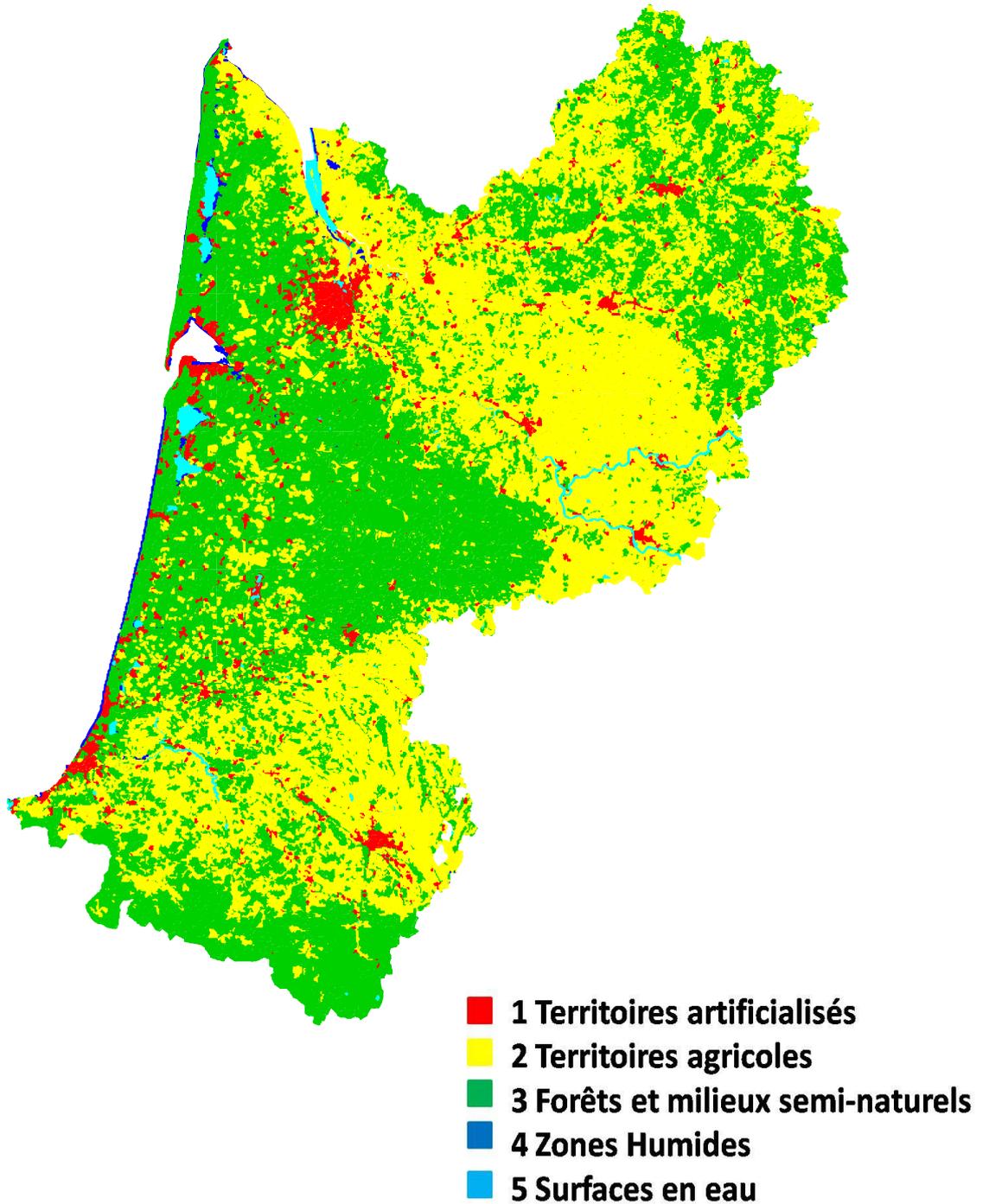
Le milieu est un élément important à prendre en compte pour comprendre les phénomènes de dommages agricoles du grand gibier. En effet, celui-ci influence le comportement des sangliers mais donne également une indication des activités économiques de la région (agriculture, urbanisation, foresterie, etc.). La carte 2.3 présente la diversité de l'occupation du sol en Aquitaine suivant une image satellitaire provenant de CORINE Land Cover en 2000. Cette base de données a été utilisée car c'est un référentiel en matière d'occupation du sol, les différents types de couverture du sol y sont classés suivant une nomenclature comportant 44 postes (cf. Annexe 5).

Le document « Orientation Régionale de la Gestion de la Faune Sauvage » suggère l'existence de six unités homogènes sur le territoire aquitain (ONCFS, DIREN et GREGE, 2004) qui sont :

- Le littoral, les vallées fluviales majeures, les étangs et les marais littoraux et estuariens
- (3 100 km²)
- Les massifs forestiers des landes de Gascogne et de la Double (13 450 km²)
- Le Périgord blanc, le Nontronnais et le Sarladais (7 000 km²)
- Les coteaux et plateaux agricoles à dominante calcaire au nord de la Garonne (8 300 km²),
- Les collines et plateaux agricoles des pays de l'Adour (7 300 km²)
- Le massif pyrénéen (2 600 km²)

Cette occupation du sol peut avoir une influence importante dans l'étude des dommages agricoles.

Carte 2.3 : Occupation du sol de la région Aquitaine suivant CORINE Land Cover (2000)



Source : IFEN, 2005.

2.2 Détection des autocorrélations spatiales sur les dommages agricoles dans la région Aquitaine

La compréhension du problème des dommages est fortement liée à la localisation des dommages. En effet, la carte 2.1 suggère l'existence de zones fortement touchées par les dommages agricoles et d'autres qui ne le sont pas. Nous cherchons à vérifier cette hypothèse à l'aide de tests statistiques. Une analyse de données classique n'est pas adaptée car elle ne pourrait pas traduire le lien géographique entre les unités d'observations. La démarche que nous utilisons se base sur l'économétrie spatiale, qui est un domaine connu depuis les années 1950 (Moran, 1948 ; Geary, 1954 ; Cliff et Ord, 1973, 1981 ; Anselin, 1988 ; Le Gallo, 2000, 2002...). Chaque commune est analysée selon ses caractéristiques (agriculture, chasse, environnement) et sa localisation géographique.

L'effet spatial est défini par ce que l'on appelle par « l'autocorrélation spatiale » qui se traduit par l'absence d'indépendance entre les unités géographiques. Plus précisément, l'autocorrélation spatiale indique qu'il y a une relation fonctionnelle entre ce qui se passe dans une commune sur l'ensemble de ce qui se passe ailleurs, ou plus exactement une interdépendance géographique (Le Gallo, 2000). Si l'autocorrélation spatiale est nulle, cela signifie que les dommages sont répartis de façon aléatoire sur le territoire. Si elle est positive, il y a une tendance à la concentration des zones à dommages élevés tandis que si elle est négative, chaque localisation tend à être entourée par des communes voisines sans dommage.

Dans cette étude, l'autocorrélation spatiale peut provenir de plusieurs sources :

- Les sangliers peuvent avoir un territoire plus large que la surface d'une commune, notamment les mâles qui peuvent avoir un territoire jusqu'à 15 000 ha (cf. encadré 2.4) alors que les communes ont une surface moyenne de 1 824 ha en Aquitaine (figure 2.2).
- Les sangliers sont en surnombre et ils se diffusent sur le territoire (cf. carte 2.2).
- Les communes présentent des caractères biogéographiques similaires (cf. carte 2.4).
- Il existe d'autres variables non prises en compte dans le modèle et qui sont pourtant spatialement autocorrélées.
- On est confronté à un évènement joint, c'est-à-dire que la présence de dommages sur une commune implique forcément que les communes voisines seront aussi affectées.

La non prise en compte de l'autocorrélation spatiale, si elle existe, biaise les estimations des inférences statistiques entre les variables explicatives (Le Gallo, 2000). En effet, les hypothèses de base d'une estimation par la méthode des moindres carrés ordinaires (MCO) sont remises en cause si les observations ne sont pas indépendantes entre elles. Il est donc nécessaire de tester s'il existe des autocorrélations spatiales sur nos variables avant de construire les modèles économétriques.

Encadré 2.4 : Les déplacements du sanglier du point de vue biologique

Le sanglier est un animal sédentaire car seulement 10 % des animaux s'éloignent de plus de 15 km de leur lieu de naissance, et environ 5 % à plus de 50-100 km. Les domaines vitaux des sangliers sont très variables, ils peuvent varier entre 200 à 2 000 ha pour les troupes de femelles et marçassins contre 2 000 ha pour les mâles adultes. Au maximum, le territoire d'une compagnie de sanglier est limité à 15 000 ha. On observe cependant chez les sangliers des mouvements saisonniers très larges. En été, le domaine des bauges est plus petit : 260 ha pour les compagnies et 1 000 ha pour les mâles solitaires. C'est en automne qu'il est le plus étendu : de 500 ha à 15 000 ha pour les femelles et 1 300 ha à 3 700 ha pour les mâles.

Source : Maillard et Fournier, 1994.

2.2.1 La mesure de la proximité

La matrice de poids permet de définir la forme fonctionnelle liant les communes entre elles, c'est-à-dire leurs interactions potentielles. Les concepts de « proximité » et de « distance » sont pris en compte dans cette matrice.

Notons par W la matrice de poids, c'est une matrice carrée avec autant de lignes et de colonnes qu'il y a de zones géographiques (on note N le nombre de communes) et où chaque terme w_{ij} représente la façon dont la commune i et la commune j sont connectées spatialement. Elles ne contiennent donc pas d'éléments à estimer. Elle doit être exogène dans l'estimation des modèles économétriques. Il existe plusieurs types de matrices de poids pour reproduire la configuration géographique d'une zone. On peut les regrouper en deux catégories (Le Gallo, 2000). Premièrement, il y a les matrices de contiguïté qui se basent sur le nombre de frontières communes entre deux observations. Deuxièmement, il y a les matrices de distance qui se basent sur les distances géographiques. Pour l'analyse exploratoire des dommages agricoles, nous avons opté pour cette deuxième possibilité compte tenu de l'irrégularité de la taille des communes que le sanglier va ignorer. On suppose alors que l'intensité de l'interaction entre deux communes notées i et j dépend de la distance

euclidienne calculée à partir des coordonnées géographiques des centroïdes de chaque commune.

Nous avons construit une matrice de distance en considérant un seuil minimal qui assure que chaque commune possède au moins un voisin. Sa valeur est ici de 11 km ce qui correspond aux distances moyennes pouvant être parcourues par un sanglier. Cette opération permet d'intégrer la connexion entre deux communes dans les calculs des autocorrélations spatiales.

L'idée, quel que soit le type de matrice utilisé, c'est qu'elle capte les schémas de connexion entre les observations et traduise le déclin de l'effet de dépendance avec l'éloignement. Le logiciel GEODA qui a été développé par l'Université d'Arizona (Anselin, 2004) a été utilisé pour faire les analyses et les calculs géospatiaux. Un extrait de cette matrice est présenté dans le tableau 2.3.

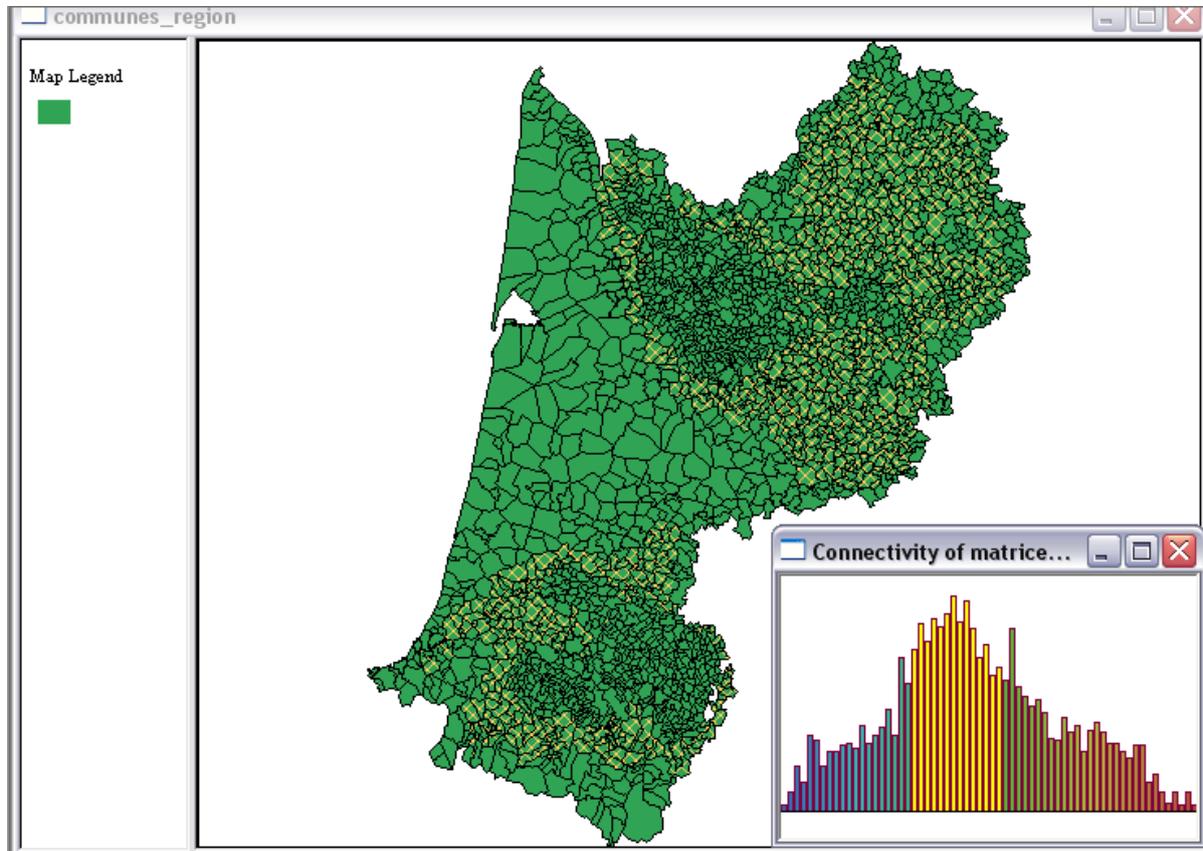
Tableau 2.3 : Extrait de la matrice de distance pour 2 292 communes

| Code INSEE Commune i | Code INSEE Commune j | d_{ij} (en m) |
|-------------------------|-------------------------|-----------------|
| 24 001 | 24 398 | 7 895,87 |
| 24 001 | 24 381 | 6 441,82 |
| 24 001 | 24 328 | 6 691,81 |
| 24 001 | 24 100 | 10 100,32 |
| 24 001 | 24 016 | 4 582,31 |
| 24 001 | 24 163 | 11 000,17 |
| 24 001 | 24 056 | 9 054,85 |
| 24 001 | 24 528 | 11 662,39 |
| 24 001 | 24 525 | 5 121,31 |
| 24 001 | 24 479 | 8 750,86 |
| 24 001 | 24 311 | 8 149,79 |
| 24 001 | 24 458 | 11 363,51 |
| 24 001 | 24 101 | 5 356,57 |
| 24 001 | 24 269 | 10 991,99 |
| 24 001 | 24 498 | 8 127,61 |
| 24 001 | 24 398 | 7 895,87 |
| 24 001 | 24 381 | 6 441,82 |
| 24 001 | 24 328 | 6 691,81 |
| 24 001 | 24 100 | 10 100,32 |

Les distances notées d_{ij} telles présentées dans ce tableau ne sont pas introduites dans les calculs de la matrice de poids. C'est la comparaison avec ce seuil (11 km) qui détermine si

une commune est contiguë ou pas avec une autre. L’histogramme des connectivités est présenté dans la carte 2.4.

Carte 2.4 : Histogramme des connectivités créées avec la matrice de distance sur la région Aquitaine



Les communes de grande taille qui se trouvent à gauche de l’histogramme sont les moins connectées, il s’agit des communes sur le littoral et les limites de la région. Les communes de petite taille qui se trouvent à droite de l’histogramme, sont les plus connectées.

On construit ensuite la variable décalée spatialement appelées « *spatial lag* », qui est associée à la matrice de poids W et la variable étudiée. Elle est notée Wy , c’est un vecteur de taille $(N, 1)$ qui contient les moyennes pondérées des observations voisines. Ce décalage spatial peut être appliqué sur la variable dépendante (dommage) que les variables explicatives (chasse, milieu). Il va jouer un rôle primordial dans l’analyse spatiale et la spécification des modèles économétriques spatiaux.

2.2.2 Autocorrélation spatiale générale

L'autocorrélation globale permet de tester si effectivement, la disposition spatiale des communes détermine la répartition des dommages agricoles sur les communes. Pour cela, la statistique la plus utilisée est celle de Moran (1948) notée I . Elle s'écrit de la façon suivante :

$$I = \frac{N}{S_0} \cdot \frac{\sum_i \sum_j w_{ij} (y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})}{\sum_i (y_i - \bar{y})^2} \quad (2.45)$$

où S_0 est un facteur d'échelle égal à la somme de tous les éléments de W . N est le nombre d'observations. Si la matrice de poids est standardisée, $N = S_0$. w_{ij} est l'élément de la matrice de poids calculée auparavant. y_i est le log de la quantité de produit agricole détruite dans une commune i , y_j dans celle de j et \bar{y} la moyenne dans l'ensemble de la zone.

Sous forme matricielle, cette statistique s'écrit :

$$I = \frac{N}{S_0} \cdot \frac{z'Wz}{z'z} \quad (2.46)$$

où $z = (y_i - \bar{y})$ qui le vecteur d'écart par rapport à la moyenne et z' en est la transposée. Le numérateur de cette statistique s'interprète comme la covariance pondérée entre unités voisines alors que le dénominateur représente la variance totale observée. L'espérance mathématique de cette statistique s'exprime de la façon suivante selon Cliff et Ord (1981) :

$$E(I) = -\frac{1}{N-1} \quad (2.47)$$

La statistique de Moran suit asymptotiquement une loi normale centrée réduite d'espérance nulle et de variance unitaire. Pour tester l'existence d'autocorrélation spatiale générale, nous allons poser les hypothèses suivantes :

- *Hypothèse nulle notée H_0* : les valeurs prises par la variable aléatoire « quantité de dommages » sur les communes i et j ne présentent pas

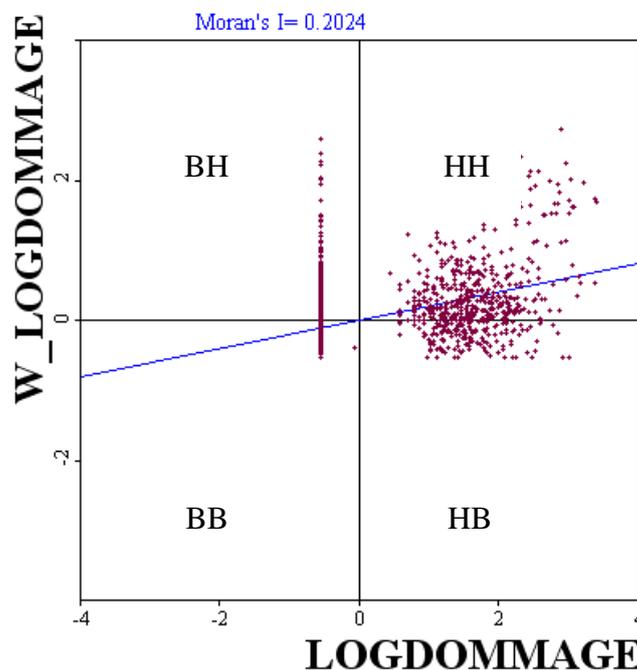
d'autocorrélation spatiale, c'est-à-dire qu'elles proviennent de *phénomènes* indépendants

- *Hypothèse alternative notée H_1* : les valeurs prises par la variable aléatoire « quantité de dommages » sur les communes i et j présentent une autocorrélation spatiale, c'est-à-dire que les communes sont liées.
- La méthode utilisée est basée sur des permutations $N!$ équiprobables.

Il y a une autocorrélation spatiale positive lorsque I est supérieur à cette espérance $E(I)$ et autocorrélation spatiale négative lorsque I est inférieur à $E(I)$. Cette statistique a été calculée sur le log de la quantité de production de maïs détruite par le sanglier durant la saison 2001-2002 et a donné une valeur de $I = 0,2024$. Ce résultat est largement supérieur à l'espérance $E(I) = -0,0004$, on rejette ainsi H_0 . On a de l'autocorrélation spatiale générale sur les dommages agricoles.

Le diagramme de Moran obtenu se présente de la manière suivante :

Figure 2.6 : Le diagramme de Moran

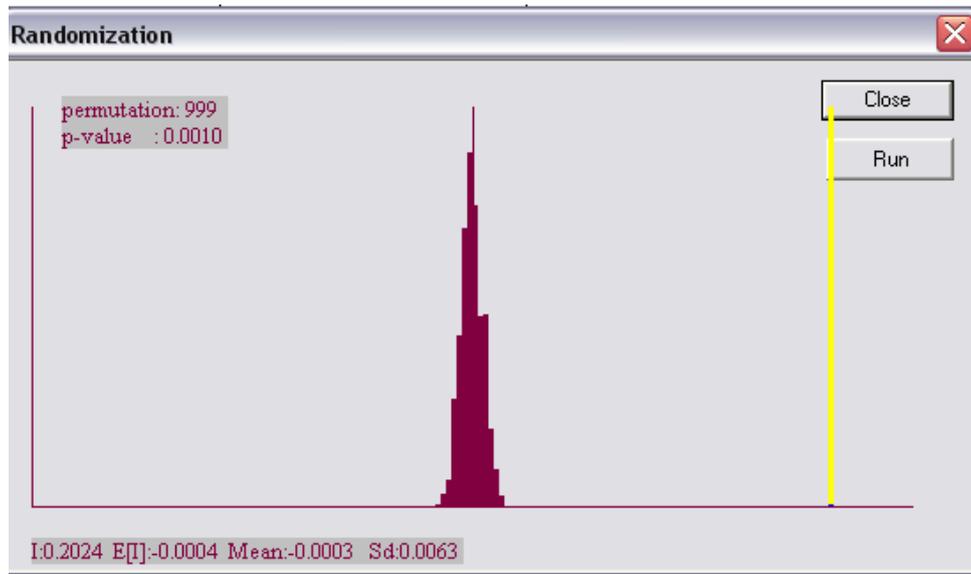


La droite de régression représente le décalage spatial standardisé dont la pente correspond à I . La majorité des observations se trouvent dans la case Haut Haut (HH), indiquant ainsi l'autocorrélation spatiale générale est positive. Ceci signifie que les communes à fort dommage ont tendance à se concentrer sur la région Aquitaine. Les communes à dommages

faibles ont également tendance à se regrouper. Le dommage causé par le sanglier est un problème économique caractérisé par une forte concentration spatiale.

On permute ensuite la statistique de I de Moran permutée jusqu'à 999 fois pour vérifier l'inférence du test (Figure 2.7). Le résultat ne change que très peu.

Figure 2.7 : Test sur la valeur de I de Moran par permutation



2.2.3 Autocorrélation spatiale locale

La statistique I de Moran est une statistique globale qui ne permet pas d'apprécier la structure de l'autocorrélation spatiale (Le Gallo, 2002). Plusieurs questions persistent : Est-ce qu'il y a des regroupements locaux de valeurs faibles ou élevées autour de chaque commune ? Quelles communes contribuent le plus à l'autocorrélation spatiale globale ? Où se situe le maximum de dommages ? Il s'agit de déterminer si derrière le calcul de l'autocorrélation spatiale générale, il y a des regroupements locaux. On essaye donc d'aller de l'observation de l'autocorrélation spatiale partant de la région pour descendre vers des regroupements spatiaux. Le rôle de la chasse au niveau de chaque commune prend ici toute son importance puisqu'elle peut créer des externalités positives.

Dans cette perspective, nous allons utiliser la statistique de LISA ou *Local Indicator of Spatial Association*. Elle donne une indication sur le regroupement spatial significatif de valeurs similaires autour de chaque observation notée i . La statistique de LISA s'exprime de la façon suivante :

$$I_i = \frac{y_i - \bar{y}}{m_0} \sum_j w_{ij} (y_j - \bar{y}) \quad (2.48)$$

Avec m_0 un paramètre positif calculé de la façon suivante :

$$m_0 = \sum_i (y_i - \bar{y})^2 / N \quad (2.49)$$

La somme des statistiques LISA associées à toutes les observations est proportionnelle à un indicateur global d'association spatiale, qui est la statistique de I de Moran. La carte 2.4 présente directement ces statistiques de LISA appliquées sur le niveau de dommage du sanglier sur le maïs dans chaque commune de la région Aquitaine en 2001.

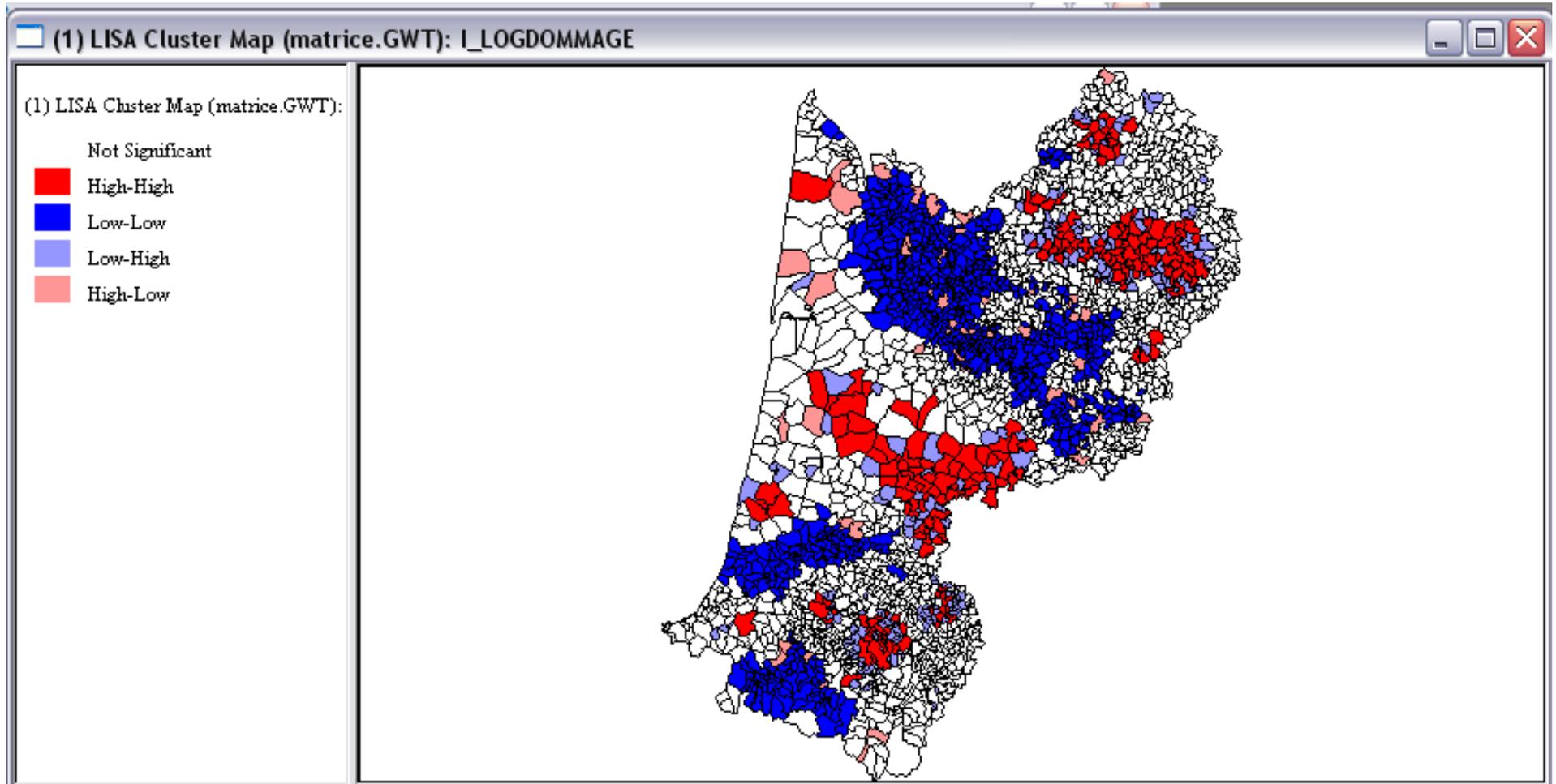
Elle montre que les regroupements des dommages les plus élevés (High High), qui sont en rouge dans sur cette carte, se trouvent sur la partie Nord du département des Landes, sur le Médoc, sur le département de la Dordogne ainsi qu'une zone au Nord du département des Pyrénées-Atlantiques.

Les regroupements des dommages faibles (Low Low), qui sont en bleu foncé sur cette carte, se trouvent sur le versant ouest du département de la Gironde, l'ensemble du département du Lot-et-Garonne, le sud des Landes et des Pyrénées-Atlantiques.

On trouve quelques regroupements atypiques de type « îlots de richesse » (High Low), en rose dans la carte 2.4, sont les communes avec des dommages forts entourées par des communes sans dommages Ce sont les communes à proximité du bassin d'Arcachon, les communes de la Porge (33), Lanton (33), Saint-Laurent-du-Médoc (33), Lue (40), Parentis-en-Born (40), au sud du département des Pyrénées Atlantique, et au Nord de la Dordogne telles que les communes de Busserolles (24), Champagne et Fontaine (24).

On trouve également des regroupements atypiques de type «mouton noir » (Low High) en bleu clair dans la carte 2.4. Ce sont les communes à faible dommages qui se trouvent être entourés par des communes à fort dommages. Ce sont les cas par exemple des communes de la Douze (24), Biscarosse (40), Houilles (47) et Auriac (64).

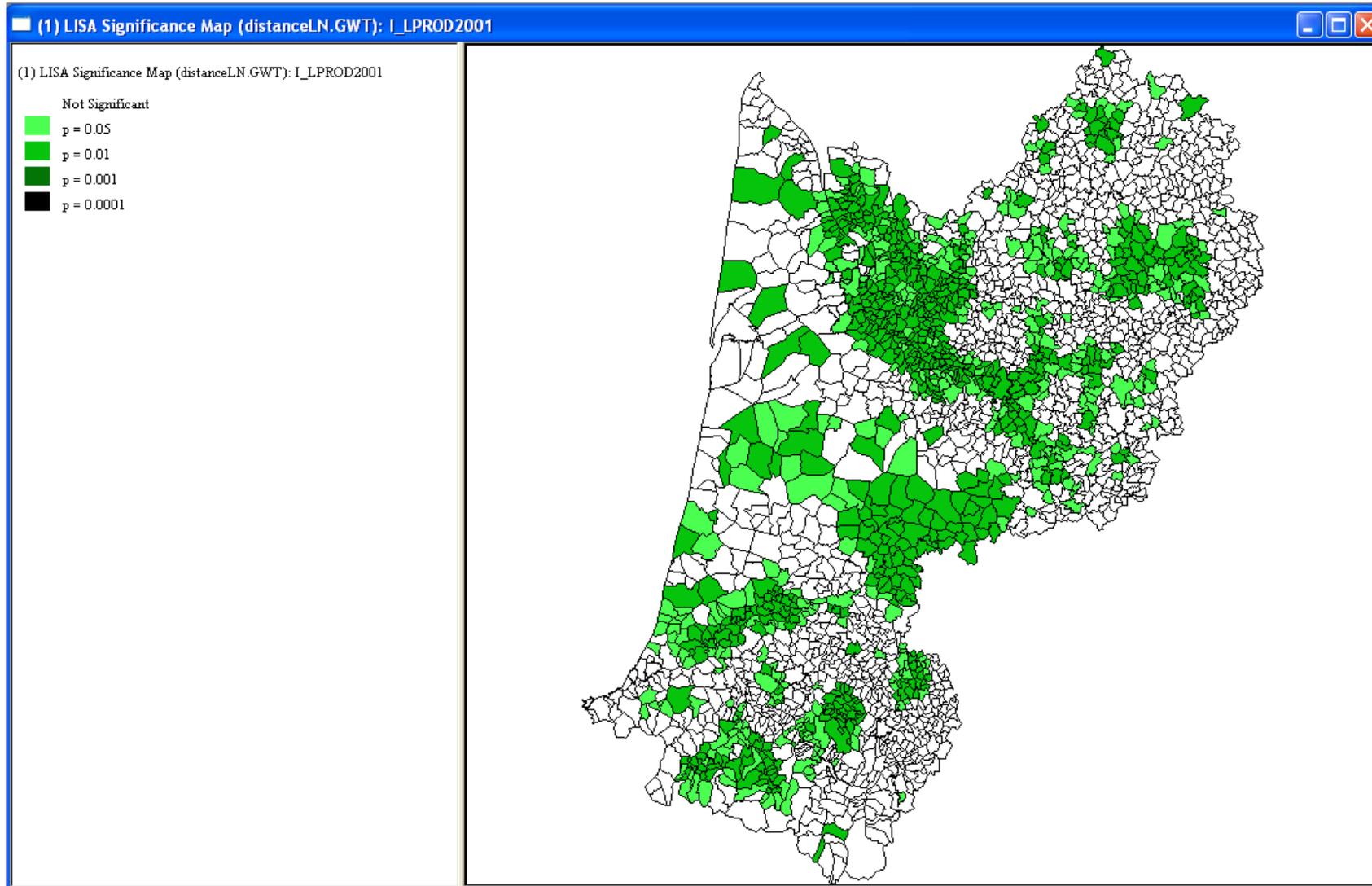
Carte 2.4 : La statistique de LISA sur les dommages agricoles de 2001 dans la région Aquitaine



Pour le reste de la région, les communes coloriées en blanc, la répartition du dommage du grand gibier peut être considérée comme aléatoire. La carte 2.5 présente l'échelle de risque d'erreur des valeurs des statistiques de LISA. Elle montre des risques d'erreur très faibles (<1 %) pour les différentes catégories d'autocorrélation spatiales détectées.

L'approche spatiale à l'échelle communale confirme les hypothèses de départ. Il existe une autocorrélation spatiale positive mesurée dans la région Aquitaine. Par ailleurs, on a capté l'interrelation complexe des dommages agricoles au niveau de chaque commune. Cette relation se manifeste par une concentration des dommages importants, des dommages faibles et des regroupements atypiques. Cette identification et ces mesures conduisent à s'interroger sur les causes de cette répartition spatiale. Il est possible que ce soit le reflet des zones d'habitat des animaux, ou alors le fruit d'insuffisance de contrôle des animaux ou encore le reflet d'une similitude entre les communes. Pour vérifier ces hypothèses et, de façon plus large, contrôler les dommages, la prochaine étape consistera à construire un modèle explicatif des dommages agricoles avec une prise en compte des spécificités des données.

Carte 2.5 : Résultats des tests de significativité des statistiques de LISA par commune.



3. Modèles économétriques spatiaux

3.1 Le modèle Tobit a-spatial

Les données sur les dommages agricoles sont censurées car les valeurs de la variable dépendante ne sont pas observables au dessous d'un seuil limite que l'on notera c . Ceci explique le choix d'un modèle censuré tel que le Tobit, d'après Tobin (1958). Ce type de modèle est largement utilisé dans la littérature en termes de gestion du risque pour les entreprises (Mefteh, 2004), ou dans les études du consentement à payer pour les services environnementaux (parc, espèces rares, etc.).

Cette définition est vérifiée dans cette étude car la variable expliquée ne présente des valeurs positives que sur 565 communes sur un total de 2 292 en 2001 dans la région Aquitaine (Cf. Carte 2.1). Ceci représente un risque de dommage d'environ 25% pour une commune. L'analyse des données montre que les dommages agricoles ne sont pas observables au dessous de 1 quintal de perte de production.

L'absence de dommages agricoles dans ces communes peut être interprétée de trois manières : (i) l'absence des dommages agricoles liée à un milieu défavorable aux sangliers ou l'inexistence de population dans cette commune ; (ii) les agriculteurs ont choisi de ne pas demander une indemnisation auprès des Fédérations Départementales des Chasseurs; (iii) ils n'ont pas été indemnisés par les Fédérations Départementales des Chasseurs en Aquitaine pour des différentes raisons (responsabilité des agriculteurs engagée, dossiers inférieurs à 76 euros, abandon de la démarche).

Ce type de spécification permet de traiter simultanément les valeurs nulles et les valeurs continues positives, tout en tenant compte de l'aspect qualitatif des données. En effet, on s'attachera aussi bien à l'apparition du phénomène qu'au montant des dommages agricoles.

On notera y_i^* la variable dépendante observable de taille (N, I) . C'est le log de la quantité de production endommagée par les sangliers pour chaque commune i . Il s'agit d'une variable latente continue observable pour chaque commune i . Nous limitons notre approche à un modèle Tobit simple c'est-à-dire censuré en bas, qui s'écrit de la façon suivante :

$$\begin{aligned} y_i &= y_i^* = \beta X_i + \varepsilon_i \text{ si } y_i \geq c \\ y_i^* &= 0 \text{ si } y_i < c \end{aligned} \tag{2.50}$$

où X est la matrice des log des variables explicatives liée à la chasse et à l'occupation du sol, de taille (N, K) . N représente le nombre d'observations et K le nombre de variables explicatives. ε_i représente les erreurs du modèle. On pose comme hypothèse que l'erreur est normalement distribuée et avec un écart type noté σ . ε_i suit la loi normale $N(0, \sigma^2)$. β représente les coefficients à estimer pour chaque variable explicative.

On modélise la fonction des dommages agricoles en deux étapes :

- les dommages agricoles ne sont pas observables au dessous d'un seuil fixe $y_i < c$. On tient ainsi compte de la probabilité d'apparition du phénomène dans l'intervalle $[0, +\infty[$ par le biais de la fonction de répartition de la loi normale $\Phi(\cdot)$ et avec une moyenne βX_i et un écart-type σ^2 .
- En revanche quand les dommages agricoles sont observables $y_i > c$, on sait que l'on peut obtenir une distribution continue compatible avec une régression linéaire simple.

Le modèle peut alors être estimé par la méthode du maximum de vraisemblance (Encadré 2.5).

Encadré 2.5 : Détails de la spécification Tobit

Posons N_0 le nombre d'observations pour lesquelles $y_i = 0$, N_1 les observations pour lesquelles $y_i > 0$.

La fonction de répartition du modèle Φ est donnée par :

$$\Phi_i = F_i = \int_{-\infty}^{\beta x_i / \sigma} \frac{1}{\sqrt{2\Pi}} e^{-t^2/2} dt$$

La fonction de densité ϕ est :

$$\phi_i = \sigma f_i = \frac{1}{\sqrt{2\Pi}} e^{-\beta^2 x_i^2 / 2\sigma^2}$$

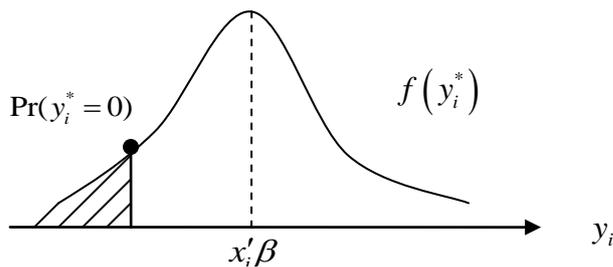
Pour N_0 observations telles que $y_i = 0$, la fonction de densité du modèle s'écrit :

$$\Pr(y_i = 0) = \Pr(\varepsilon_i < -x_i \beta) = 1 - \Phi\left(\frac{x_i \beta}{\sigma}\right)$$

Pour les N_1 observations, la fonction de densité du modèle s'écrit :

$$\Pr(y_i > 0) \times f(y_i / y_i > 0) = \Phi\left(\frac{x_i \beta}{\sigma}\right) \frac{f(\varepsilon_i)}{\Phi\left(\frac{x_i \beta}{\sigma}\right)} = f(\varepsilon_i) = \frac{1}{\sigma} \left(\frac{y_i - x_i \beta}{\sigma}\right)$$

Dans les modèles censurés, seule la fréquence des observations de y_i^* est observée. On a alors la distribution suivante :



Compte tenu de la non concavité du modèle de Tobit (Tobin, 1958), les paramètres du modèle des MCO sont biaisés. Il est alors nécessaire de reparamétriser les résultats de la façon suivante :

$$hy_{it} = \beta'_0 x_{it} + v_i \text{ si } y_{it}^* > 0$$

$$hy_{it} = 0 \text{ sinon.}$$

$$\text{Avec } h = 1/\sigma, \beta_0 = 1/\sigma \text{ et } v_i = u_i / \sigma$$

On peut estimer ce modèle par la méthode du maximum de vraisemblance. La vraisemblance L s'obtient en faisant le produit des lois marginales des observations.

$$L = \prod_{i \in N_0} (-\beta_0' x_i) \prod_{i \in N_1} \left(\frac{(hy_i - \beta_0' x_i)^2}{h} \right)$$

Il possède alors une distribution normale standard dont le log de vraisemblance est :

$$\ln L = \sum_0 \ln F(-\beta_0' x_i) + \sum_1 \ln h - \sum_1 \left(\frac{(hy_i - \beta_0' x_i)^2}{2} \right)$$

Source : Greene, 2002.

Le modèle basé sur le Tobit a-spatial permet de traiter la censure des données mais il est peu adapté dans notre contexte du fait de la présence de données spatialisées. En effet, il montre un problème persistant d'hétéroscédasticité des erreurs. L'hypothèse de normalité des erreurs n'est plus tenable. Une revue de la littérature montre que lorsque l'échantillon contient des valeurs extrêmes ou des erreurs hétéroscédastiques, c'est un signe que le modèle est mal spécifié. Les estimateurs non spatiaux ne sont pas convergents (variable autorégressive), sont inefficients (autocorrélation spatiale des erreurs) (Le Gallo, 2000) et ne sont plus valides (Lebreton, 2007) en cas de présence d'effet spatial.

Ces problèmes sont liés à l'existence d'autocorrélation spatiale testée dans le paragraphe précédent. Il est nécessaire de traiter simultanément la censure des données et la dépendance spatiale dans le modèle économétrique.

Pour neutraliser ces effets, Le Sage et Parent (2006) préconisent de faire appel à une estimation bayésienne des modèles spatiaux basée sur des méthodes d'échantillonnage de Gibbs, qui ne nécessitent pas de connaissance des distributions conditionnelles et marginales impliquées dans le calcul de la vraisemblance. La construction des modèles Tobit spatiaux est due à McMillen (1992). Il étudie l'impact de l'hétéroscédasticité des erreurs sur les modèles linéaires spatiaux. Selon Le Sage et Fischer (2007), les avantages des modèles bayésiens peuvent être résumés en deux points. Premièrement, ils supportent l'existence d'incertitude liée à la matrice de proximité fixée avant la modélisation. Deuxièmement, ces auteurs notent que les modèles bayésiens peuvent être utilisés même si le choix des variables explicatives est incertain.

Compte tenu des programmes informatiques disponibles sur les modèles économétriques (Le Sage sur Matlab), il est possible d'estimer un **modèle Tobit spatial autorégressif** ou en anglais « *Spatial AutoRegressive Tobit model* » (SART) et un **modèle Tobit spatial de Durbin** ou « *Spatial Durbin Tobit model* » (SDMT). Ces types de modèles ne sont pas courants et la connaissance de ces modèles est encore peu étendue dans le domaine de l'économétrie spatiale. Nous allons exposer les spécifications de chaque modèle.

3.2 Le modèle Tobit spatial autorégressif

Les modèles SART offrent la possibilité de traiter simultanément la censure des données et la présence de dépendance spatiale dans une « variable endogène décalée » Wy . L'équation du modèle Tobit spatial censuré est de la forme :

$$y_i = \rho W y_i + X_i \beta + \varepsilon_i \quad (2.51)$$

Où y_i est la variable dépendante censurée qui correspond au logarithme des dommages agricoles pour la commune i . $W y_i$ est la variable endogène décalée par la matrice de poids W basée sur la matrice de Delaunay (encadré 2.6), ρ est le paramètre spatial autorégressif indiquant l'intensité de l'interaction existant entre les observations de y_i . X_i représente les variables explicatives qui regroupent les variables sur la chasse et l'occupation du sol. Dans ce modèle, on avance comme hypothèse que les quantités de dommages sur une commune i sont reliées à celles des communes voisines. $W y_i$ est la moyenne des quantités de maïs détruites (en logarithme) sur les communes voisines.

L'introduction de $W y_i$ dans l'équation (2.51) est un moyen d'apprécier le degré de dépendance spatiale entre les communes en supposant que les autres variables soient contrôlées. Si la variable décalée est ignorée alors qu'elle est significative, on aura un modèle biaisé et non convergent. De plus, son introduction permet dans ce cas d'avoir une bonne estimation de l'impact des autres variables explicatives, dont la chasse qui nous intéresse particulièrement.

Dans ce type de modèle, l'espérance moyenne des erreurs est nulle. Avec la méthode d'estimation bayésienne, la variance des erreurs est représentée par un vecteur de scalaires fixes (σ^2) et inconnus (V).

$$\varepsilon \sim N(0, \sigma^2 V) \quad (2.52)$$

$$V = \text{diag}(v_1, v_2, \dots, v_n) \quad (2.53)$$

On suppose que les termes diagonaux v_i (avec i varie de 1 à n) de la matrice de variance sont *a priori* indépendamment distribués suivant une statistique de chi-deux à r degrés de liberté sur r . Ce dernier est un paramètre dont la valeur est fixée à l'avance. Si l'on symbolise la distribution des termes diagonaux v_i par π , cette hypothèse se traduira par la formulation:

$$\pi(v_i) \sim \chi^2(r)/r \quad (2.54)$$

Ceci permet d'estimer les n paramètres de la variance grâce à l'introduction du seul paramètre r . La moyenne de cette distribution sera égale à 1 et la variance à $2/r$. Lorsqu'on assignera une grande valeur à r ($r=200$), la matrice de variance tendra vers une matrice identité et on

retrouvera l'hypothèse d'erreurs homoscedastiques. Une petite valeur de r ($r=4$) entraînera une distribution asymétrique qui autorisera les éléments diagonaux de la matrice de variance à prendre de grandes valeurs, ce qui donne des erreurs hétéroscedastiques. L'introduction de ce paramètre additionnel aura pour objectif de sous pondérer les observations aberrantes et celles associées aux erreurs hétéroscedastiques.

Le Sage (1999) propose une distribution *a priori* Normal-Gamma conjuguée pour β ; σ et une distribution *a priori* diffuse sous la forme d'un U pour ρ :

$$\pi(\beta) \sim N(c, T) \quad (2.55)$$

$$\pi(1/\sigma^2) \sim \Gamma(d, v) \quad (2.56)$$

$$\rho = U(r_{\min}, r_{\max}) \quad (2.57)$$

avec c, d, v des scalaires ayant respectivement une valeur nulle et T un scalaire ayant une très grande valeur ($1.e^{12}$). Le Sage (1999) utilise une simulation basée sur les méthodes de Monte Carlo par les chaînes de Markov pour estimer les paramètres du modèle. Il recommande de faire 2 500 itérations et de ne pas tenir compte des 500 premières estimations pour garantir une stabilité des résultats. Suivant les recommandations de Le Sage, le modèle Tobit spatial autorégressif devient homoscedastique avec $r=200$ et hétéroscedastique avec $r=4$.

3.3 Le modèle Tobit spatial de Durbin

Ce troisième type de modèle introduit à la fois un décalage sur la variable endogène notée Wy_i et sur les variables exogènes notées WX_i . L'équation du modèle Tobit spatial de Durbin est donnée par :

$$y_i = \rho Wy_i + X_i \beta + \phi WX_i + \varepsilon_i \quad (2.58)$$

où y_i est la variable dépendante censurée correspondant au logarithme des dommages agricoles, Wy_i la variable endogène décalée pour la matrice de poids W et ρ le paramètre spatial autorégressif indiquant l'intensité de l'interaction existant entre les observations de y . WX_i représente les variables exogènes décalées par la même matrice de poids et ϕ le coefficient associé à ces variables.

Encadré 2.6 : La matrice de Delaunay

La triangulation de Delaunay d'un ensemble de n points est l'unique triangulation telle qu'un cercle passant par les trois points d'un triangle ne contienne aucun autre point. Cette notion peut être généralisée à n'importe quelle dimension : en 3D, par exemple, on utilisera des tétraèdres et des sphères.

On peut également définir la triangulation de Delaunay à partir de la construction du diagramme de Voronoï des n mêmes points : cette triangulation est formée par l'ensemble des segments qui relient 2 des n points à condition qu'ils soient les centres de deux polygones adjacents du diagramme de Voronoï. La triangulation de Delaunay est le dual du diagramme de Voronoï, et possède donc des applications similaires.

Figure 2.8 : Le diagramme de Voronoï

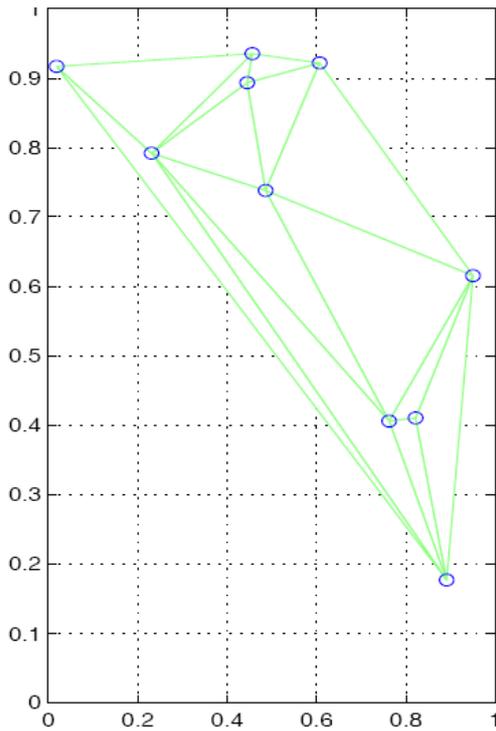
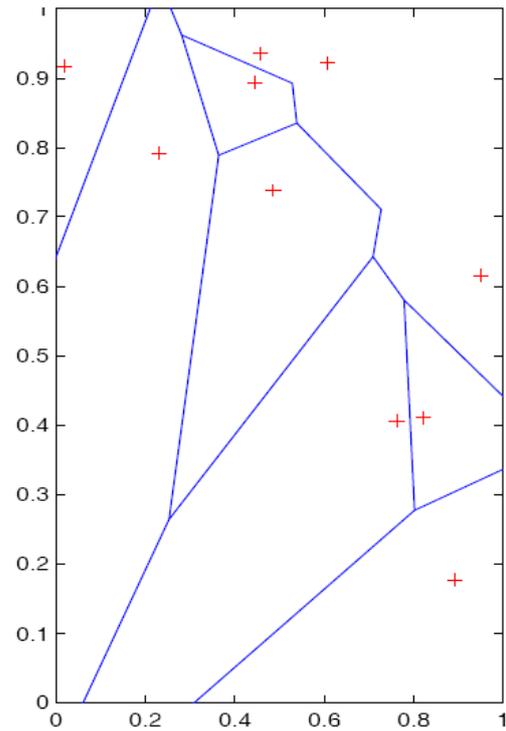


Figure 2.9 : La triangulation de Delaunay



Source : Le Sage, 1999.

Les erreurs du modèle suivent une loi normale :

$$\varepsilon \sim N(0, \sigma^2 V) \tag{2.59}$$

$$V = \text{diag}(v_1, v_2, \dots, v_I) \tag{2.60}$$

$v_i = 1, \dots, n$ représente les termes diagonaux de la matrice de variance des erreurs.

Dans ce modèle, on avance comme hypothèse que les quantités de dommages sur une commune i sont expliquées par trois types de variables explicatives : (i) les caractéristiques de cette commune représentées par X ; (ii) les dommages dans les communes voisines représentés par Wy ; (iii) les caractéristiques des communes voisines représentées par WX .

Les méthodes d'estimation des coefficients sont similaires au modèle SART. On considère que ρ , ϕ et β suivent une distribution *a priori* diffuse.

Ces modèles permettent de connaître de mesurer les externalités les variables décalées provenant des communes avoisinantes qui ont une influence sur la commune considérée.

3.4 Les résultats des 5 modèles économétriques

Suivant les types de modèles utilisés, le résultat des coefficients sur l'explication des dommages va changer. Nous présentons dans le tableau 2.4 les résultats des 5 modèles. Seules les variables significatives sur l'ensemble des cinq modèles sont présentées. La méthode de « *backward selection* » a été utilisée pour trouver ces variables. Il s'agit d'éliminer une par une les variables présentant des probabilités inférieures à 10 %. Les autres variables qui ne figurent pas dans ce tableau n'expliquent pas la variation des dommages dans la région Aquitaine (cf. Annexe 5).

Nous allons discuter individuellement l'effet de chaque variable explicative sur les dommages agricoles à partir des résultats 5 modèles estimés.

Liens spatiaux sur les dommages agricoles

Le coefficient d'élasticité sur la variable décalée (Rho) est significatif avec une probabilité d'erreur quasi nulle. Ils sont positifs avec une valeur variant de 0,46 à 0,49 suivant les modèles spatiaux. Ceci signifie que si les dommages sur une commune augmentent de 1 % alors les dommages sur les communes voisines augmentent également de 0,46 % à 0,49 %. On peut donc confirmer que le modèle a-spatial n'est pas pertinent. Ce résultat est important puisque jusqu'ici, la variation spatiale du comportement alimentaire du sanglier, donc les dommages, n'a jamais été mesurée. Virgos (2002) a par exemple comparé le comportement alimentaire des sangliers en Espagne en prenant 5 échantillons répartis sur tout le pays. Il constate l'existence d'un effet spatial qui ne permet pas de tirer des conclusions réelles sur le comportement alimentaire des sangliers. Schley et Roper (2003) ont mené des analyses approfondies sur cette question au niveau européen et se sont heurté aux mêmes difficultés. Baubet (1998) arrive à ces mêmes conclusions en faisant l'étude des sangliers dans la Camargue. L'isolement de ce paramètre permet également de mieux mesurer l'effet des autres variables explicatives sur les dommages agricoles. En effet, les paramètres du modèle Tobit a-spatial sont deux fois plus élevés que l'ensemble des modèles spatiaux.

Tableau 2.4 : Résultats de l'estimation de la fonction de dommage suivant les cinq modèles économétriques

| Types de modèles | Tobit a-spatial | | SART homoscedastique | | SART hétéroscedastique | | SDMT homoscedastique | | SDMT hétéroscedastiques | |
|-----------------------|-----------------|-------------|----------------------|-------------|------------------------|-------------|----------------------|-------------|-------------------------|-------------|
| | Coeff | Prob | Coeff | Prob | Coeff | Prob | Coeff | Prob | Coeff | Prob |
| Chasse | 1,31 | 0,00 | 0,64 | 0,00 | 0,68 | 0,00 | 0,60 | 0,00 | 0,60 | 0,00 |
| Maïs grain | 0,52 | 0,00 | 0,24 | 0,00 | 0,21 | 0,00 | 0,31 | 0,00 | 0,31 | 0,00 |
| Espaces verts | -1,10 | 0,07 | -0,56 | 0,01 | -0,28 | 0,06 | 0,03 | 0,41 | -0,03 | 0,46 |
| Forêts de feuillus | 0,50 | 0,00 | 0,20 | 0,00 | 0,16 | 0,00 | 0,19 | 0,00 | 0,19 | 0,00 |
| Forêts de conifères | 0,19 | 0,00 | 0,06 | 0,00 | 0,04 | 0,05 | 0,10 | 0,01 | 0,10 | 0,01 |
| Landes | -0,38 | 0,01 | -0,14 | 0,01 | -0,14 | 0,02 | -0,13 | 0,12 | -0,12 | 0,14 |
| Marais | 0,23 | 0,20 | 0,24 | 0,00 | 0,17 | 0,04 | 0,21 | 0,03 | 0,20 | 0,04 |
| Rivières | -0,44 | 0,00 | -0,13 | 0,00 | -0,10 | 0,02 | -0,11 | 0,07 | -0,12 | 0,06 |
| W-Chasse | | | | | | | 0,35 | 0,00 | 0,34 | 0,00 |
| W-Maïs grain | | | | | | | -0,15 | 0,00 | -0,15 | 0,00 |
| W-Espaces verts | | | | | | | -0,59 | 0,04 | -0,59 | 0,05 |
| W-Forêts de feuillus | | | | | | | -0,17 | 0,00 | -0,18 | 0,00 |
| W-Forêts de conifères | | | | | | | -0,16 | 0,00 | -0,16 | 0,00 |
| W-Landes | | | | | | | 0,01 | 0,47 | 0,00 | 0,47 |
| W-Marais | | | | | | | -0,16 | 0,21 | -0,14 | 0,25 |
| W-Rivières | | | | | | | -0,04 | 0,35 | -0,03 | 0,38 |
| Rho | - | - | 0,46 | 0,00 | 0,47 | 0,00 | 0,48 | 0,00 | 0,49 | 0,00 |
| Constante | -8,68 | 0,00 | -2,93 | 0,00 | -2,83 | 0,00 | -1,98 | 0,00 | -1,93 | 0,00 |
| RMSE | 1,48 | | 126,77 | - | 132,42 | - | 122,32 | - | 132,76 | - |

Notes : Coeff représente les coefficients estimés pour chaque variable. Prob représente le risque d'erreur en considérant la variable comme non significatives. RMSE représente le « Root Mean Square error » ou la racine carrée de la moyenne des carrés des erreurs. W-X représente les variables décalées dans le coefficient. SART est le modèle autorégressif spatial Tobit et SDMT le modèle spatial de Durbin Tobit.

La chasse

La chasse est la variable explicative la plus significative parmi celles qui sont intégrées dans les modèles. Les paramètres de la chasse varient entre 0,6 et 0,64 pour les modèles spatiaux et ils sont significatifs à plus de 99 %. Ce paramètre est plus fort pour les modèles Tobit autorégressifs que les modèles SDMT. La relation est cependant positive. Ce résultat est contre intuitif dans la mesure où on attend que la chasse réduise le niveau de dommages. Il y a deux explications cohérentes possibles à en tirer. Premièrement, le tableau de chasse est un indicateur de la présence de sangliers dans chaque commune. Deuxièmement, on a utilisé des données spatialisées au départ. Ces paramètres signifient que les chasseurs chassent dans les communes giboyeuses et qui présentent ainsi des dommages importants.

Les surfaces agricoles

Les surfaces de maïs sont significatives et positives avec un coefficient variant de 0,24 à 0,31 suivant les modèles spatiaux. Les dommages sur le maïs occasionnés par les sangliers dépendent donc du stock total de production endommageable. Matschke *et al.*, (1984) et Rollins (2004) montrent que les dommages augmentent en fonction de la disponibilité alimentaire du milieu. Baubet (1998) révèle la facilité d'adaptation des sangliers suivant les milieux mais que la part de maïs dans leur régime alimentaire est toujours élevée, environ 24 % quel que soit le milieu.

Les surfaces forestières

La présence de forêts contribue également à l'explication des dommages agricoles. Les coefficients liés aux forêts de feuillus (de 0,16 à 0,20) sont cependant plus élevés par rapport à ceux des forêts de conifères (0,06 à 0,10). Les sangliers évitent les zones forestières ouvertes telles que les landes et les broussailles (-0,14). Beringer *et al.* (1994); Alverson et Waller (1997) soulignent que les forêts affectent positivement les dommages agricoles causés par les sangliers. Baubet (1998) note la part de racines et de bulbes dans le régime alimentaire du sanglier est d'environ 40 % et celle des fruits forestiers 38 %. Virgos (2002) explique cet attrait des sangliers vers les forêts et montre qu'ils sont plus nombreux dans les forêts de grande surface que les petits bosquets.

Les zones humides

Les dommages sur le maïs concernent également les communes qui comportent d'importants marais stagnants (0,20 à 0,24) et moins de cours d'eau (-0,13 à -0,10). Le sanglier a en effet besoin de ces zones marécageuses pour se débarrasser de ses tiques.

Les zones urbaines

Les zones urbaines sont ici représentées par la variable « espaces verts ». Elle n'est pas significative dans les modèles SDMT mais son signe négatif (-0,56 à -0,03) indique que l'importance du milieu urbain réduit les dommages causés par le sanglier.

Les caractéristiques cynégétiques des communes voisines

Les effets de la chasse des communes voisines sont mesurés par la variable W-Chasse dans les modèles SDM Tobit. Ces paramètres sont significatifs à plus de 99 %. Ils sont positifs comme les signes de la variable chasse discutés précédemment. Si l'on considère que ce sont des indicateurs de la population totale de grand gibier, on peut avancer que c'est la même population qui engendre des dommages agricoles sur plusieurs communes. Lorsque les chasseurs des communes avoisinantes arrivent à capturer un grand nombre de sangliers alors, la commune se trouvant au milieu va automatiquement enregistrer des dommages agricoles importants.

Les caractéristiques agricoles et forestières des communes voisines

Ici, les paramètres liés aux caractéristiques agricoles et forestières des communes voisines sont inversés par rapport à ceux de la commune considérée. Lorsque les forêts de feuillus des communes voisines sont par exemple suffisamment étendues, alors les dommages dans la commune considérée tendent à être plus faibles. Ces résultats montrent donc que la population de sangliers tend à se diffuser dans l'espace, ce qui a pour effet de diminuer le niveau des dommages lorsque les communes ont les mêmes traits du point de vue agricole et forestier. Les communes qui se différencient de ses voisines vont avoir des problèmes de dommages agricoles très importants puisqu'elles attirent les sangliers de la zone.

Par ailleurs, les termes constants des modèles économétriques estimés ici sont significatifs. Cela implique l'existence d'autres variables explicatives non incluses dans les modèles. D'autres variables liées à la chasse peuvent par exemple influencer les dommages : densité de la population, les surfaces chassables par commune, nombre de chasseurs ainsi que leur

préférence pour les sangliers par rapport aux autres espèces chassables. Les associations des chasseurs peuvent également adopter une politique encourageant le contrôle de nuisibles.

On se pose enfin la question : lequel de ces cinq modèles économétriques est le meilleur ? Contrairement à nos attentes, les paramètres du modèle sont assez proches quelles que soient les spécifications sauf leur modèle Tobit a-spatial. Etant donné que ce sont des modèles bayésiens, ils ne produisent pas de fonction de log de maximum de vraisemblance comme les modèles spatiaux linéaires (échange avec Le Sage lors d'une conférence). Il faudrait calculer le log marginal de vraisemblance et utiliser les facteurs de Bayes pour comparer les modèles. Jusqu'ici, les calculs n'ont jamais été effectués dans le domaine de l'économétrie spatiale. Le seul critère que l'on peut utiliser repose sur la racine carrée de la moyenne des carrés des erreurs, en anglais "*Root Mean Squared Error*" (RMSE) qui s'exprime de la façon suivante :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \hat{\varepsilon}_i^2} \quad (2.61)$$

Ce critère mesure l'erreur totale d'estimation des modèles. Dans notre cas, la valeur la plus faible du RMSE est celui du modèle SDM Tobit homoscédastique (hormis le modèle Tobit). Ceci suggère que c'est le meilleur modèle des dommages agricoles du sanglier (tableau 2.4) dans la région Aquitaine.

L'objectif de cette sous partie était d'étudier l'impact réel de la chasse sur le contrôle des dommages agricoles. Le modèle le plus significatif étant le modèle Tobit Durbin homoscédastique, nous ne retiendrons pour le reste de la thèse que cette spécification. Rappelons qu'elle est de la forme :

$$y_i = \rho W y_i + X_i \beta + \theta W X_i + c \quad (2.62)$$

Le Sage et Fischer (2007) avancent que l'interprétation des modèles spatiaux de type SAR ou SDM n'est pas aussi simple que celle d'une régression linéaire simple. Un certain nombre de travaux en économétrie spatiale commettent l'erreur d'interpréter directement les coefficients des modèles spatiaux pour calculer l'effet spatial.

En effet, les coefficients du modèle spatial retenu ne sont pas directement interprétables pour deux raisons : (i) la présence de variables exogènes spatiales décalées $W X_i$ dans la deuxième partie de l'équation sur le dommage, la chasse et les caractéristiques du milieu ; (ii) la présence de la variable dépendante dans les deux parties de l'égalité, $W y_i$ et y_i .

3.5 Les effets directs, indirects et totaux

Deux types d'effets de la modification de la chasse ou de l'occupation du sol sur le dommage doivent être calculés et discutés : un «effet direct» provenant de la commune considérée notée i et «effet indirect» provenant des autres communes avoisinantes notées $j \neq i$. Ceci vient des liens de connectivité qui caractérisent les modèles spatiaux (Le Sage, Fisher, 2007). L'impact d'un changement sur la chasse ou l'occupation du sol sur les dommages agricoles va donc être différent pour l'ensemble des 2 292 communes.

Pour mesurer ces effets, le modèle SDM est réécrit de la façon suivante :

$$y_i = \sum_{r=1}^p S_r(W) X_{ir} + V(W) \varepsilon_i$$

$$V(W) = (I_n - \rho W)^{-1} = I_n + \rho W + \rho^2 W^2 + \rho^3 W^3 + \dots \quad (2.63)$$

$$S_r(W) = V(W) (I_n \beta_r + W \theta_r)$$

y_i est la variable dépendante, r est l'indice de chaque variable explicative tel que X_{ir} est la $r^{\text{ième}}$ variable explicative (chasse ou un type d'occupation du sol). Les autres paramètres restent inchangés par rapport à la spécification précédente. La méthode consiste à intégrer la matrice spatiale W est dans les coefficients du modèle SDMT. Plus de détails peuvent être trouvés dans le papier de Pace et Le Sage (2006) qui ont fourni des méthodes de calculs de ces deux types d'effets sur les modèles spatiaux de Durbin.

On appellera *effet direct moyen* le dommage marginal sur la commune i . Celui-ci résume l'impact de la chasse ou de l'occupation du sol sur la $i^{\text{ème}}$ commune et l'externalité de ce changement sur l'ensemble des communes avoisinantes définies par la matrice W . Suivant la localisation géographique de la commune considérée, le dommage marginal est donc différent. Le Sage et Fisher (2007) proposent de prendre la moyenne sur n observations.

$$\left(\sum_{i=1}^n \delta y_i / \delta X_{ir} \right) / n \quad (2.64)$$

X_{ir} peut être soit la variable chasse H_i ou un type d'occupation du sol en particulier.

Il y a également l'*effet indirect moyen* qui est au contraire l'effet moyen d'un changement de la chasse ou de l'occupation du sol des communes avoisinantes notées j sur les dommages de la commune i qui se trouve au milieu.

$$\left(\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \delta y_i / \delta X_{jr} \right) / n \quad (2.65)$$

Ainsi, l'effet total moyen est la somme de l'effet direct moyen et de l'effet indirect moyen. Il peut être interprété comme l'effet moyen d'un changement si toutes les communes décident d'augmenter par exemple leurs prélèvements de sangliers.

Les résultats sont présentés dans le tableau 2.5 :

Tableau 2.5 : Estimation des effets directs, indirects et totaux à partir du modèle spatial Durbin Tobit homoscédastique (r=200)

| Variables | Estimation de l'effet direct | Estimation de l'effet indirect | Estimation de l'effet total |
|---------------------|------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|
| Chasse | 0,63 | 1,11 | 1,74 |
| Maïs grain | 0,34 | 0 | 0,33 |
| Forêts de feuillus | 0,23 | -0,18 | 0,04 |
| Forêts de conifères | 0,11 | -0,18 | -0,07 |
| Marais | 0,33 | -0,51 | -0,18 |
| Landes | -0,14 | -0,08 | -0,23 |
| Rivières | -0,13 | -0,31 | -0,45 |
| Espaces verts | -0,32 | -1,51 | -1,84 |

Ces résultats nous indiquent que la chasse est un bon indicateur de la population puisque les tableaux de chasse augmentent avec celui-ci. Si les chasseurs arrivent à augmenter leur prélèvement de 1 % en plus, alors les dommages augmentent également de 0,63 % en moyenne sur la commune considérée. Si les autres communes avoisinantes arrivent à augmenter à leur tour de 1 % leur prélèvement, les dommages sur la commune considérée augmentent de 1,11 % toutes choses égales par ailleurs. L'effet indirect de la chasse est largement supérieur à l'effet direct de la chasse. Ceci montre que les populations de sangliers dans les communes voisines sont à contrôler au même titre que la population dans la commune considérée. Les chasseurs ont donc plus à gagner à travailler ensemble.

Si une commune décide d'augmenter ses surfaces de maïs de 1 %, alors le dommage sur cette commune va augmenter de 0,34 %. Ceci a cependant peu d'effet sur les dommages des

communes voisines. L'augmentation des surfaces d'espaces verts dans une commune, donc de la zone urbaine diminue le dégât de 0,32 % dans la commune. Si ce sont les communes avoisinantes qui augmentent de 1 % leur zone urbaine, la commune considérée verra son dommage réduit de 1,51 %. On trouve les mêmes tendances concernant les landes et les rivières qui repoussent les sangliers et diminuent les dommages.

En ce qui concerne les autres types d'occupation du sol (forêt de feuillus, forêt de conifères et marais), les effets directs sont positifs contrairement aux effets indirects qui sont négatifs. Une augmentation de 1 % des surfaces de forêts de conifères d'une commune entraîne une augmentation des dommages de celle-ci de 0,11 %. Si les communes avoisinantes augmentent leurs surfaces de conifères, les dommages dans la commune qui se trouve au milieu vont diminuer de 0,18 %. Ceci fait qu'en moyenne sur l'ensemble des communes dans la région Aquitaine, l'effet des forêts des conifères est négatif.

Si on classe les variables explicatives intervenant sur les dommages agricoles suivant leur effet total direct et indirect :

- *On trouve en premier lieu le stock de population (ici mesuré avec le tableau de chasse).*
- *En deuxième position, viennent les cultures de maïs associées avec les forêts de feuillus.*
- *Enfin, les forêts de conifères, les marais, les landes, les rivières et les espaces verts réduisent les dommages agricoles.*

Ces résultats sont importants en termes de gestion des dégâts car ils permettent de comprendre le lien spatial entre les dommages agricoles, les différents types de couverture du sol et la chasse. En effet, les fédérations des chasseurs raisonnent uniquement avec les zones boisées en général. Cette partie de la thèse nous montre que ce sont les zones agricoles qui sont les variables les plus importantes à prendre en compte. Sur les forêts, il faut considérer les types d'essences car les forêts de conifères sont des ressources pauvres pour les sangliers.

La fonction de dommage estimée

Nous revenons au changement logarithmique avant l'estimation économétrique. Soient H la chasse, M la surface de maïs, EE les surfaces d'espaces verts, FF les surfaces de forêts de feuillus, FC les surfaces de forêts de conifères, L les surfaces de landes et de broussailles, MI les surfaces de marais intérieurs, et CE les cours d'eau et les rivières. Les variables avec l'indice i sont liées à la commune i et celles avec l'indice j sont liées aux communes

avoisinentes. La fonction de dommage obtenue d_i pour la commune i est donnée par la relation suivante :

$$d_i = 0,14.H_i^{0,63}.M_i^{0,34}.EE_i^{-0,32}.FF_i^{0,23}.FC_i^{0,11}.L_i^{-0,14}.MI_i^{0,33}.CE_i^{-0,13}.H_j^{1,11}.M_j^0.EE_j^{-1,51}.FF_j^{-0,18}.FC_j^{-0,18}.L_j^{-0,08}.MI_j^{-0,51}.CE_j^{-0,31} \quad (2.66)$$

En remplaçant les autres variables, autres que la chasse, par leur moyenne dans l'équation (2.66), la fonction de dommage physique suivant H_i dans la commune i est donnée par :

$$d_i(H_i) = 3,67.H_i^{0,63} \quad (2.67)$$

Si on le multiplie par le prix¹⁰ moyen du quintal de maïs, la fonction de dommage économique est donnée par :

$$D_i(H_i) = 11,2 \times 3,67.H_i^{0,63} = 41,1H_i^{0,63} \quad (2.68)$$

Cette fonction de dommage dépendant de la chasse, prise comme indicateur de la densité de la population, sera réutilisée dans la troisième partie de la thèse afin de faire une comparaison avec les bénéfices du grand gibier.

¹⁰ Le prix de base pour le calcul des indemnités des dommages agricoles pratiqués dans la région Aquitaine est en moyenne de 11,2 euros par quintal de 2001 à 2004.

Conclusion

Le grand gibier impose des externalités négatives aux agriculteurs, aux forestiers et aux automobilistes par les accidents. La deuxième partie de cette thèse s'attache uniquement aux deux premières catégories. L'économie et l'écologie ont abordé les dommages causés par la faune sauvage de façon différente. Les modèles économiques les internalisent dans l'utilité des producteurs. Zivin *et al.* (2000) et Skonhoft et Schulz (2005) utilisent pour cela une fonction de dommage simple, linéaire et non spatialisée mais qui décrit bien l'aspect dynamique du problème. Van Wenum *et al.* (2004) montrent qu'il faut également tenir compte des types de culture et de la localisation géographique des exploitations agricoles. La théorie de l'écologie démontre que les dommages sur le milieu résultent d'une relation de type prédateur-proie et qu'ils ne sont pas aussi simples que les modèles économiques semblent l'avancer. Mitchell (2001a,b) rapporte l'existence de différents types de fonctions de dommage avec leurs conditions d'utilisation. Nous avons souligné l'intérêt de se pencher sur la question afin d'étudier comment ces concepts théoriques peuvent être reliés, étendus et aider à comprendre des problèmes actuels des dommages du grand gibier dans la région Aquitaine.

La première sous-partie analyse les dommages agricoles avec les données provenant des dossiers d'indemnisation des dégâts agricoles de la saison 2000-2001 dans la région Aquitaine, elle a montré que ce sont des phénomènes aléatoires. De plus, ils sont caractérisés par une disparité spatiale. Les statistiques de Moran et de LISA confirment l'existence de zones de regroupement de communes fortement touchées par les dégâts du sanglier et d'autres qui ne sont pas concernées par le problème.

Le modèle économétrique le plus significatif est le modèle tobit spatial de Durbin (SDMT) pour expliquer les variations spatiales des dommages agricoles dans la région Aquitaine. Celui-ci met en avant des liens intéressants du point de vue économique et biologique. Les résultats permettent de montrer que la distribution géographique des sangliers (non observable mais mesurée avec les tableaux de chasse) joue un rôle important sur les dommages agricoles. Le milieu joue cependant un rôle majeur puisque le sanglier est attiré par ordre d'importance : les zones de culture de maïs, les zones humides, les forêts de feuillus et enfin les forêts de conifères. Les dommages sont d'autant plus forts que la commune considérée choisit de s'orienter vers des activités agro-sylvicoles différentes de celles des communes voisines du point de vue de l'occupation du sol. Les facteurs qui réduisent les dommages sont les zones urbaines, les forêts ouvertes, les lacs et les rivières. Ces résultats peuvent cependant

contribuer à une meilleure gestion de la chasse du sanglier. Les chasseurs doivent prendre en compte les caractéristiques du milieu dans leur commune et collaborer avec les chasseurs des communes voisines. En effet, tout ce qui se passe dans une commune donnée en termes de modification de la gestion cynégétique et/ou de l'occupation du sol va avoir un impact sur ses propres dommages (effet direct) mais également sur ceux des communes voisines (effet indirect).

Cette approche par l'économétrie spatiale comporte cependant des limites. Premièrement, la chasse peut être considérée comme une variable endogène puisque la première partie de cette thèse s'est attachée à le montrer. Deuxièmement, d'autres variables explicatives sur les exploitations agricoles (date de plantation trop précoce, clôture ...) peuvent influencer les dommages mais n'ont pas été prises en compte. Enfin, il ne s'agit pas d'une approche dynamique du fait de l'insuffisance des données. On ne peut pas en tirer une analyse à long terme sur l'évolution temporelle des dommages agricoles aussi bien que sur l'effet de la chasse ou l'évolution du milieu sur ces derniers.

Le milieu qui est l'habitat naturel du grand gibier subit cependant différents types de changements dans le temps, à la fois d'origine anthropique et naturelle. Les cervidés exercent en retour une pression sur les forêts. La deuxième sous-partie de cette thèse essaiera de définir les relations complexes entre le milieu et les cervidés avec une approche dynamique afin de comprendre la variation temporelle des dommages forestiers.

Bibliographie

- Agreste-Osiris, 2007. L'irrigation du maïs mise à mal par les sécheresses, Agreste Primeur, n° 194.
- Alverson, W., Waller, D., 1997. Deer population and the widespread failure of Hemlock regeneration, Northern Forests, The Science of Overabundance: deer ecology and population management, chap 17, W. J. Mc Shea et al., Washington D.C., Smith – Sonian Institution Press.
- Anselin, L., 1988. Spatial Econometrics: Methods and Models., Dordrecht, Kluwer : Dordrecht.
- Anselin, L., 2001. Spatial effects in econometric practice in environmental and resource economics, American Journal of Agricultural Economics, 833, 705-710.
- Anselin, L., 2004. GeoDaTM 0.9.5-i Release Notes, Center for Spatially Integrated Social Science.
- Aronson, D. G., Weinberger, H. F., 1975. Nonlinear diffusion in population genetics, combustion, and nerve propagation. Pages 5–49 in J. Goldstein, editor. Partial differential equations and related topics. Lecture Notes in Mathematics 446.
- Assouline, M., Lemiale L., 1998. Théorie des externalités : les instruments des politiques de l'environnement, IN Schubert K., Zagamé P., L'environnement : une nouvelle dimension de l'analyse économique, Ed. Vuibert : Paris.
- Babcock, B., Lichtenberg, E., Zilberman, D., 1992. Impact of Damage Control and Quality of Output: Estimating Pest Control Effectiveness. American Journal of Agricultural Economics, 74 (1), 163-172.
- Baubet, E., 1998. Biologie du sanglier en montagne : biodémographie, occupation de l'espace et régime alimentaire. Thèse de doctorat. Biologie des populations. Université Claude Bernard Lyon 1.
- Begon, M., Mortimer, M., Thompson D.J., 1996. Population Ecology: A Unified Study of Animals and Plants, 3rd ed. Blackwell Scientific: , Cambridge, MA.
- Belsley, D.A., Welsch, R.E, Kuh, E., 1980. Regression Diagnostics, John Wiley and Sons, Inc. New York: New York.
- Beringer, J., Hansen, L.P., Heinen R.A., Giessman N.F., 1994. Use of Dogs to reduce damage by deer on white pine plantation, Wildlife Society Bulletin, 224, 627-32.
- Bouglet, T., 2002. Incertitude et environnement : essai de représentation et analyse des choix publics. Thèse de doctorat en Sciences Économiques. Université de Paris I.
- Bourcet, J., Bracque, P., Nonancourt, P., Sapor, C., 2003. Evaluation des risques liés à l'augmentation des densités de sangliers sauvages en France. Rapport N° C 2003 T 067.

- Bulte, E., Horan, R., 2003. Habitat conservation, wildlife extraction and agricultural expansion, *Journal of Environmental Economics and Management*, 45 (1), 109-127.
- Bulte, E., Van Kooten, C., Swanson, T., 2003. Economic Incentives and Wildlife Conservation. Paper prepared for the CITES Workshop on Economic Incentives and Trade Policy, : Geneva, Switzerland, 1-3 December.
- Cannas, S.A., Páez, S.A., Marco, D.E., 2003. Modelling biological invasions: species traits, species interactions, and habitat heterogeneity. *Mathematical Biosciences*, 183 (1), 93-110.
- Carlson, G.A. , Wetzstein, M.E., 1993. Pesticides and Pest Management. In Carlson, G. A., Zilberman, D., Miranowski J.A., Eeds. Oxford University Press: New York: Oxford University Press.
- Choquenot, D., 1998. Testing the Relative Influence of Intrinsic and Extrinsic Variation in Food Availability on Feral Pig Populations in Australia's Rangelands. *The Journal of Animal Ecology*, 67 (6), 887-907.
- Choquenot, D., Nicol, S., 2004. Bioeconomic modelling in the development of invasive fish policy. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 38, 419-428.
- Cliff, A.D., Ord, J.K., 1973. *Spatial autocorrelation*, Ed. Pion: London.
- Cliff, A.D., Ord, J.K., 1981. *Spatial processes: models and applications*, Ed. Pion: London.
- Cousens, R. 1985. A Simple Method Relating Yield Loss to Weed Density. *Annals of Applied. Biology*,. 107, 239-252.
- Dardaillon, M., 1984. Le Sanglier et le milieu camarguais: dynamique coadaptive. Thèse de 3e cycle, Université de Toulouse. Cité dans IN: Gérard, J.F., Teillaud, P., Spitz, F., Mauget, R., Dardaillon, M., 1986. Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar *Sus scrofa* in the Camargue, Southern France. *Behavioural Processes*, 13, 251-268.
- Delaunay, B., 1934. Sur la sphère vide, *Izvestia Akademii Nauk SSSR, Otdelenie Matematicheskikh i Estestvennykh Nauk*, 7, 793-800.
- Epaulard, A., Pommeret A., 1998. Gestion et valorisation des ressources non renouvelables en incertitude, IN Schubert K., Zagame P. (eds.), *L'environnement : une nouvelle dimension de l'analyse économique*, Vuibert, pp. 269-314.
- Fenichel, E.P., Horan, R.D., 2005. Jointly-Determined Ecological Thresholds and Economic Trade-Offs In Wildlife Disease Management. 7th BIOECON Conference, Cambridge, U.K. September 20-21.
- Fisher, R. A., 1937. The wave of advance of advantageous genes, *Annals of Eugenics* 7, 353-369.
- Geary, R.C., 1954. The contiguity ratio and statistical mapping, *The Incorporated Statistician*, 5, 115-145.

- Greene, W. H., 2002. LIMDEP Version 8.0: Econometric Modeling Guide/ William H. Greene. – Volume 2. – Plainview, NY: Econometric Software, Inc.
- Hanski, I., Ovaskainen, O., 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape, *Nature*, 404, 755-758.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., et Perrin, N., (2004.) Biomapper 3.1. Division of Conservation Biology, University of Bern.
- Hone, J., 2004. Yield, compensation and fertility control: a model for vertebrate pest, *Wildlife Research*, 31, 357-368.
- Hotelling, H., 1931. The Economics of Exhaustible Resources. *J. Polit. Econ.*, 39, 137-175.
- IFEN, 2005. L'utilisation de CORINE Land Cover 2000. 15p. N° réf. : DMDS/UATD/FB/05-026.
- Jayet, H., 1993. Analyse spatiale quantitative., *Economica*: Paris.
- Kirman, A., 1992. Whom or what does the representative agent represent? *Journal of Economic Perspectives*, 6, 126–139.
- Kolmogorov, A. N., Petrovsky, N., Piscounov, N., S., 1937. Étude de l'équation de la diffusion avec croissance de la quantité de matière et son application à un problème biologique. *Moscow University Bulletin of Mathematics* 1, 1-25.
- Krugman, P. R., 1991. First Nature, Second Nature, and Metropolitan Location. NBER Working Papers 3740, National Bureau of Economic Research, Inc.
- Krugman, P., 1991. Cities in Space: Three Simple Models. NBER Working Papers 3607, National Bureau of Economic Research, Inc.
- Krugman, P., 1996. How the Economy Organizes Itself in Space: A Survey of the New Economic Geography, Working Papers 96-04-021, Santa Fe Institute.
- Le Gallo, J., 2000. Économétrie spatiale 1. Autocorrélation spatiale. Document de travail, n°2000-05, LATEC, Université de Bourgogne.
- Le Gallo, J., 2002, Disparités géographiques et convergence des régions européennes : une approche par l'économétrie spatiale, Thèse de doctorat, LATEC, Université de Bourgogne.
- Le Sage, J.P., 1999. Spatial Toolbox for Matlab. University of Toledo.
- Le Sage, J.P., 1999. The theory and practice of spatial econometrics. University of Toledo.
- Le Sage, J.P., Fischer M., 2007. Spatial Growth Regressions: Model Specication, Estimation and Interpretation, Texas State University, Vienna University of Economics and Business Administration.
- Le Sage, J.P., Parent, O., 2006. Bayesian Model Averaging for Spatial Econometric Models, Texas State University and University of Cincinnati.

- Lebreton, M., 2007. Cours Econométrie spatiale. Ecole Doctorale en sciences économiques, gestion et démographie. Université Montesquieu - Bordeaux 4.
- Levins, R., 1969. Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control, *Bulletin of the Entomology Society of America*, 71, 237-240.
- Lichtenberg, E., Zilberman D., 1986. The Econometrics of Damage Control: Why Specification Matters. *American Journal of Agricultural Economics*. 68 (2), 261-73.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- Maillard, D., Fournier, P., 1994. Le sanglier en milieu méditerranéen. Occupation de l'espace, unité de gestion. Numéro spécial du Bulletin mensuel de l' ONC, 191, 26-35.
- Mandleberg, L., 2004 A comparison of the predictive abilities of four approaches for modelling the distribution of cetaceans. School of Biological Sciences, University of Aberdeen, UK.
- Marshall, A., 1890. *Principles of Economics*. 8th edition. London: Macmillan and Co., Ltd.
- Martin, J.L., 2006. Interactions entre grands herbivores, diversité végétale et animale dans les forêts tempérées: une expérience naturelle, Colloque Groupe CERF, Nogent-Sur-Vernisson,.
- Matschke, G.H., Decalesta, D.S., Harder, J.D., 1984. Crop damage and control, White-Tailed deer: Ecology and management, 647-654, ed. L.K. Halls. Mechanicsburg, Penn., Stackpole books.
- Mchich, R., Auger, P. M., Bravo de la Parra, R., Raissi N., 2002 Dynamics of a fishery on two fishing zones with fish stock dependent migrations: aggregation and control, *Ecological Modelling*, 1581, 51-62.
- McMillen, D. P., 1992. Probit with spatial autocorrelation, *Journal of Regional Science*, 32, 335-348.
- Mefteh, S., 2004. L'utilisation des produits dérivés et les caractéristiques financières des entreprises : le cas français. Cahier de recherche n °2004-05. CEREG. Université de Paris Dauphine.
- Mitchell, P., 2001a. Ecological Foundations for Pest Damage Functions: Why Ecology Matters ? Working Papers. University of Wisconsin.
- Mitchell, P. D., 2001b. Additive Versus Proportional Pest Damage Functions: Why Ecology Matters ? 2001 Annual meeting, August 5-8, Chicago, IL 20775, American Agricultural Economics Association.
- Moran, P., 1948. The interpretation of statistical maps, *Journal of the Royal Statistical Society*, 10, 243-251.
- Murray, J.D., 1993. *Mathematical Biology*. 2nd ed. Berlin: Springer-Verlag.

- Olson, L., Roy, S., 2002. On Prevention and Control of an Uncertain Biological Invasion, University of Maryland.
- Olson, L., Roy, S., 2003. The Economics of Controlling a Biological Invasion, WP 03-06, Department of Agricultural and Resource Economics, University of Maryland, College Park.
- ONCFS, DIREN, GEREAA, 2004. Orientations Régionales de Gestion et de conservation de la Faune sauvage et de ses Habitats en Aquitaine : Etats des lieux - diagnostics.
- Pace, R.K, Le Sage, J., 2006. Interpreting spatial econometric models, paper presented at the Regional Science Association International, North American Meetings, Toronto, CA.
- Pariset, G., 2003. Diagnostic des conflits liés aux sangliers et préconisations de modes de résolution sur le territoire du Parc Naturel Régional des Monts d'Ardèche. Cas de la vallée de la Bésorgues et du massif du Tanargue. ENSA Montpellier, Mémoire de DAA spécialisation en agro-environnement.
- Patthey, P., 2003, Projet cerf. Rapport final, Université de Lausanne.
- Pearce, D.W., 1976, The limits of cost benefit analysis as a guide to environmental policy *Kyklos*, 29, 97-112.
- Perrings C. and J. Vincent (eds) 2003. *Natural Resource Accounting and Economic Development*, Cheltenham, Edward Elgar.
- Pigou, A.C., 1920. *The economics of welfare*. 1ère édition, MacMillan, Londres.
- Pimentel, D., McNair S., Janecka J., Wightman J., Simmonds C., O'Connell C., Wong E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. , Tsomondo T., 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 841, 1-20.
- Pinet, J.M., 1987. *L'économie de la chasse*, Comité national d'information chasse-nature, Paris, France.
- Roca, L., Girard, F., Maillard D., 1998. Délimitation par analyse multivariée d'unités biogéographiques pour la gestion du sanglier dans le département de l'Ardèche. Etude financée par le Conseil Général de l'Ardèche et la Fédération Départementale des Chasseurs de l'Ardèche. Etude dirigée par l'Office National de la Chasse et la Fédération Départementale des Chasseurs de l'Ardèche. 1998.
- Rollins, K., Heigh, L., Kanetkar, V., 2004. Net Costs of Wildlife Damage on Private Lands, *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 293, 517-536.
- Ropars-Collet C., Le Goffe P., 2009. La demande de chasse en France: une application de la méthode des prix hédonistes au cas du sanglier. Papier présenté au Colloque du SFER Chasse durable. Du 25/03/2009 au 26/03/2009 à Clermont-Ferrand.
- Saint-Andrieux, C., 2005. Estimation du coût économique des collisions véhicules-ongulés, Rapport final, ONCFS, OGE, N° 04044.

- Schley, L., Roper, T., 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Rev.*, 33, 43–56.
- Skellam, J.G., 1951. Random dispersal in theoretical populations, *Biometrika*, 38, 196-218.
- Skonhofs, A., 2004. The cost or benefit of predation. An analysis of the recent wolf re-colonisation in Scandinavia, Cambridge.
- Skonhofs, A., Olausson, O., 2005. Managing a migratory species that is both a value and pest, *Land Economics*, 81, 34-50.
- Skonhofs, A., Schulz, C., 2005. *On the Economics of Ecological Nuisance*, Cambridge.
- Spanos, A., 1986. *Statistical foundations of econometric modeling*. Cambridge University Press.
- Tisdell, C., 1992. *Wild Pigs: Environmental Pest or Economic Resource*. Pergamon Press.
- Tobin, J., 1958. Estimation of relationships for limited dependent variable. *Econometrica* 26, 24–36.
- van Wenum, H., Wossink, G., Renkema, J., 2004. Location-specific modelling for optimizing wildlife management on crop farms, *Ecological Economics*, 48 (4), 395-407.
- Verheyden, H., Angibault, J.M., 2006. Relation cerf-milieu en Pyrénées centrales, Colloque Groupe CERF, Nogent-Sur-Vernisson.
- Virgos, E., 2002. Factors affecting wild boar *Sus scrofa* occurrence in highly fragmented Mediterranean landscape, *Can. J. Zool.*, 80, 430–435.
- Volterra, V., 1931. Variations and fluctuations of the number of individuals in animal species living together. In *Animal Ecology*. McGraw-Hill. Traduit de l'édition de 1928.
- Weber, A., 1929. *Theory of the Location of Industries*. Chicago: [traduit de Carl J. Friedrich]. The University of Chicago Press.
- Yoder, J., 2002 Estimation of Wildlife-Inflicted Property Damage and Abatement Based on Compensation Program Claims Data, *Land Economics*, 78, 45-59.
- Zimmermann, F., 2004. Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape - habitat models, dispersal and potential distribution [PhD thesis]. Lausanne: University of Lausanne.
- Zivin, J., Hueth B., Zilberman, D., 2000. Managing a Multiple-Use Resource: The Case of Feral Pig Management in California Rangeland, *Journal of Environmental Economics and Management*, 39, 189-204.

**SOUS-PARTIE 2: MODELISATION DES
DOMMAGES FORESTIERS PAR LA
DYNAMIQUE DES SYSTEMES**

Introduction

Le Massif des Landes de Gascogne, également connu sous les dénominations de Forêt des Landes de Gascogne, Forêt landaise, Massif Gascon ou Massif Landais, représente dans le Sud-Ouest de la France une unité remarquable par son étendue de 1 143 041 ha (IFN, 2003). Implanté artificiellement par l'Homme au 19^{ème} siècle, il est actuellement dominé à 74 % par la futaie régulière de pin maritime dont le nom scientifique est *Pinus Pinaster* (Ballon, Hamard, 2003). Cette forêt joue un rôle majeur dans la filière-bois régionale et l'économie de l'Aquitaine. Avec 148 millions de m³ de grumes sur pieds, elle représente la plus grande réserve de bois en Europe. Cette immense ressource forestière permet une récolte de plus de 8 millions de m³ de grumes et une production de plus de 1,6 millions de m³ de sciages par an (IFN, 2003).

Figure 3.1 : Quelques photos de la production de pin maritime dans les forêts des Landes de Gascogne

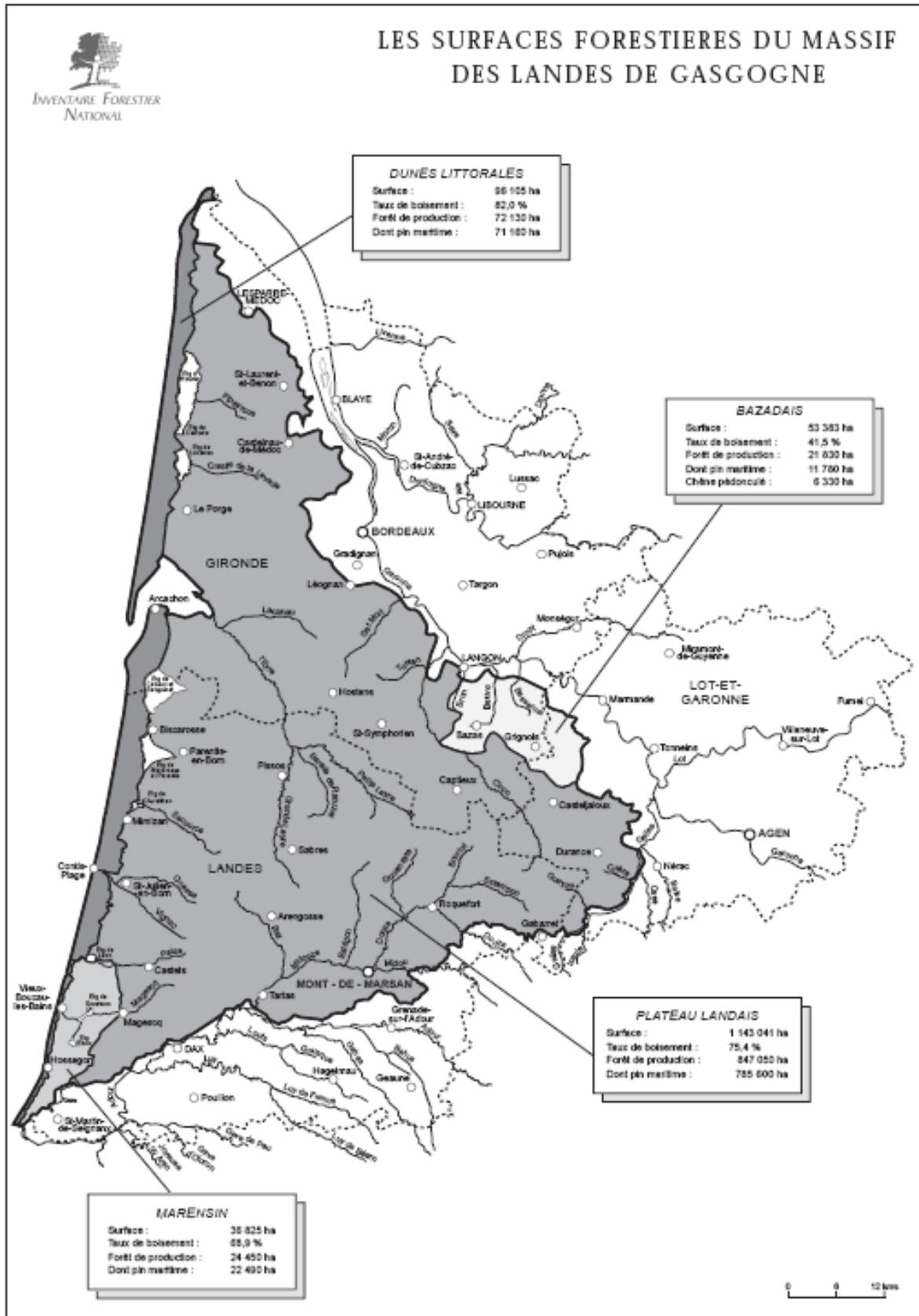


Source : Groupe Sciage Pin des Landes, 2006.

Les produits finis issus de cette forêt sont très divers : des emballages industriels (palettes, caisses, coffrage...), des matériaux de construction (parquets, lambris, plafonds, ameublement, agencement, charpente, traverses, ...) mais également du mobilier. Le chiffre d'affaires de la filière bois en Aquitaine est de 2,6 milliards d'euros et elle crée 28 000 emplois (www.crpfaquitaine.fr).

La carte 3.1 présente les différentes zones géographiques dans le Massif des Landes de Gascogne : les dunes littorales (96 100 ha), le Bazadais (53 380 ha), le plateau landais (1143 040 ha) et le Marensin (38 820 ha). En décembre 1999, 204 400 ha ont été touchés par deux tempêtes avec 32,8 millions de m³ de bois abattus et environ 120 000 ha à reconstituer (www.crpfaquitaine.fr). Les chiffres officiels sur l'impact de la dernière tempête de janvier 2009 ne sont pas encore connus mais les professionnels avancent que 40 % du Massif Landais ont été détruits par ces deux tempêtes (AFP, 8 avril 2009).

Carte 3.1 : Les surfaces forestières du Massif des Landes de Gascogne



Source : Orientations Régionales de Gestion et de Conservation de la Faune sauvage et de ses Habitats en Aquitaine, 2004.

Comme au niveau national, la population de cervidés (cerfs- chevreuils) s'est répandue rapidement dans la région Aquitaine. Ces espèces habitent dans la Forêt des Landes de Gascogne, s'y réfugient et s'y nourrissent. Ils peuvent cependant créer des dommages importants en milieu forestier par l'abroustissement des jeunes pousses, l'écorçage ou le frottis (Ballon, Maizeret, 1991 ; Cemagref *et al.*, 1992). Les dommages peuvent être accentués par les tempêtes subies par le Massif des Landes de Gascogne. En effet, les jeunes repousses sont plus sensibles aux cervidés du fait de l'ouverture du milieu (Duncan *et al.*, 2009). Ce secteur déjà affaibli par ces tempêtes est en plus exposé à l'attaque des cervidés justifiant les craintes des sylviculteurs. Afin de répondre à leur attente, l'Etat a émis un décret le 14 mars 2008 qui introduit dans le Code de l'environnement de nouvelles dispositions portant sur l'indemnisation des dégâts forestiers dans le même principe que les dégâts agricoles (cf. encadré 3.1).

La lecture de ces articles nous amène à formuler plusieurs questions : quand est-ce qu'on considère que l'avenir d'un peuplement forestier est compromis par les cervidés ? Quel est le lien avec la chasse ? Sur quelle base forfaitaire peut-on indemniser les dégâts sylvicoles : sur les coûts de réparation ou sur les futures valeurs de la production ? Combien indemniser ?

L'objectif de cette deuxième sous-partie est d'évaluer économiquement les pertes créées par les cervidés en comparaison avec les coûts de réparation possibles de certains dégâts forestiers.

Pour répondre à cette problématique, nous allons structurer cette sous-partie de la façon suivante. Une synthèse des résultats sur les relations entre forêts et cervidés sera d'abord effectuée. Celle-ci se focalise sur le cas du Massif des Landes de Gascogne avec un regard croisé entre les apports des scientifiques et les observations des professionnels forestiers. Puis, nous proposons une modélisation dynamique des relations forêt-cervidés pour évaluer les dommages futurs.

Encadré 3.1 : Code de l'environnement Sous-section 3 : Indemnisation des dégâts sylvicoles (Version en vigueur au 10 mai 2009)

Article R425-28

Lorsqu'il relève de l'article R. 425-21, le propriétaire d'un peuplement forestier dont l'avenir sylvicole a été **compromis** par les dégâts causés par des espèces de grand gibier soumises à plan de chasse peut demander au bénéficiaire du droit de chasse mentionné à l'article R. 425-22 le versement d'une indemnité.

La demande est présentée par lettre recommandée avec accusé de réception. La demande précise la nature, l'étendue et la localisation des dégâts et justifie que l'avenir du peuplement forestier est compromis.

Un constat **contradictoire** des dégâts est établi sur place entre le propriétaire et le bénéficiaire du droit de chasse ou leurs représentants.

A l'issue du constat contradictoire, le propriétaire peut réviser sa demande d'indemnité par lettre recommandée avec accusé de réception.

Le propriétaire informe de sa demande initiale et éventuellement de sa demande révisée le préfet et le président de la fédération départementale ou interdépartementale des chasseurs.

Article R425-29

L'indemnité correspondant aux dégâts sylvicoles est arrêtée de façon forfaitaire, par hectare, par le préfet après avis de la formation spécialisée pour les dégâts de gibier en forêt de la commission départementale de la chasse et de la faune sauvage dans le respect d'un **barème défini conjointement par les ministres chargés de la chasse et de la forêt**.

Le barème interministériel et le montant forfaitaire de l'indemnité arrêté par le préfet tiennent compte du renouvellement des peuplements endommagés, du coût des mesures de protection adaptées assurant la pérennité d'une nouvelle régénération et de la perte éventuelle de la valeur d'avenir des peuplements endommagés.

Source : www.legifrance.gouv.fr

1. Synthèse des résultats scientifiques sur les dégâts forestiers

De nombreuses études scientifiques ont été menées par des organismes de recherche (Cemagref, INRA, CNRS, ONCFS, universités, etc.) dans divers sites en France pour étudier le lien entre les cervidés et les forêts. Elles ont notamment abouti à la création d'outils de suivi qui peuvent être classés en deux catégories : les indicateurs basés sur les animaux (comptage à pied, au phare, masse corporelle, longueur de la patte, etc.) et les indicateurs sur le milieu (indice floristique, taux d'écorçage et taux d'abrutissement). Notre objectif n'est pas de résumer tous ces travaux mais uniquement de synthétiser le lien de cause à effet des dégâts sur le pin maritime.

De 1987 à 1992, un programme d'études associant le CEMAGREF, le GREGE et le GEREAA a produit les premiers résultats sur la relation forêt-cervidés sur le Massif des Landes de Gascogne. Il a été financé conjointement par l'ONC, le Ministère de l'Agriculture et les FDC des Landes, du Lot-et-Garonne et de la Gironde.

En 2000, un observatoire des dégâts forestiers a été mis en place afin de mesurer l'ampleur des dégâts provoqués par les cervidés sur le milieu forestier à l'échelle nationale. Cinq

départements ont été étudiés : l'Oise, le Sarthe, le Tarn, les Vosges et enfin le département des Landes qui fait partie de notre zone d'étude. L'équipe responsable de l'étude était composée par des scientifiques du Cemagref et de l'ONCFS. Un comité de pilotage national leur a apporté son soutien réunissant l'ensemble des partenaires concernés (DERF, DNP, FNSPFS, ONF, FNCOFOR, ONCFS, UNFDC, ANCGG, association des DDAF).

En 2003, le rapport de cet observatoire national des dégâts des cervidés a été publié afin d'informer les professionnels sur l'impact des cervidés en forêt. C'est un document de base sur lequel nous allons construire notre raisonnement.

Dans ce document, Ballon et Hamard (2003) définissent un dégât forestier comme étant le résultat de l'activité d'un animal pouvant affecter le rendement d'un peuplement forestier ou remettre en cause l'objectif assigné à la parcelle. Il existe principalement trois types de dégâts sur les forêts causés par les cervidés : l'écorçage, l'abroutissement et le frottis. Nous allons commencer par décrire un par un ces dégâts, les périodes de sensibilité des arbres, la situation actuelle de ces dégâts dans le département des Landes et enfin leurs impacts à long terme selon la littérature.

1.1 L'écorçage

1.1.1 Définition

Il s'agit d'une consommation de l'écorce afin de rechercher un lest digestif riche en éléments minéraux. Seul le cerf engendre ce type de dégâts en milieu forestier, le chevreuil n'écorce jamais (Cemagref *et al.*, 1992, ONC, 1994). L'écorçage peut se présenter sous deux aspects très différents en fonction de l'état physiologique de l'arbre au moment de la blessure :

L'écorçage en sève ou écorçage d'été : il a lieu lorsque l'écorce se détache facilement du tronc. L'animal saisit l'écorce par la mâchoire et les incisives et tire vers le haut, la blessure se termine souvent en pointe ou au niveau de l'insertion des branches latérales.

L'écorçage hors sève ou écorçage d'hiver : l'écorce adhère au bois et l'animal est obligé de racler l'écorce avec ces incisives. Les cerfs arrachent de grands lambeaux d'écorce durant l'hiver où les autres ressources alimentaires sont insuffisantes.

Figure 3.2 : Photo d'un arbre de pin maritime écorcé par le cerf



Source : CRPF Aquitaine, 2008.

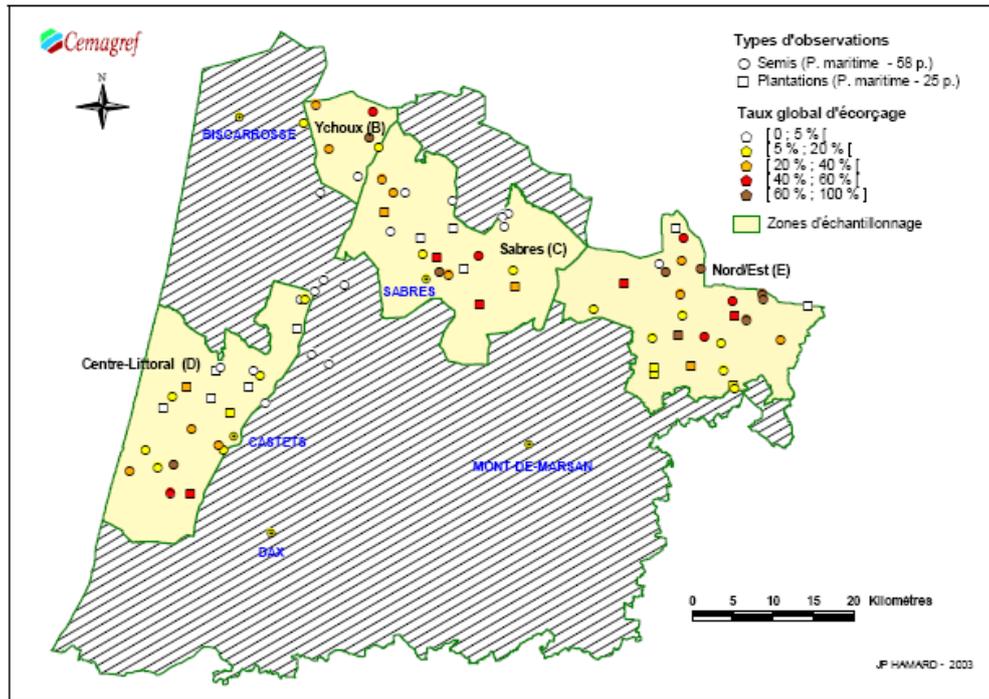
1.1.2 Détermination de l'âge de l'écorçage

Les risques d'écorçage du pin maritime concernent des peuplements de 4 à 8 ans, ce qui correspond à la période de montée de sève (Cemagref *et al.*, 1992). Les risques d'atteinte deviennent négligeables à partir de la 10^{ème} année. Ceci peut être expliqué par le fait que l'écorce n'est pas encore lignifiée durant cette période et que les plants se trouvent à la hauteur des cerfs à moins de 1,80 m de hauteur, avec une zone d'attaque moyenne de 1 m du sol (Cemagref *et al.*, 1992, ONC, 1994).

1.1.3 Quantification de l'importance de l'écorçage

A l'aide de photos aériennes, 7 676 ha de parcelles âgées de 4 à 10 ans ont été identifiés comme sensibles à l'écorçage en 1997 par l'Observatoire sur le département des Landes (Ballon et Hamard, 2003). L'analyse des taux de dégâts se base sur un échantillon 83 parcelles représentant au total 458 ha localisées sur les aires de répartition du cerf. La carte 3.2 montre que la zone au Nord Est du département est fortement touchée par les dégâts d'écorçage.

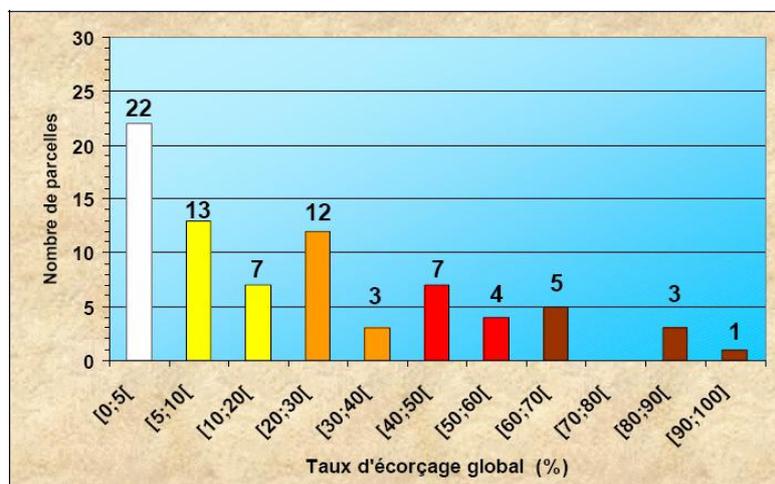
Carte 3.2 : Répartition géographique de l'échantillon des parcelles écorcées observées en 1999



Source : Ballon et Hamard, 2003.

Les taux d'écorçage trouvés sont donnés dans la figure 3.3.

Figure 3.3 : Taux d'écorçage mesuré par l'observatoire national des dégâts de cervidés en forêts sur le département des Landes en 2000



Source : Ballon et Hamard, 2003.

Ce graphique montre que le taux d'écorçage le plus fréquent est la classe des taux d'écorçage de 0 à 5 %. Par ailleurs, les dégâts d'écorçage peuvent être très localisés avec des taux d'atteinte de 90 %. La moyenne pondérée des taux de dégâts est de 26,55 %, soit la classe 20 à 30 %. Notons cependant qu'il s'agit d'une distribution étalée vers la gauche, c'est-à-dire qu'on a plus de parcelles à faible dégât qu'à dégât important.

1.1.4 Conséquences de l'écorçage sur le pin maritime

Des expériences menées sur 995 ha ont montré que l'écorçage n'engendre pas un ralentissement de la croissance (Cemagref, 1985). Ballon et Maizeret (1991), l'ONC (1994) montrent que l'écorçage a rarement lieu sur toute la circonférence de l'arbre d'où une mortalité directe négligeable de l'arbre, moins de 1 % des tiges écorcées. Ils montrent que la tige est affaiblie et peut être exposée aux infections. Ces auteurs laissent cependant sous-entendre d'autres sources possibles des attaques parasitaires, autre que l'écorçage.

Cependant, l'écorçage peut laisser des blessures et des traces qui persistent sur le bois jusqu'à son enlèvement. Cela peut aboutir à des **fentes** et à des **poches de résine** lorsque l'écorçage a eu lieu durant la période de montée de sève (Cemagref, 1985 ; Ballon et Maizeret, 1991, Cemagref *et al.*, 1992).

Le Cemagref et le GERE (1988), Ballon et Maizeret (1991) montrent que l'écorçage altère les qualités technologiques du bois car les arbres écorcés ont une **résistance mécanique plus faible** au niveau de la blessure. Les analyses réalisées par le Centre Technique de Bois et de l'Ameublement (CTBA) sur une comparaison entre les bois écorcés et les bois indemnes provenant de semis âgés de 18 ans, font apparaître en faveur des seconds les écarts suivants :

- ❖ + 7,7 % sur la résistance à la rupture de compression
- ❖ + 7,8 % sur la résistance à la rupture en flexion
- ❖ + 5,2 % sur le module d'Young en flexion (rigidité)
- ❖ + 4,9 % sur l'énergie de rupture en flexion dynamique
- ❖ + 2,6 % sur la masse volumique

Les tests ont également porté sur la comparaison entre la périphérie et le cœur du bois afin de voir si l'écorçage touche plus le bois en périphérie mais les différences n'étaient pas significatives. Le bois écorcé peut donc présenter des défauts esthétiques pouvant diminuer la valeur commerciale des grumes. Ce type de dégât entraîne également une diminution de la résistance mécanique du bois pouvant accentuer la déformation lié au vent.

1.2 L'abrouissement

1.2.1 Définition

Il s'agit d'un dégât de type alimentaire engendré par le chevreuil et le cerf (Cemagref *et al.*, 1992 ; ONC, 1994). Ils consomment les aiguilles et les rameaux mais le bourgeon terminal reste leur cible préféré du fait de son appétence (Cederlund *et al.*, 1998, Ballon, Hamard, 2003). En raison de l'absence de dents sur la mâchoire supérieure de ces espèces, la blessure du pin prend un aspect mâchonné qui permet de la distinguer par rapport à l'abrouissement d'autres espèces animales (rongeurs).

Figure 3.4 : Photo d'un pin maritime abrouiti par les cervidés



Source : CRPF Aquitaine, 2008.

1.2.2 Détermination de l'hauteur et de l'âge des arbres abrouitis

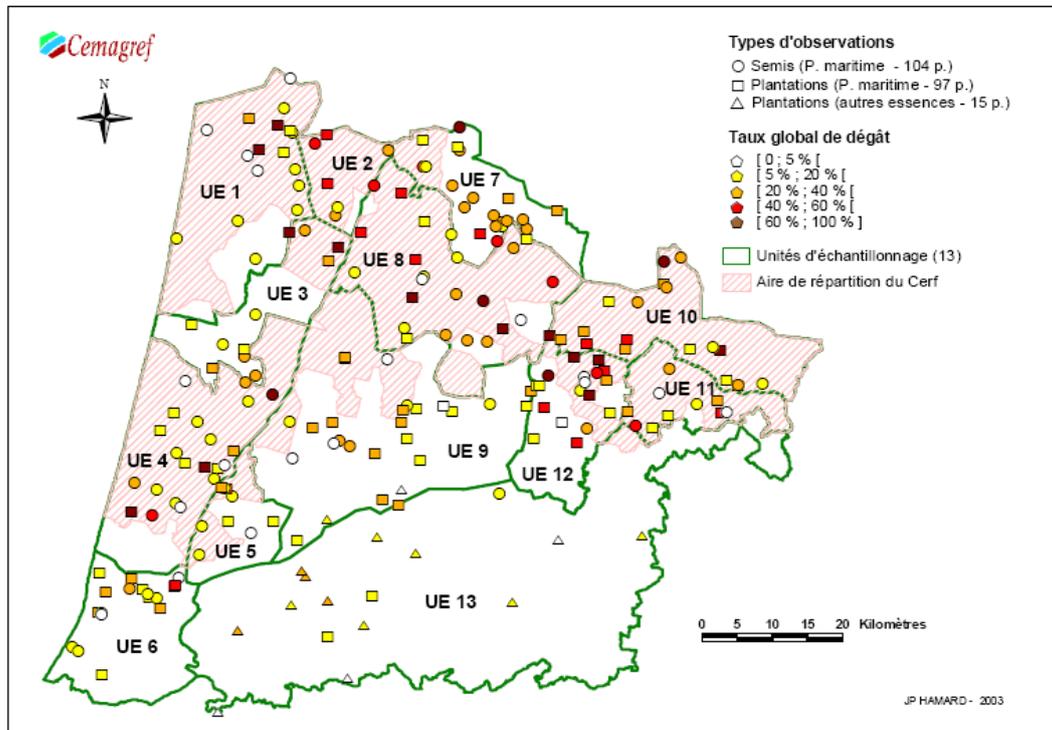
Les pousses terminales peuvent être abrouitées tant que la hauteur est inférieure à 1,20 m pour le chevreuil et 1,80 m pour le cerf (Cemagref, 1985 ; ONC, 1994 ; Cemagref *et al.*, 1992). En général, l'abrouissement ne concerne donc que les trois premières années du peuplement. Ceci n'écarte pas les risques d'attaque des bourgeons à une hauteur plus élevée dans certains cas particuliers tels qu'une neige épaisse, une pente forte ou que l'animal se hisse sur les tiges inférieures et les casse pour atteindre les pousses inaccessibles.

1.2.3 Quantification de l'importance de l'abrouissement dans le département des Landes

En 1999, 6 314 ha de forêts de pin maritimes réparties sur 821 parcelles ont été considérés comme sensibles à l'abrouissement et au frottis par l'Observatoire départemental des dégâts forestiers (Ballon et Hamard, 2003). Ceci-ci représente environ 1 % du Massif Landais hors zones des dunes littorales et zones inaccessibles aux animaux (camp militaire de Captieux et de Mimizan). L'échantillon concerne 216 parcelles représentant 1 355 ha réparties sur tout le département. La carte 3.32 montre que les taux de dégâts les plus élevés se trouvent au nord

du département (ex : Ychoux, Rochefort, Sabre). Les parcelles se trouvant dans la zone de répartition du cerf semblent présenter des taux de dégâts élevés.

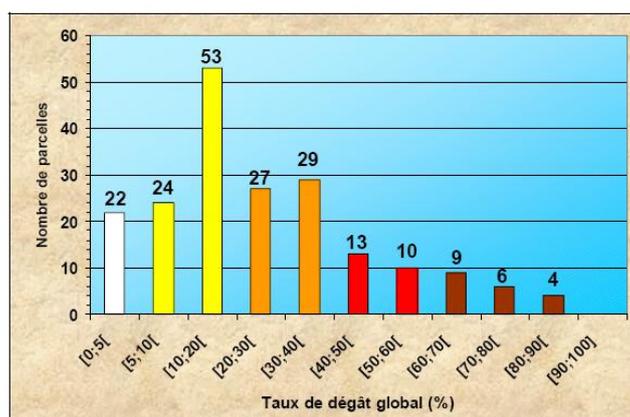
Carte 3.3 : Répartition géographique de l'échantillon des parcelles abrouties et frottées observées en 1999 sur le département des Landes



Source : Ballon et Hamard, 2003.

Les résultats sur tout le département des Landes sont résumés dans la figure 3.5.

Figure 3.5 : Taux d'abrouissement et de frottis mesuré par l'Observatoire national des dégâts de cervidés en forêts sur le département des Landes en 1999



Source : Ballon et Hamard, 2003.

Dans ces résultats, les dégâts d'abrouissement sont mélangés avec les frottis puisque ces deux types de dégâts ont lieu sur des peuplements de moins de 3 ans. La classe la plus dominante est celle de 10 à 20 % de dégâts, la moyenne pondérée des taux de dégâts est de

24,32 %, soit la classe de 20 à 30 %. Notons cependant qu'il s'agit d'une distribution étalée vers la gauche, c'est-à-dire qu'on a plus de parcelles à faible taux de dégât qu'à taux de dégât important.

1.2.4 Conséquences de l'abrouissement sur le pin maritime

Les altérations sur la tige principale peuvent provoquer des défauts irréversibles du plant. Selon le Cemagref et le GERE (1988) et l'ONC (1994), les conséquences de l'abrouissement sont de trois sortes :

Une mortalité des plants : les plants les plus jeunes ont de faibles chances de survivre après un abrouissement. Le risque est cependant plus élevé pour les semis que les plantations car les chevreuils risquent d'arracher complètement la jeune pousse. La mortalité devient pratiquement nulle sur les plants plus âgés. Elle n'arrive que si l'attaque est répétée où elle diminue fortement la hauteur de plus de 25 %.

Un retard de croissance : les abrouissements répétés de la pousse terminale réduisent la croissance en hauteur de l'arbre et peuvent le maintenir pendant des années à portée du gibier. Ceci dépend cependant de l'espèce de l'arbre, les résineux tels que le sapin pectiné subissent une plus forte réduction de croissance que les feuillus. Si l'atteinte concerne une forte proportion des pousses latérales, il peut également y avoir des effets de baisse de croissance par diminution de la photosynthèse.

Les études, menées par le Cemagref, le GERE et le GREGE (1987 à 1992) ont montré que sur 18 parcelles observées, 2 montraient des vitesses de croissance réduites par l'abrouissement, soit 11,1 %. Il est à remarquer que ces deux parcelles se trouvent dans les landes sèches, qui sont des milieux pauvres en ressource alimentaire pour les cervidés.

Une production de plusieurs pousses : lorsque le bourgeon terminal est abroui, il est remplacé par plusieurs bourgeons latéraux (cf. figure 3.6), le plant perd ainsi sa dominance apicale et la qualité sylvicole de l'arbre peut être altérée. Il est important de noter que le phénomène de fourchaison n'est pas lié uniquement à l'abrouissement mais également aux attaques parasitaires, au gel et aux grêles. Le Cemagref *et al.* (de 1987 à 1992) montrent que les plants abrouis ont 3 % de risque en plus d'être fourchus si le dégât a lieu la 2^{ème} année et 34 % de risques si l'attaque a lieu la 3^{ème} année. C'est la conséquence la plus importante de l'abrouissement (Cemagref *et al.*, 1989, 1992).

Figure 3.6 : Photos d'un arbre de pin maritime fourchu après un abroustissement



Christine SAINT-ANDRIEUX - ONC

Abroustissement de cervidés

Source : ONC, 1994.

Une relance de la croissance : le Cemagref, le GERE A et le GREGE (1988, 1989) découvrent que 8 parcelles d'expériences sur 18 enregistreraient une croissance significativement plus rapide que les arbres non abroustis soit 44 %. Les conséquences de l'abroustissement sont donc ambiguës.

1.3 Le frottis

1.3.1 Définition

Le frottis est dû aux mâles des cervidés (chevreuils et cerfs) qui frottent leur bois sur les tiges des jeunes arbres (Cemagref *et al.*, 1992). L'écorce est arrachée et la tige est dénudée et quelques fois même cassée. Il arrive souvent que ce type de dégât soit confondu avec l'écorçage mais il s'agit d'un dégât se caractérisant par la non consommation des lambeaux d'écorces, qui peuvent restés accrochés à la tige. Ce type de dégâts correspond à un comportement de marquage de territoire à la fois visuel et olfactif.

Selon l'ONC (1994), on distingue deux types de frottis :

Le frottis en période de frayure : les cervidés mâles portent des bois qui tombent chaque année. A la fin de la croissance, la peau qui les recouvre est devenue inutile. Les mâles s'en débarrassent en frottant leur bois aux arbres pour la décoller. Ce type de frottis est peu violent et se situe sur un seul côté de la tige.

Le frottis en période de rut : les mâles donnent des chocs violents sur les arbres afin d'éliminer leur agressivité, marquer leur territoire et laisser des signaux olfactifs.

Figure 3.7 : Photo d'un arbre frotté par un chevreuil



Source : CRPF Aquitaine, 2008.

1.3.2 Détermination de l'hauteur et de l'âge des frottis

Un arbre frotté ne montre pas d'impacts négatifs significatifs qu'à partir de leur troisième année. En effet, elles se retrouvent généralement à une hauteur non accessible aux animaux. Au Portugal, le diamètre moyen des arbres frottés par le chevreuil est de 3,2 cm et 7,6 cm pour le cerf (Ramos *et al.*, 2006).

Le frottis se situe généralement entre 20 et 80 cm de hauteur pour le chevreuil et entre 1 à 1,80 m de hauteur pour les cerfs (ONC, 1994). Des résultats similaires ont été trouvés dans d'autres régions telles qu'au Portugal où les frottis de cerfs se trouvent à 1,10 m de hauteur et ceux du chevreuil à 53 cm du sol (Ramos *et al.*, 2006).

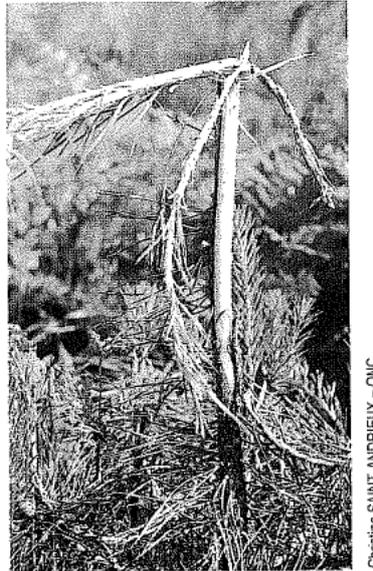
1.3.3 Quantification des arbres frottés par les cervidés

Le frottis est beaucoup moins connu que l'abroustissement et l'écorçage. Dans le rapport de l'Observatoire national des dégâts fait par le Cemagref, les taux de dégâts de frottis ont été regroupés avec ceux de l'abroustissement, ne nous permettant pas de quantifier les dégâts de frottis sur la forêt des Landes de Gascogne. Dans le parc de Montesinho, au Nord du Portugal, une étude montre que le taux de dégâts liés au frottis était proche de 50 % (Paiva, 2004 ; Ramos *et al.*, 2006). Ce résultat est difficile à transposer dans la région Aquitaine car le milieu est différent. En effet, la part de forêt dans ce parc est très faible puisque la densité moyenne des arbres est seulement de 80 à 100 arbres par hectare dans les forêts méditerranéennes portugaises alors qu'elle est d'environ 1 275 plants en moyenne dans les Landes.

1.3.4 Conséquences du frottis

L'arbre se casse généralement après un frottis. Le plant meurt dans 13,7 % des cas lors de la deuxième année et 18,2 % lors de la troisième année (Ballon, Maizeret, 1991).

Figure 3.8 : Conséquence d'un frottis sur un pin sylvestre



Christine SAINT-ANDRIEUX - ONC

Frottis violent sur pin sylvestre.

Source : ONC, 1994.

De plus, dans 25 % des cas, l'arbre présente une déformation ou une déficience (ONC, 1994).

1.4 Discussions

L'Observatoire national des dégâts des cervidés en 2000 est basé sur de relevés de dégâts sur terrain suivant des protocoles scientifiques rigoureux. La taille de l'échantillon est suffisante et est répartie de façon homogène sur tout le département des Landes. Les successions de relevés sur terrain ont permis de caractériser les dégâts et les déterminismes écologiques, de mettre en place des protocoles scientifiques de suivi des dégâts et de connaître les conséquences de ces derniers sur le développement de l'arbre.

Ces résultats donnent un aperçu global des taux de dégâts des cervidés sur le département des Landes au moment de ces relevés sur terrain. Ils sont cependant difficilement exploitables dans cette thèse pour les raisons suivantes. Premièrement, il n'y a pas de relation explicite avec la population de cervidés pour expliquer les variations spatiales des taux de dégâts. Deuxièmement, les relevés de terrain ont été effectués durant l'année 1999 uniquement, avant la tempête. Depuis deux séries de tempêtes sont passées dans la région Aquitaine. Comment ont évolué les choses près de 10 ans après ? Les impacts à long terme n'ont pas été suffisamment

traités. Enfin, l'observation des dégâts physiques n'indique pas les pertes économiques liées à ces dégâts.

2. Perception des dommages forestiers par les sylviculteurs

2.1 Contexte de la mise en place de l'observatoire des dégâts forestiers en Gironde

Les dégâts sylvicoles du grand gibier sont un sujet sensible dans le département de la Gironde. En effet, la forêt des Landes, étant une forêt de production, l'accroissement de la population de grand gibier y est une source de conflits entre les chasseurs et les sylviculteurs. Les sylviculteurs ont voulu pérenniser le suivi de l'évolution des dégâts forestiers étudiés durant l'Observatoire national des dégâts forestiers initiés par le Cemagref. En effet, les sylviculteurs constatent que ces problèmes de dégât des cervidés sont loin d'être résolus car les jeunes peuplements forestiers continuent d'être attaqués. La tempête de 1999 a été un facteur aggravant des dégâts car le milieu ouvert a été favorable à la croissance des populations de cervidés (Duncan *et al.*, 2009). Ce sera sans doute la même chose pour la tempête de 2009.

Lors de la réunion du Comité départemental de chasse et de faune sauvage du 4 mai 2004, il a été décidé de mettre en place un observatoire départemental des dégâts du grand gibier en Gironde. Il fonctionne actuellement sous la coordination de la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF) de la Gironde. Cette section analyse les premiers résultats de cet observatoire. Soulignons que le département de la Gironde est très proche des Landes du point de vue de la localisation géographique et des caractéristiques du milieu puisque le Massif des Landes de Gascogne s'étale sur ces deux départements, plus une petite partie sur le département du Lot-et-Garonne.

2.2 L'enquête menée par l'observatoire des dégâts

Depuis novembre 2004, un questionnaire sur les dégâts des cervidés a été envoyé à l'ensemble des sylviculteurs adhérents du Groupement de Productivité Forestière (GPF) du Médoc et tous ceux qui recevaient des aides pour boisement ou reboisement après les tempêtes de 1999. Les sylviculteurs qui ont été en contact avec les techniciens forestiers ont également reçu le questionnaire. Celui-ci est divisé en 5 parties. La première partie concerne les informations générales sur l'activité du sylviculteur :

La surface de la parcelle et la localisation géographique : Ces informations permettent de mesurer la variation des dégâts sylvicoles suivant les zones. On s'attend à ce qu'il y ait le plus de dégâts dans les communes ayant une densité de cervidés élevée.

Le type d'essences : L'échantillon obtenu par l'enquête concerne uniquement le pin maritime. En effet, c'est l'essence principale présente dans le département de la Gironde car les régénérations de feuillus restent marginales.

L'âge des peuplements : La nature des dégâts des cervidés change en fonction des stades de végétation. Si les abrouissements et les frottis concernent en général les jeunes pousses de moins de 3 ans, l'écorçage ne touche que les peuplements de 4 à 10 ans. Au-delà, les peuplements sont plus résistants (Cemagref *et al.*, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992).

Le mode de régénération : L'impact des cervidés peut varier suivant le mode de culture utilisé par les sylviculteurs. Selon les professionnels, la régénération artificielle par plantation serait plus touchée par les cervidés que la régénération naturelle et les semis. La faible densité d'installation ainsi qu'une plus forte appétence des plants sélectionnés en seraient les causes. En effet, la densité de plants en plantation est 4 fois plus faible que celle des parcelles en régénération par semis. Les parcelles en régénération par semis semblent ainsi offrir une plus grande capacité de charge en animaux.

Dans les deux modes de régénération, la présence de végétation d'accompagnement autour de l'essence principale participe à la protection de la régénération. Cette végétation crée malgré tout, une gêne pour la croissance de l'essence et constitue un risque accru de propagation d'incendie.

Dans la deuxième partie, on questionne les sylviculteurs sur les aspects qualitatifs et quantitatifs des dégâts. Les questions contiennent des informations sur :

Les types de dégâts : Cinq types de dégâts sont proposés dans le questionnaire dont les trois principaux : l'abrouissement, l'écorçage et le frottis, ainsi que deux autres types de dégâts qui sont le piétinement et l'arrachage.

La surface de parcelle touchée par type de dégâts : Il s'agit d'une estimation globale que les sylviculteurs donnent. Cette question a été difficile à remplir, notamment dans le cas où les dommages sont inégalement répartis car les sylviculteurs n'avaient pas utilisé de protocole particulier pour les relever.

Dans la troisième partie, on demande :

Le taux d'atteinte sur la parcelle, c'est-à-dire le rapport entre le nombre de tiges endommagées et le nombre total de tiges de la parcelle. Comme la question précédente, cette information demande une précision particulière de la part du sylviculteur.

Dans la quatrième partie, les sylviculteurs doivent répondre :

Les espèces responsables des dégâts. 6 modalités sont proposées dans le questionnaire : le cerf, le chevreuil, le sanglier, le lapin et le lièvre ainsi qu'une case indéterminée à remplir dans le cas où le sylviculteur n'a pas pu identifier l'espèce responsable. La distinction entre les espèces responsables des dégâts se fait à travers l'examen des traces au sol, des marques sur les troncs, etc. Parfois, cet examen est difficile à mener pour des non observateurs. De plus, les dégâts de cerfs ou de chevreuils peuvent être mêlés et peuvent être confondus.

Plan National Chablis : Enfin, il a également été demandé si la parcelle en question fait l'objet d'une aide dans le cadre de la reconstitution des peuplements détruits par la tempête de décembre 1999. L'une des clauses du contrat de financement est le respect des plans de chasse afin de garantir la protection des boisements. Par ailleurs, le sylviculteur doit également informer par écrit la DDAF des dégâts sur les parcelles financées afin que l'administration ou le détenteur du droit de chasse puisse étudier une éventuelle augmentation des prélèvements. Il peut ainsi être intéressant de voir s'il y a plus d'atteintes sur les parcelles détruites par les tempêtes en 1999. Dans cette enquête, il s'agit donc d'un constat des dégâts 5 ans après reconstitution sachant que les plus importants ont eu lieu durant les trois premières années.

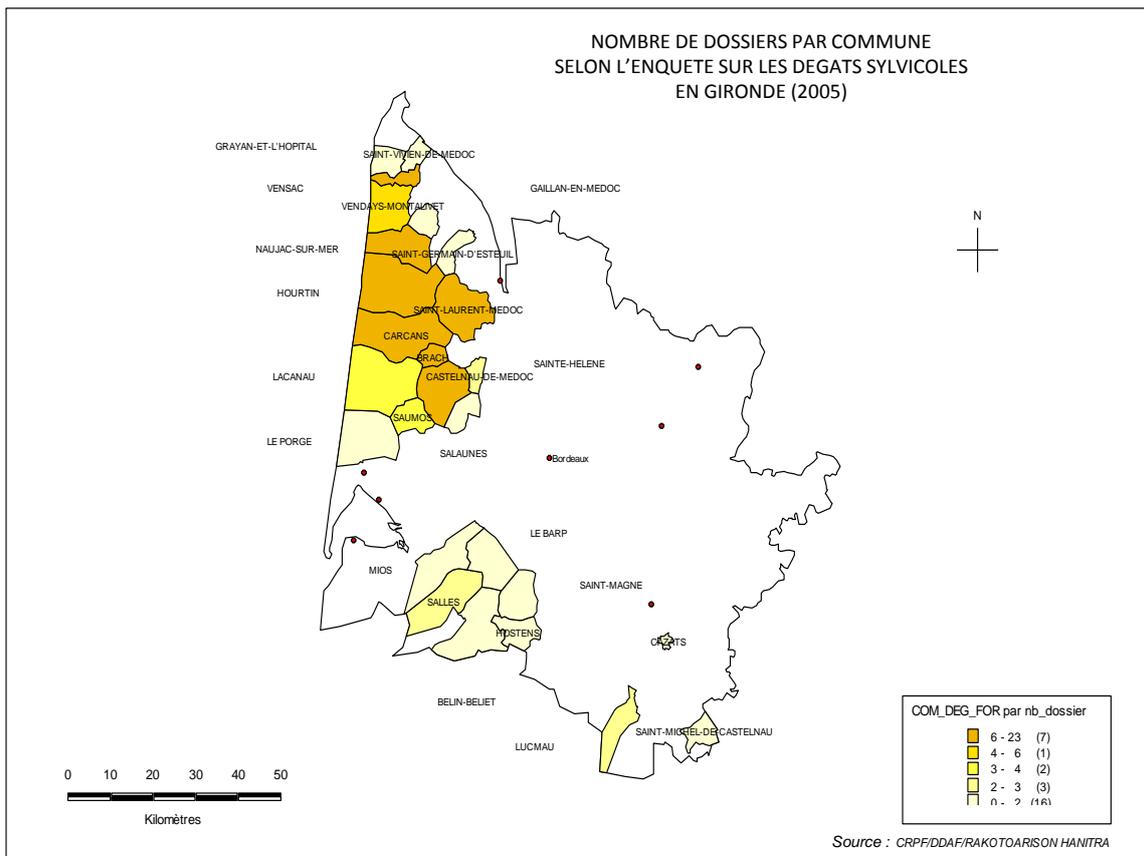
En février 2006, 60 sylviculteurs ont répondu au questionnaire. Ils concernent 1 300 ha de forêts de pin maritime réparties sur 104 parcelles. Pour donner une idée de comparaison, ce fut à peu près les mêmes surfaces de parcelles étudiées par l'Observatoire national des dégâts du grand gibier dans le département des Landes.

2.3 Analyse des données de l'enquête

2.3.1 Localisation géographique

29 communes en Gironde localisées dans les unités de gestion sur le Massif des Landes de Gascogne ont été concernées par l'enquête : il s'agit des unités de gestion du Médoc, de Belin Beliet, de Saint Symphorien et de Captieux. Le nombre de réponses est cependant très variable suivant les communes comme le montre la carte 3.4.

Carte 3.4 : Répartition géographique de l'échantillon des sylviculteurs ayant répondu à l'enquête



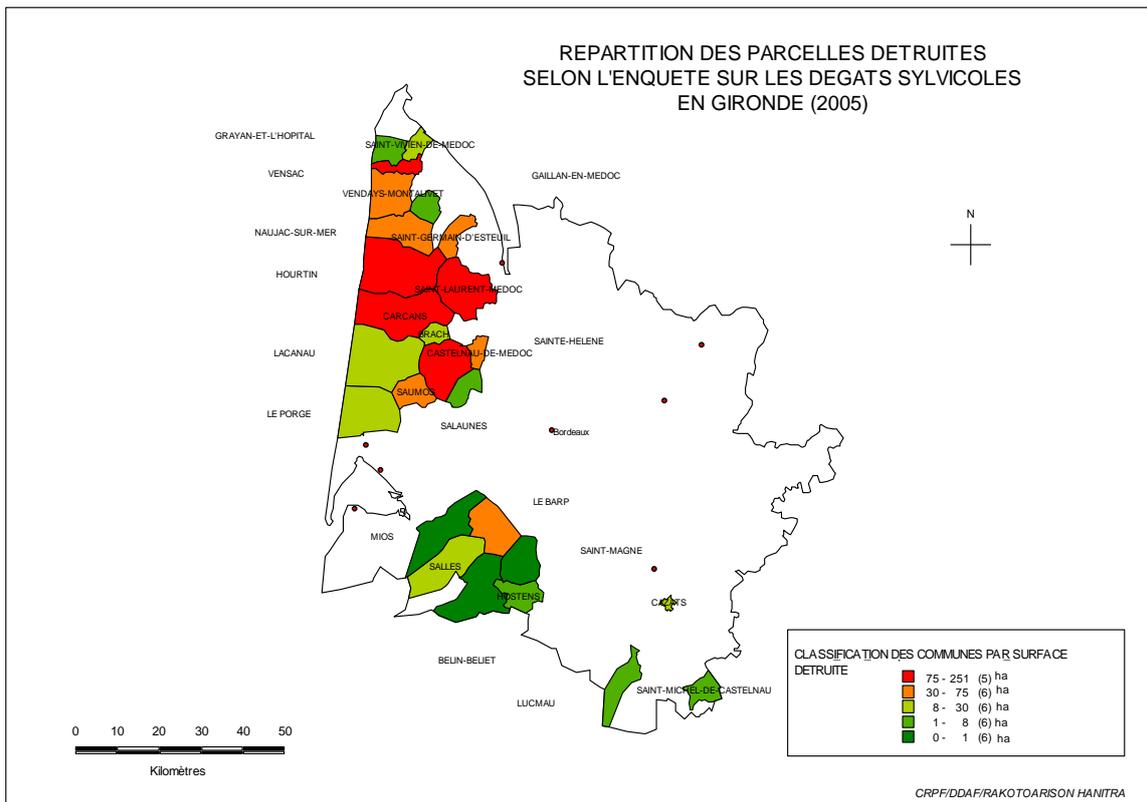
Source : Observatoire des dégâts du grand gibier par les sylviculteurs, 2006.

On observe que c'est dans les communes du Médoc que l'on enregistre le plus de réponses à l'enquête. Hourtin et Carcans arrivent en tête dans cette liste. Les sylviculteurs au Sud de la Gironde ont également répondu à la question mais ils ne représentent que 10,6 % de l'échantillon. Ce résultat montre l'intérêt du sujet pour les sylviculteurs du Médoc, un peu plus que ceux du Sud de la Gironde. Ceci peut indiquer l'existence d'une population de cervidés particulièrement nombreuse dans cette zone.

2.3.2 Les surfaces détruites par le grand gibier

Sur 1 303 ha de forêts de pin maritime observés dans cette enquête, 1 144 ha sont endommagés par le grand gibier, soit environ 88 % des surfaces observées. Ces surfaces détruites sont concentrées sur les communes de Hourtin (251 ha), Carcans (250 ha), Saint-Hélène (91 ha) et Vensac (73 ha). Ce sont des communes qui se trouvent au centre et au nord du Médoc comme le montre la carte 3.5. Il en ressort que seuls les sylviculteurs ayant constatés des taux de dégâts importants ont répondu à l'enquête, ce qui différencie l'enquête menée dans la Gironde de l'Observatoire national mis en œuvre par le Cemagref.

Carte 3.5 : Répartition géographique des parcelles touchées par les dégâts du grand gibier



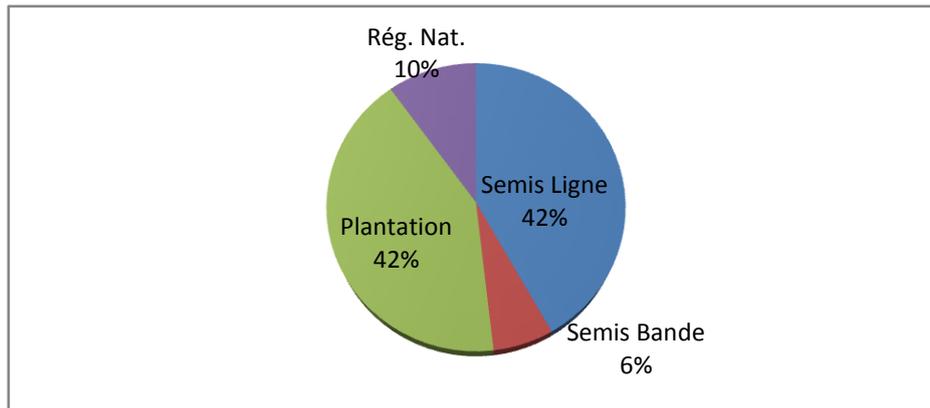
Source : Observatoire des dégâts du grand gibier par les sylviculteurs, 2006.

La surface moyenne endommagée par dossier est de 11 ha avec un écart type de 14 ha. La surface moyenne détruite par commune est de 76,6 ha avec un écart type de 78,4 ha. Le coefficient de corrélation entre les surfaces des parcelles touchées et les surfaces des communes est de 54 % montrant que les dégâts du grand gibier n'est pas un effet d'échelle d'observation.

2.3.3 Mode de plantation

42 % des sylviculteurs ayant répondu à cette enquête utilisent le semis en ligne, 42 % également effectuent directement des plantations (cf. figure 3.9). Cette dernière méthode est celle préconisée depuis plus de 30 ans dans le Massif Landais pour améliorer le rendement du pin maritime. En effet, avec ce mode de plantation, il est possible de faire une sélection des plants de pin maritime. Les méthodes de semis en bande et en régénération naturelle sont peu représentées dans l'échantillon de l'enquête. La surface des parcelles sous régénération naturelle est en effet faible dans le Massif des Landes de Gascogne car elle est limitée aux forêts littorales.

Figure 3.9 : Répartition de l'échantillon suivant les modes de plantation



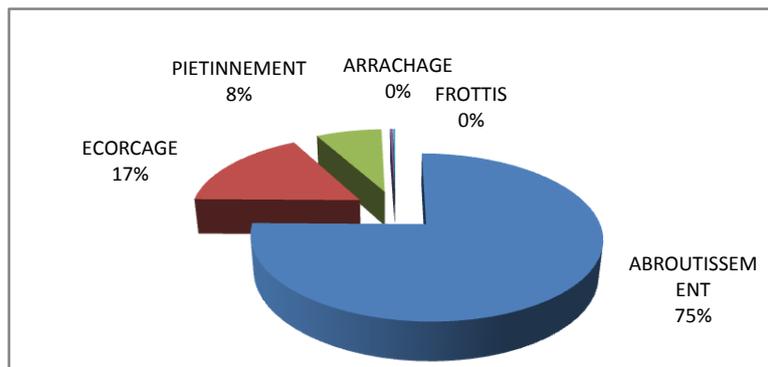
Source : Observatoire des dégâts du grand gibier par les sylviculteurs, 2006.

2.3.4 Surfaces touchées par type de dégâts

La figure 3.10 présente les différents types de dégâts identifiés par les sylviculteurs.

Dans 17,3 % des cas, les sylviculteurs n'ont pas donné de réponses sur l'estimation des surfaces suivant les types de dégâts. Pour le reste, les surfaces détruites se répartissent de la façon suivante :

Figure 3.10 : Répartition des surfaces détruites suivant les types de dégâts



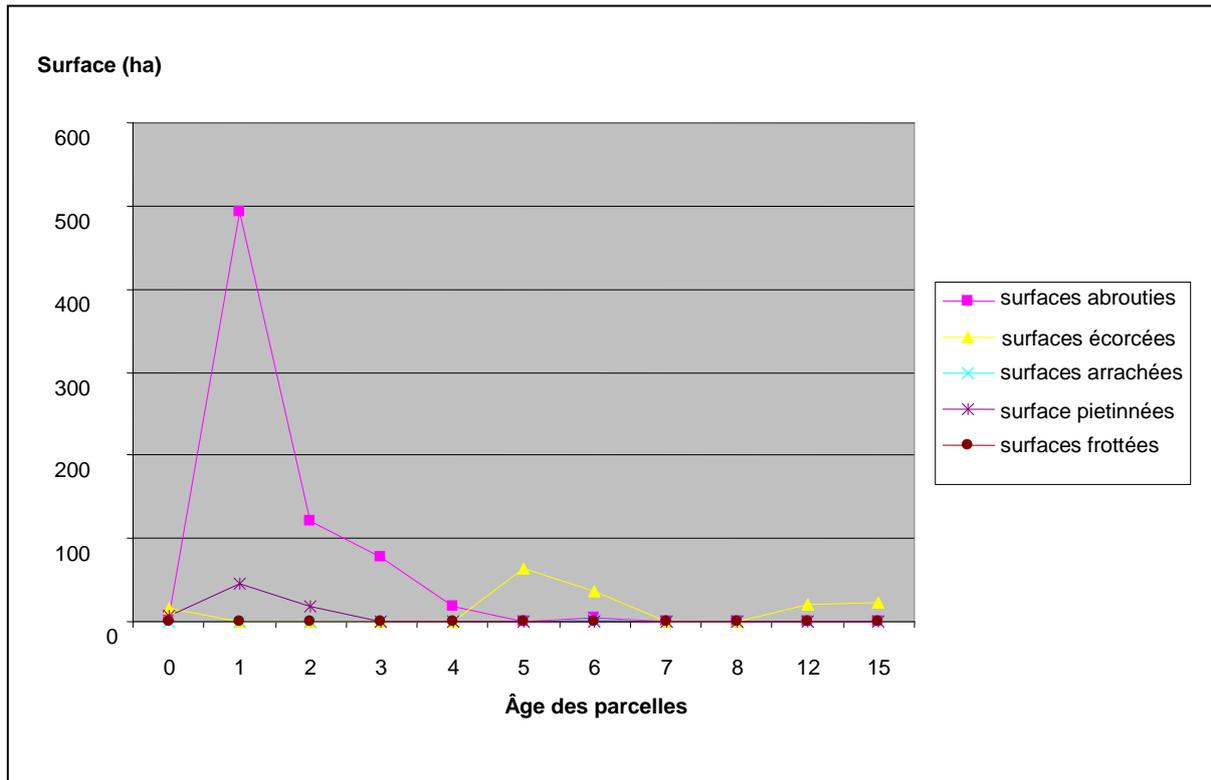
Source : Observatoire des dégâts du grand gibier par les sylviculteurs, 2006.

L'abrouissage concerne 75 % des surfaces de parcelles mesurées. L'écorçage ne représente que 16,84 % des surfaces.

2.3.5 L'âge de sensibilité des peuplements

Les parcelles observées dans cette enquête sont des jeunes peuplements d'âge moyen de 2,9 ans, avec toutefois un écart type moyen de 2,2 ans et une valeur maximale de 8 ans. La figure 3.11 montre la dynamique des différents types de dégâts suivant l'âge de la parcelle.

Figure 3.11 : Répartition des surfaces détruites par âge et par type de dégâts



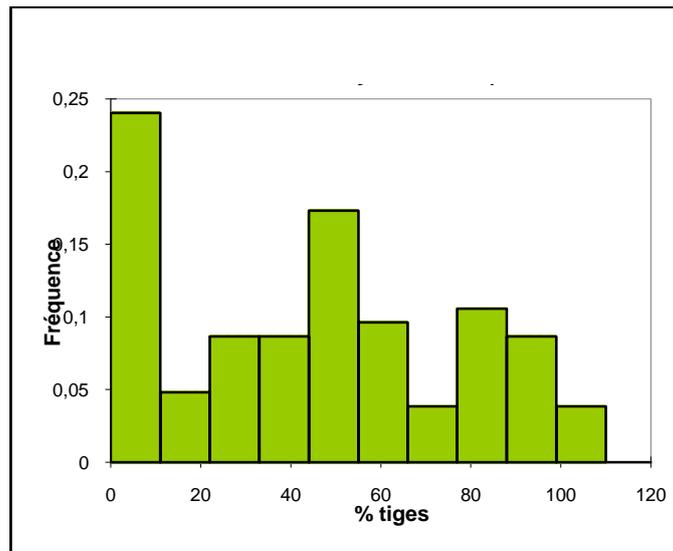
Source : Observatoire des dégâts du grand gibier par les sylviculteurs, 2006.

La tendance générale de ces courbes coïncident avec les résultats trouvés ailleurs (ex : Landes de Gascogne). En effet, l'âge moyen des parcelles abruties est de 1,52 an. Les problèmes d'abrutissement diminuent lorsque l'âge des parcelles observées augmente. Les écorçages n'apparaissent que sur des parcelles d'âge moyen de 6,25 ans, le frottis à 3,25 ans, l'arrachage à 2,57 ans et le piétinement à 3,25 ans.

2.3.6 Taux d'atteinte

Le taux d'atteinte moyen des parcelles est d'environ 44,79 % avec un écart type de 31,91 %. La dispersion autour de cette moyenne est cependant très forte comme le montre l'histogramme présenté dans la figure 3.12. Ce taux de dommage est supérieur à celui trouvé lors de l'Observatoire départemental des Landes qui était d'environ 20 à 25 % (Ballon, Hamard, 2003).

Figure 3.12 : Histogramme des taux de dégâts (tout type) mesurés par les sylviculteurs

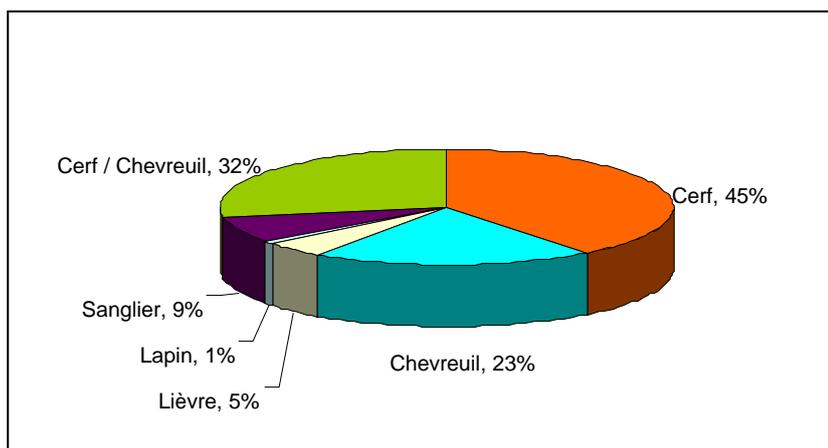


Source : Observatoire des dégâts du grand gibier par les sylviculteurs, 2006.

2.3.7 Les espèces responsables

Selon les avis donnés par les sylviculteurs, le cerf est l'espèce qui crée le plus de dégât dans 45 % des cas. Le chevreuil est considéré comme responsable des dégâts dans 23 % des cas. Dans 32 % des cas, on n'arrive pas à distinguer l'origine des dégâts entre le cerf et le chevreuil. Les sangliers seraient responsables de 9 % des dégâts, de même que le lièvre à 5 % et le lapin à 1 %.

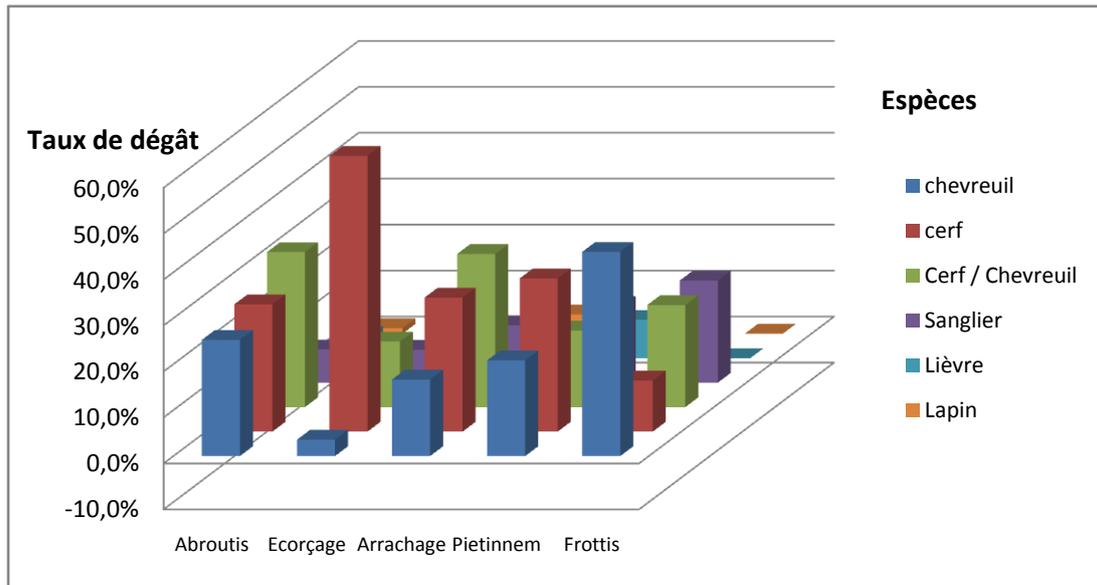
Figure 3.13 : Perception des espèces responsables des dégâts



Source : Observatoire des dégâts du grand gibier par les sylviculteurs, 2006.

Le croisement de ces informations avec la nature des dégâts permet de distinguer l'importance des différents types de dégât de chaque espèce.

Figure 3.14 : Répartition des surfaces détruites suivant des espèces

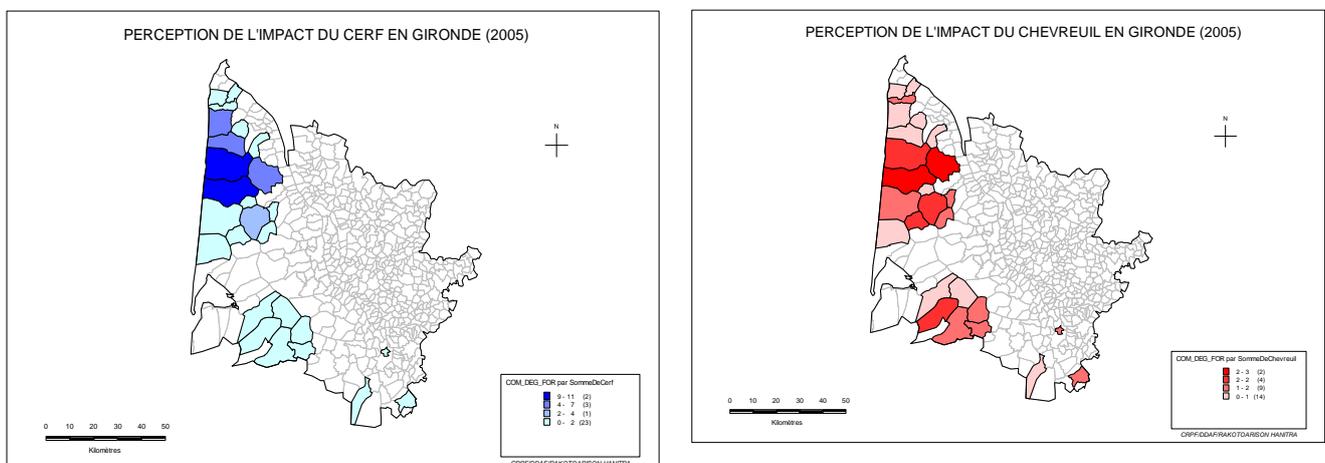


Source : Observatoire des dégâts du grand gibier par les sylviculteurs, 2006.

Ce graphique montre que le cerf et le chevreuil sont considérés comme les premiers responsables des dégâts sylvicoles : l'abroustissement dans 86,7 % des cas, l'arrachage dans 79,2 % des cas et le piétinement dans 70 % des cas. L'écorçage est lié principalement au cerf dans 75 % des cas. Les sylviculteurs n'identifient pas toujours les espèces responsables des dégâts. On a par exemple 3,6 % des réponses qui considèrent le chevreuil comme responsable des écorçages alors que ce type de dégâts est essentiellement dû aux cerfs.

Les avis sur les espèces responsables des dégâts sylvicoles sont différents suivant la localisation géographique. En effet, comme le montrent les cartes 3.6, l'impact du cerf est concentré autour de Hourtin, Carcans et les communes voisines alors que celui du chevreuil est perçu avec la même gravité jusqu'au Sud de la Gironde.

Carte 3.6 : Comparaison de la localisation géographique des dégâts du cerf et du chevreuil



Source : Observatoire des dégâts du grand gibier par les sylviculteurs, 2006.

2.3.8 L'impact de la tempête de 1999

Dans l'enquête, la moitié des parcelles avait bénéficié d'une subvention dans le cadre du plan Chablis. On a noté une plus grande importance des surfaces touchées par le grand gibier dans les parcelles subventionnées qui regroupent 74 % des surfaces touchées. Les dégâts d'abrouissement et de piétinement sont plus importants également sur les dossiers subventionnés.

2.4 Discussions

L'enquête de l'observatoire des dégâts du grand gibier fait un état des lieux de l'importance des dégâts sylvicoles par les cervidés. Sur les 104 parcelles concernées par l'enquête, il ressort plusieurs constats :

- ❖ Le nombre de parcelles présentant des dégâts est important mais les dégâts ne se présentent pas de la même façon dans l'espace. Les communes au centre et au Nord du Médoc semblent être les plus touchées (Hourtin, Carcans et Saint-Hélène).
- ❖ Les dégâts d'abrouissement sont les plus fréquents par rapport à les dégâts d'écorçage et de piétinement.
- ❖ Les plants de pin maritime sont encore plus sensibles aux dégâts des cervidés après les tempêtes de 1999.

Cette enquête aboutit aux principaux constats faits par le Cemagref dans le département des Landes. En effet, on retrouve plusieurs similitudes dont l'âge des parcelles abrouissées et écorcées, l'impact plus important sur les parcelles en plantation, etc.

L'enquête est cependant limitée pour les raisons suivantes :

- ❖ L'échantillon n'est peut-être pas représentatif de l'ensemble des sylviculteurs. Le nombre des réponses est faible : 104 parcelles. Le CRPF en Aquitaine est constitué par 24 200 propriétés de plus de 10 ha et représentant environ 1 million d'ha dans la région Aquitaine. Il n'est donc pas possible de tirer des conclusions pour l'ensemble de la région à partir de ces données.
- ❖ L'estimation des taux de dégâts nécessite l'application des méthodes précises développées par l'ONCFS, le Cemagref, le CNRS.... Ces méthodes n'ont pas encore été appliquées. Il n'y a pas eu de suivi technique et de vérification des

déclarations sur terrain. La mise en œuvre de ce travail nécessite des moyens humains, financiers et des compétences techniques précis sur le problème. Cette enquête manque ainsi de précision mais sur le fond elle nous montre que c'est un problème qui inquiète les sylviculteurs.

- ❖ Par ailleurs, on se pose la question de l'existence de biais sur l'enquête. En effet, il est fort possible que ce soit uniquement les sylviculteurs qui constatent de forts dégâts qui ont renvoyé le questionnaire, ici il s'agit des sylviculteurs de la région du Médoc. Cela ne peut donc pas donner de résultats pour mesurer le niveau de dommage sur le département. Les sylviculteurs remplissent librement leur fiche. Ainsi même s'il n'était pas encore question d'indemniser les dégâts à la date de l'enquête, le comportement de l'enquêté pourrait s'orienter vers une tendance à surestimer les dégâts. Il peut y avoir également d'autres raisons pratiques (disponibilité, éloignement...) ou plus profondes (niveau d'éducation, entente avec les chasseurs, comportement individuel...) qui incitent les sylviculteurs à répondre à l'enquête.
- ❖ L'enquête actuelle essaye de quantifier et de localiser les atteintes aux régénérations mais elle n'indique pas les pertes économiques subies par les sylviculteurs.

Les sylviculteurs ont également mis en place l'observatoire des dégâts forestiers pour recenser les dégâts des cervidés. Force est de constater que toutes ces méthodes de relevés sur terrain aboutissent à des résultats trop variables d'un site à un autre et d'une année à une autre. Par ailleurs, ces résultats aussi bien ceux des scientifiques que des professionnels sont des observations à un instant donné. L'aspect temporel joue un rôle important dans la compréhension des dommages forestiers car il s'agit d'un impact à long terme des cervidés sur les forêts. Mener une analyse statistique sur ces données nous semble actuellement une démarche difficile et aléatoire.

3. Construction de modèles dynamiques de simulation des dommages forestiers

Les cervidés engendrent des dégâts forestiers mais on pourrait dire aussi que les forêts attirent les cervidés et contribuent à leur forte croissance. La relation forêt-cervidés est complexe car elle nécessite une étude plus approfondie des processus écologiques. Les deux approches que

nous avons vues dans les paragraphes précédents nous montrent l'importance du volume d'information nécessaire pour mesurer les taux de dégâts des cervidés. Des questions importantes qui n'ont pas trouvé de réponses subsistent notamment : qu'est ce qui explique réellement les variations des taux de dégâts ? Quelle est la relation entre l'évolution de la population des cervidés et les taux de dégâts ? Qu'est ce qu'un équilibre sylvo-cynégétique ? Et surtout, quels sont les impacts économiques des dégâts forestiers ?

Le pin maritime est une espèce sylvicole dotée d'un niveau élevé de réaction et de cicatrisation. Les études du Cemagref montrent que les dégâts du grand gibier ne conduisent pas systématiquement à la mortalité des plants mais ils peuvent perturber la gestion sylvicole. En effet, ils peuvent générer des interventions sylvicoles supplémentaires, une altération de la qualité du bois, un retard de croissance ou des manques de densité. La question qui se pose est de déterminer si les dégâts du grand gibier mettent effectivement en péril la rentabilité de l'investissement forestier. Pépin *et al.* (2006) soulignent l'intérêt d'une étude à long terme des relations forêts-cervidés.

Une des solutions pour comprendre le fonctionnement du système est de créer des modèles systémiques et dynamiques pour évaluer les dommages forestiers liés aux cervidés.

3.1 Généralités sur les modèles dynamiques

3.1.1 Revue de la littérature

L'approche par les modèles dynamiques consiste à considérer un système fermé dans lequel des interactions ont lieu entre les différents éléments qui le composent. Les modèles dynamiques cherchent à comprendre le fonctionnement du système dans sa complexité et étudie son évolution à long terme. Cette approche n'est pas nouvelle dans d'autres domaines de l'économie. Ils ont émergés vers les années 1960, avec les travaux de Forrester en 1969 sur la dynamique de la population urbaine avec une l'hypothèse de saturation des ressources. Il avait montré l'intérêt du traitement informatique pour analyser des systèmes complexes incluant les industries, les villes et l'écosystème mondial. Son modèle a été développé avec le logiciel Dynamo qui est similaire à Stella, Vensim, Powersim, etc. Ses travaux ont été appliqués à des grandes villes aux Etats-Unis et même à l'échelle mondiale dans son célèbre ouvrage *World dynamics* (Forrester, 1973).

L'application des modèles dynamiques est assez répandue dans la gestion de l'environnement. Cependant, les publications scientifiques sur les modèles de gestion de la faune sauvage est

rare comme le soulignent Cavana et Ford (2004). Ils recensent uniquement cinq travaux sur la faune sauvage dans la revue «*System Dynamic review*» contre 372 sur l'énergie. Ces travaux sont orientés plus vers la gestion biologique de la population que l'aspect économique ou social. Ford (1999) crée un modèle de simulation des cerfs en présence de prédateurs (loups) et d'autres espèces animales sur le Plateau de Kaibab dans la région de Colorado. Il l'utilise également pour comprendre la baisse de la population de saumons en Colombie du fait de la présence des serpents d'eau. Faust *et al.* (2004) modélisent les évolutions de la population d'ours dans le parc de Yellowstone et dans les zoos.

Sur les liens entre les cervidés et les forêts, Tremblay *et al.* (2004) ont fait une revue de la littérature intéressante des modèles qui quantifient les impacts des herbivores sur le milieu. Ils classent les modèles suivant deux catégories : les modèles ascendants ou « *bottom-up* » et les modèles descendants ou « *top-down* ». Les premiers simulent le recrutement, la gestion sylvicole, la croissance et la mortalité des plants par génération à partir des équations mathématiques. Nous citons en particulier FORGRA (Jorritsma *et al.*, 1999), FORSPACE (Kramer *et al.*, 2001, 2003). D'autres modèles dont SAVANNA (Weisberg et Coughenour, 2003) intègrent d'autres systèmes écologiques tels que le cycle de l'eau dans les modèles. Les deuxièmes types de modèles partent des données cartographiques (ex : cartographie de l'âge de chaque parcelle) et exploitent l'aspect qualitatif (présence ou absence) pour faire des prévisions. Plant *et al.* (1999) développent par exemple un modèle qualitatif de simulation des dégâts. Tester *et al.* (1997) utilisent des cartes provenant du SIG sur la température, le feu et la densité de la population pour prévoir la gestion sylvicole. Notre travail va se situer dans la catégorie des modèles ascendants.

3.1.2 Les objectifs de la création de nouveaux modèles forêts-cervidés sur le Massif des Landes de Gascogne

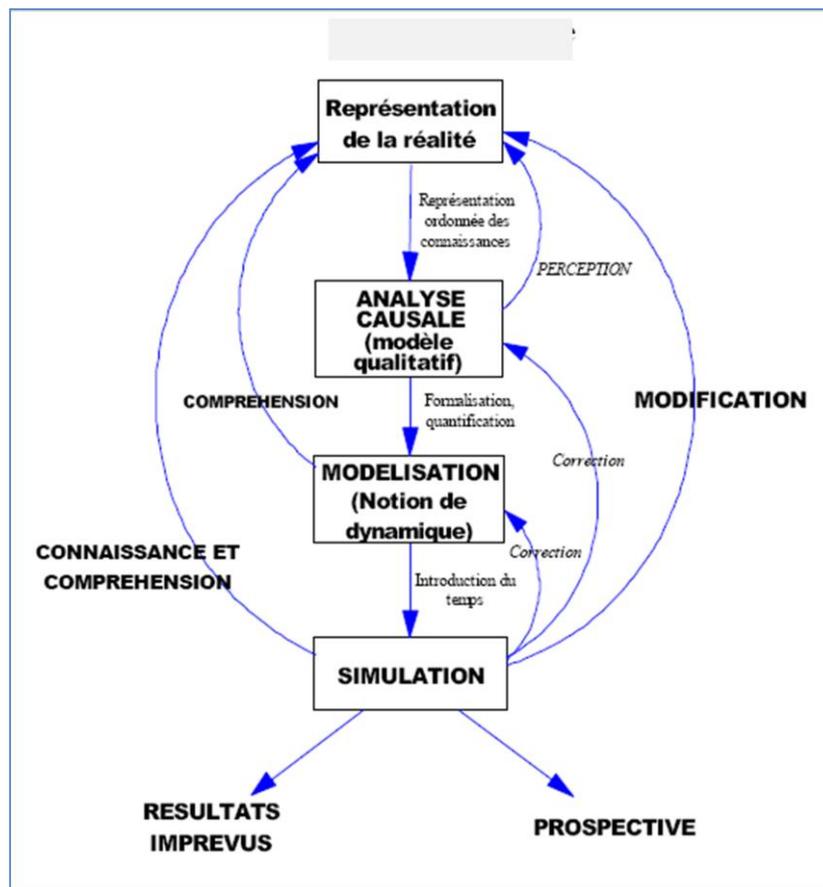
Le but est de reproduire le fonctionnement du système forêt-cervidés à partir de la connaissance scientifique sur la question. Nous avons choisi de créer d'autres modèles pour plusieurs raisons : (i) l'accessibilité : ces modèles ne sont pas disponibles au grand public et les publications s'y attachant sont rares et incomplètes, (ii) l'évaluation économique : les modèles cités précédemment sont uniquement des modèles biologiques et les travaux qui traitent des coûts engendrés par les cervidés sont très rares et n'intègrent pas toute la complexité des phénomènes biologiques (Gill, 1992, Wam *et al.*, 2005, Ward *et al.*, 2004, Skonhoft, Olaussen, 2005, Nilsen *et al.*, 2009), (iii) l'application à la zone d'étude : on veut intégrer les caractéristiques spécifiques à la région Aquitaine où la question semble avoir un

enjeu économique important mais non mesuré jusqu'ici. Nous avons utilisé le logiciel Vensim version DSS (Decision Support System) pour créer les modèles car il offre une interface facile à manipuler, une possibilité d'intégrer des équations scientifiques complexes et dans un cadre dynamique.

3.1.3 La démarche systémique

Compte tenu de l'inexistence de données exploitables sur les dégâts forestiers provoqués par le grand gibier, la construction des modèles dynamiques semble être l'approche la plus intéressante. La figure 3.15 présente la démarche générale de la modélisation systémique. La création des modèles s'est effectuée en quatre étapes : (i) une compréhension du problème par une analyse bibliographique puis un échange avec les sylviculteurs et les scientifiques ; (ii) une analyse causale afin d'établir les liens de cause à effet sur les dommages forestiers ; (iii) une modélisation sur le logiciel Vensim et (iv) le lancement de plusieurs scénarios afin de faire des projections dans le futur. En pratique, la création des modèles a nécessité de faire plusieurs aller-retours entre la littérature, les professionnels et la plateforme de modélisation pour corriger les modèles.

Figure 3.15 : La démarche systémique



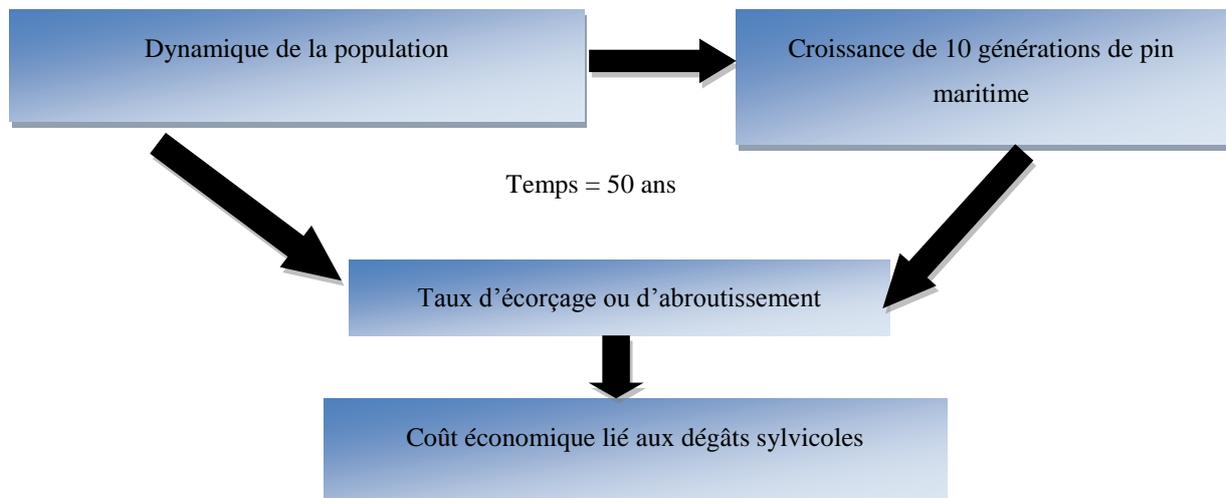
Source : Karsky et Donnadiou, 2002.

3.1.4 La structure des modèles forêts-cervidés

La revue de la littérature sur la question a montré que le cerf élaphe (*Cervus Elaphus*) est la principale espèce responsable de l'écorçage sur le pin maritime. Le chevreuil (*Capreolus capreolus*) engendre quant à lui des dégâts alimentaires tels que l'abrutissement. Deux modèles de simulation ont été créés pour ces deux types de dégâts forestiers qui s'attachent à la relation d'équilibre entre la chasse et la sylviculture, appelée communément « *équilibre sylvo-cynégétique* ». Ces deux modèles sont présentés dans leur globalité dans les annexes 7 et 8. Ils sont basés sur la même structure (figure 3.16) mais présentent des différences sur les types dégâts forestiers et donc sur des types d'impacts traités.

Les modèles dynamiques se décomposent en trois parties bien distinctes : une partie biologique, qui décrit la dynamique de la population, une deuxième partie sylvicole, qui décrit l'évolution d'une parcelle de pin maritime en mode de plantation et enfin une partie économique qui analyse les pertes économiques dues aux dégâts des cervidés et les coûts de réparation possibles.

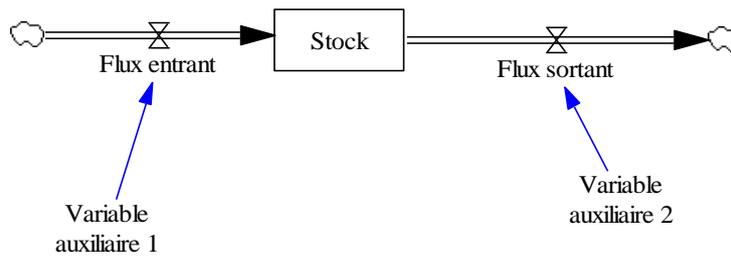
Figure 3.16 : Structure des modèles dynamiques



3.1.5 Les éléments composants les modèles dynamiques

Les modèles sont composés d'un ensemble de variables de stock, de variables de flux et enfin de variables auxiliaires. La représentation graphique de ces différents types de variables sur le logiciel Vensim est illustrée par la figure 3.17.

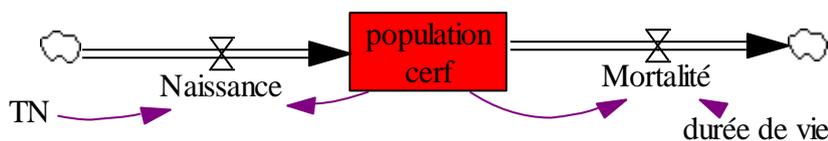
Figure 3.17 : L'interface graphique de la modélisation sur Vensim



Les flèches avec des doubles lignes se terminant par une forme de nuage, représentent les flux physiques ou « variables de flux ». Ils alimentent ou diminuent la « variable de stock » qui est la variable encadrée, il s'agit d'une variable qui se cumule par année. Les variables de flux et de stock ont les mêmes unités. Les flèches avec des lignes simples sont des liens ou « connecteurs » qui lient les variables entre elles. Les connecteurs peuvent être reliés également à des « variables auxiliaires », qui ne sont ni des stocks ni des flux.

Dans les deux modèles, plusieurs variables de stock ont été créées : la population d'animaux (cerfs et chevreuils), le nombre de tiges de pin maritime « saines » par hectare, le nombre de tiges de pin maritime endommagées par hectare, et enfin les coûts économiques. Ces variables sont alimentées par une variable de flux entrant et sortant. La figure 3.18 montre par exemple le fonctionnement d'un stock de population de cerfs.

Figure 3.18 : Un exemple de fonctionnement d'un stock : cas de la population de cerfs



Le nombre de cerfs présents dans les forêts augmente avec la « naissance » et diminue avec la « mortalité ». Ici, les connecteurs illustrent le fait que les naissances et les mortalités dépendent de la population en question. Si celle-ci est élevée, alors les naissances et les décès le seront également. Les naissances sont déterminées par le taux de natalité (*TN*) et les mortalités sont calculées à partir de la durée de vie. Ce sont des variables auxiliaires fixes qui sont posées lors de l'étape du paramétrage du modèle.

Ce travail s'attache à rassembler les résultats des biologistes à la fois sur le fonctionnement des populations de cervidés et sur les systèmes forestiers. Nous utiliserons également les informations recueillies auprès des acteurs concernés (sylviculteurs et chasseurs) pour calibrer les modèles à des données réelles. Sans idée préconçue au départ sur les formes et les résultats

obtenus, c'est l'approche théorique et l'aspect pratique du problème qui nous ont poussés à construire des modèles couplant la dynamique de la population, la croissance des forêts et l'économie.

3.2 La dynamique de la population

3.2.1 Le modèle théorique de croissance logistique

Nous avons construit un modèle de population non structurée. Même si on sait pertinemment que la croissance de la population dépend du nombre de mâles, de femelles et de faons (Gaillard, 1998 ; Kjellander *et al.*, 2004), des données détaillées sur le nombre de cervidés par classe d'âge et sexe ne sont pas disponibles pour calibrer le modèle. Nous avons pris comme hypothèse qu'ils sont tous égaux face aux dégâts qu'ils peuvent générer sur le milieu. C'est une hypothèse réductrice mais des travaux en biologie ont montré qu'il n'y a pas de différence significative sur les quantités de biomasse ingérées par les mâles et les femelles (Jong, 1995). Dans ce cas, la simplicité du modèle sur la dynamique de la population devient un avantage pour étudier les relations avec le milieu.

Le modèle logistique décrit une croissance exponentielle de la population jusqu'à ce que la capacité de charge maximale du milieu soit atteinte, ce qui correspond à une situation de déséquilibre. La population ne peut plus croître dans de bonnes conditions du fait de la concurrence spatiale et alimentaire. De plus, elle engendre des impacts forts sur le milieu. Ce modèle est adopté dans de nombreuses études théoriques en économie (Clark, 1990). La dynamique de la population est écrite de la façon suivante :

$$\dot{N} = \frac{\partial N}{\partial t} = rN \left(1 - \frac{N}{K} \right) \quad (3.1)$$

Dans un modèle à temps discret, la population à $t+1$ est donnée par l'équation suivante :

$$N(t+1) = N(t) + rN(t) \left(1 - \frac{N(t)}{K} \right) \quad (3.2)$$

La première partie de cette équation $N(t)$ correspond au stock de population de faune sauvage dans le milieu de l'année en cours qui va déterminer le stock de population l'année suivante. Ce terme introduit une relation temporelle forte entre les générations d'animaux. L'accroissement de la population de cervidés est le résultat de l'historique de la population depuis son installation dans la région.

La deuxième partie de cette équation de dynamique de la population est liée à la croissance naturelle de la population. Celle-ci est obtenue en multipliant $N(t)$ avec le taux de croissance maximal intrinsèque de la population noté r . Ce dernier vient de la différence entre le taux de naissance noté TN et le taux de mortalité noté TM , $r=TN-TM$. Le taux de mortalité est l'inverse de la longévité moyenne des cervidés notée L . Ce taux de croissance maximal est obtenu dans les meilleures conditions. Les modèles de Gordon et Schaeffer sur la pêche (Gordon, 1954) et le modèle de Forrester (Forrester, 1969, 1973) sur la dynamique urbaine ont cependant montré depuis longtemps la limite à la croissance de la population.

Dans notre cas, cela traduit l'idée que les cervidés ne peuvent pas croître indéfiniment suivant une croissance infinie dans le milieu. C'est la raison de l'utilisation de la notion de capacité de charge notée K . Elle correspond au nombre d'animaux maximal que le milieu peut supporter. La population continue d'augmenter tant que celle-ci se trouve en dessous de la capacité de charge K , au-delà la croissance est ralentie voire nulle. Les biologistes appellent ce phénomène la « densité de dépendance ». Kjellander *et al.* (2004) à Dourdan (France) et à Bogesund (Suède) montrent que ce phénomène de densité de dépendance est lié à une concurrence alimentaire. A long terme, trois impacts sur les chevreuils sont constatés : (i) une baisse du poids des faons (Gaillard *et al.*, 2000 ; Pettorelli *et al.*, 2003) et des adultes (Pettorelli *et al.*, 2002); (ii) une fréquence des maladies ; (iii) une baisse de la fertilité des femelles et une augmentation des mortalités qui va diminuer ou annuler le taux de croissance de l'ensemble de la population (Albon *et al.*, 1983). Le paramètre K introduit un *feedback* sur la population des cervidés car il s'agit d'une autorégulation naturelle de la population.

D'autres auteurs avancent également que les situations de surpopulation est la cause des migrations des espèces vers de nouveaux milieux (Clutton-Brock, 1989; Focardi *et al.*, 2002). Ceci est assez intuitif puisque les animaux vont essayer de migrer vers de nouvelles zones pour chercher d'autres sources alimentaires. Ceci n'est pas pris en compte dans le modèle puisqu'il est calibré à l'échelle régionale. Les cervidés sont supposés rester dans le Massif Landais car ce sont des espèces territoriales. Par ailleurs, le Massif des Landes de Gascogne est relativement isolé des autres régions forestières même s'il peut y avoir des échanges avec les zones boisées avoisinantes.

La figure 3.19 présente la structure du modèle de dynamique de la population. Nous allons expliquer chaque composante du modèle ainsi que les équations mathématiques derrière cette interface graphique.

3.2.1.1 La chasse

La population de cervidés que nous étudions, fait partie des espèces chassables en France. Il est ainsi important d'inclure un flux de mortalité lié à la chasse. Si $H(t)$ est le nombre de prélèvements des chasseurs chaque année, l'équation de la dynamique de la population devient :

$$N(t+1) = N(t) + rN(t) \left(1 - \frac{N(t)}{K} \right) - H(t) \quad (3.3)$$

La chasse répond à une demande d'usage pour les chasseurs comme nous l'avons étudié dans la première partie de cette thèse. Nous considérons ici la somme totale de la demande de l'ensemble des chasseurs dans le Massif des Landes de Gascogne notée $H(t)$. Les prélèvements des chasseurs sont cependant régulés par le plan de chasse instauré par le planificateur noté $PDC(t)$. Celui-ci fixe le nombre d'animaux à chasser au maximum sur un site donné.

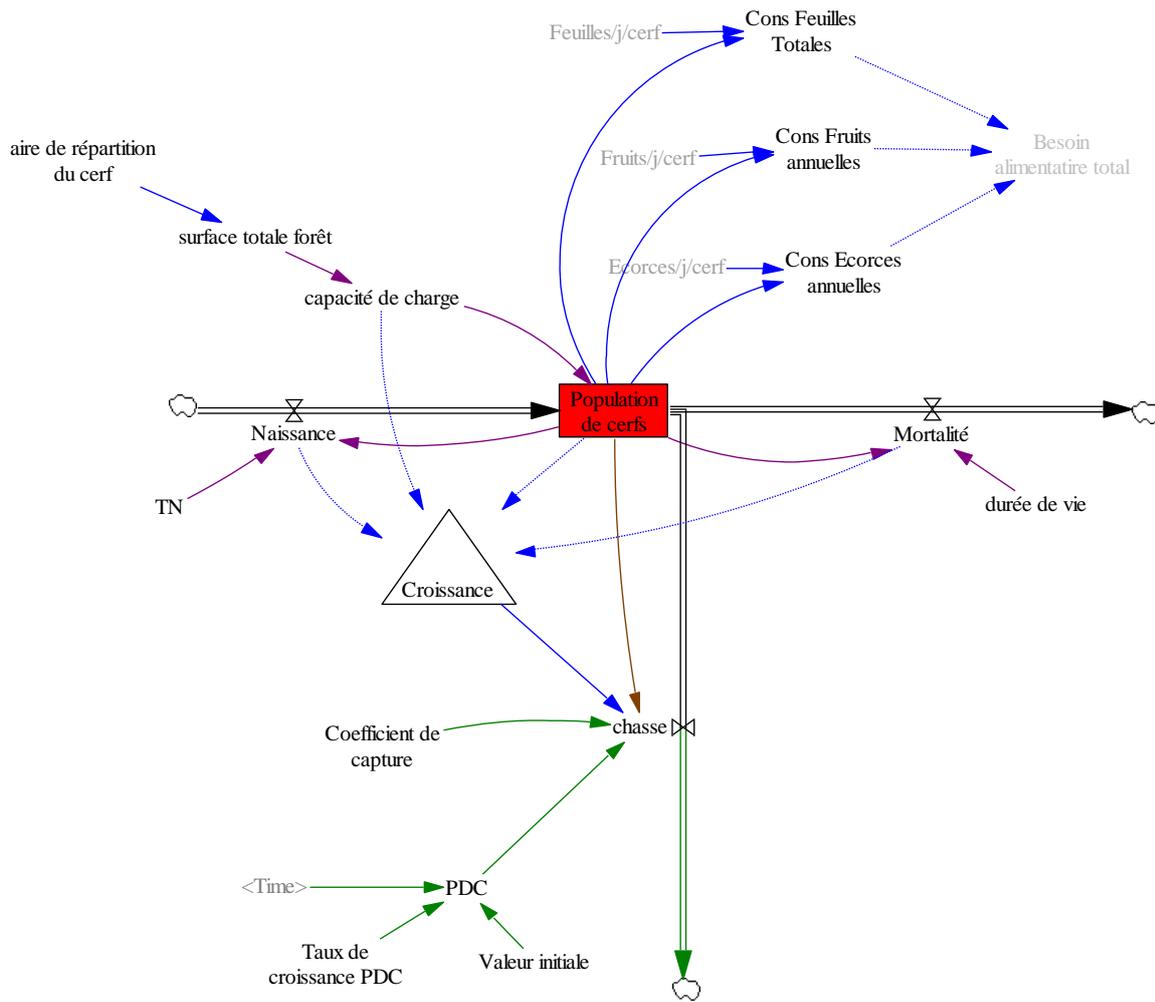
Par rapport aux chiffres sur les réalisations des plans de chasse, on constate cependant que le plan de chasse n'est jamais réalisé à 100 %. Si q est le coefficient de capture des chasseurs, la chasse est donc obtenue de la façon suivante :

$$H(t) = q \cdot PDC(t) \quad (3.4)$$

Par ailleurs, le plan de chasse change chaque année dans le Massif Landais suivant la politique définie par les départements. Nous allons construire une fonction qui relie le plan de chasse initial noté $PDC(0)$ avec le taux de croissance fixé par la commission d'attribution des PDC noté g . L'évolution de la croissance des tableaux de chasse est donc de la forme suivante :

$$PDC(t) = PDC(0) \times (1+g)^t \quad (3.5)$$

Figure 3.19 : Le modèle de dynamique de la population : le cas du cerf.



3.2.1.2 L'équilibre biologique

L'équilibre biologique est atteint lorsque la taille de la population reste constante. De façon analytique, le problème devient :

$$\dot{N} = \frac{\partial N}{\partial t} = rN(t) \left(1 - \frac{N(t)}{K} \right) - H(t) = 0 \quad (3.6)$$

$$H(t) = rN(t) \left(1 - \frac{N(t)}{K} \right) \quad (3.7)$$

Cette équation montre que la chasse doit prélever exactement la croissance de la population, c'est-à-dire la différence entre les naissances et les décès, pondérée par la capacité de charge du milieu pour arriver à stabiliser la population.

3.2.1.3 Les besoins alimentaires

Les cervidés chercheront à satisfaire leurs besoins énergétiques à travers leur alimentation. Les cervidés ont des comportements alimentaires différents suivant les saisons. Les chevreuils consomment par exemple plus de fruits en été. Les modèles élaborés fonctionnent à pas de temps annuel, ce qui soulève des difficultés de prise en compte des comportements alimentaires saisonniers. De plus, des études du contenu de l'estomac des chevreuils montrent que la proportion de pin maritime semble être stable au cours du temps (Maizeret, 1983). La consommation annuelle des cervidés notée $C_{br}(t)$ qui correspond à la biomasse ingérée par la population durant l'année t est obtenue avec l'équation suivante.

$$C_{br}(t) = p \cdot \text{Biomasse}/j/\text{animal} \cdot 365 \cdot N(t) \quad (3.8)$$

p désigne la proportion de pin maritime dans la ration journalière de l'animal. Il s'agira des branches pour l'étude de l'abroustissement par les chevreuils et des écorces pour l'étude de l'écorçage par les cerfs. « Biomasse/j/animal » désigne la biomasse totale ingérée journalièrement par un animal. 365 désigne le nombre de jours dans l'année. $N(t)$ est le nombre d'animaux à l'instant t qui est calculé avec l'équation précédente de la dynamique de la population.

En considérant que la quantité de pin maritime ingérée par un cervidé est fixe, la consommation alimentaire va évoluer proportionnellement à la dynamique de la population. En réalité, cette hypothèse est discutable car les cervidés sont capables d'adapter leur comportement alimentaire en fonction de la digestibilité des autres plantes et de la disponibilité du pin maritime. Ceci rejoint les hypothèses de Mitchell (2001) qui a montré l'existence d'autres types de fonctions de dommage non linéaires.

Le tableau suivant résume les variables et les paramètres utilisés dans le modèle de la dynamique de la population.

Tableau 3.1 : Liste des variables utilisées dans le modèle de dynamique de la population

| Variable | Description |
|-------------|---|
| $N(t)$ | Nombre d'animaux à l'instant t |
| r | Taux de croissance maximal spécifique à l'espèce (%) |
| TN | Taux de naissance (%) |
| TM | Taux de mortalité (%) |
| L | Longévité moyenne (années) |
| K | Capacité de charge maximale du milieu (animaux) |
| $H(t)$ | Chasse à l'instant t (animaux) |
| q | Coefficient de réalisation des PDC (%) |
| $PDC(0)$ | Nombre d'animaux défini initialement par le plan de chasse (animaux) |
| g | Taux de croissance annuel moyen des plans de chasse (%) |
| $C_{br}(t)$ | Quantité de biomasse totale ingérée par la population par an (kg/an) |
| α | Pourcentage d'écorces de pin maritime pour le cerf, de jeunes pousses de pin maritime pour le chevreuil dans leur régime alimentaire. |

3.2.2 Paramétrage du modèle pour le cerf élaphe

Contrairement au modèle de dommage agricole, les modèles forestiers sont ici calibrés sur les données agrégées de la chasse dans l'ensemble du Massif des Landes de Gascogne. Construire un modèle de simulation à l'échelle communale nécessiterait une trop grande quantité d'informations, dont on ne dispose pas. L'échelle des départements n'a pas été choisie puisque le Massif des Landes de Gascogne est localisé sur trois départements voisins : la Gironde, les Landes et une petite partie du Lot-et-Garonne. Les forêts de pin maritime y forment une seule unité biogéographique.

Encadré 3.2 : Biologie du cerf

Nom scientifique : *Cervus elaphus*

Poids : 130 et 250 kg

Hauteur : entre 1,10 m et 1,40 m pour mâles ; 1m et 1,20 m pour les femelles

Période du rut : septembre/octobre

Durée de gestation totale : 8 mois

Mises bas : fin avril à fin juin

Nombre de jeunes : 1 faon par portée

Longévité maximale : 20 ans

Habitat : 1 500 à 5 000 ha, pour les mâles ; entre 700 et 1 500 ha pour les femelles.

Alimentation : 15 à 20 kg de végétaux frais par jour, varie en fonction des disponibilités et des saisons.



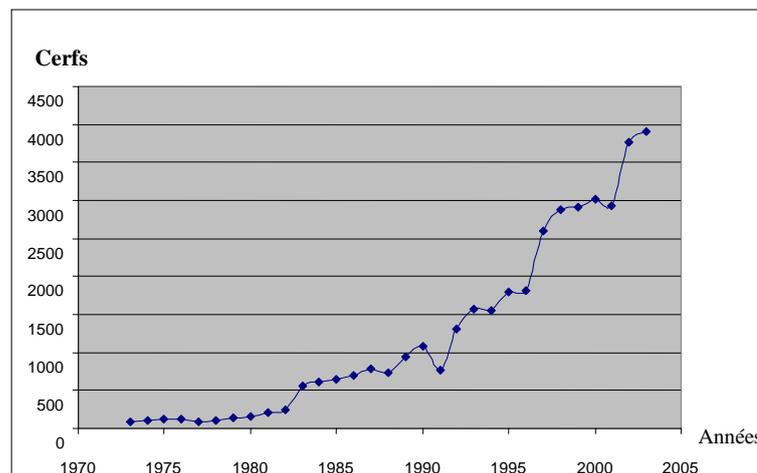
Source : www.oncfs.gouv.fr

3.2.2.1 La chasse

Les paramètres utilisés sur la chasse ont été tirés des tableaux de chasse des fédérations des chasseurs des trois départements sur le Massif Landais. Le nombre total de plans de chasse en

cerfs réalisés dans le Massif Landais était de 1 400 en 2002/2003. Nous allons considérer par la suite cette saison comme la date initiale de la simulation. Le plan de chasse $PDC(t)$ est une série chronologique tirée des statistiques des réalisations des tableaux de chasse de ces 30 dernières années. La figure 3.20 présente l'évolution de cette série de 1973 à 2003 dans la région Aquitaine, le Massif des Landes de Gascogne inclus.

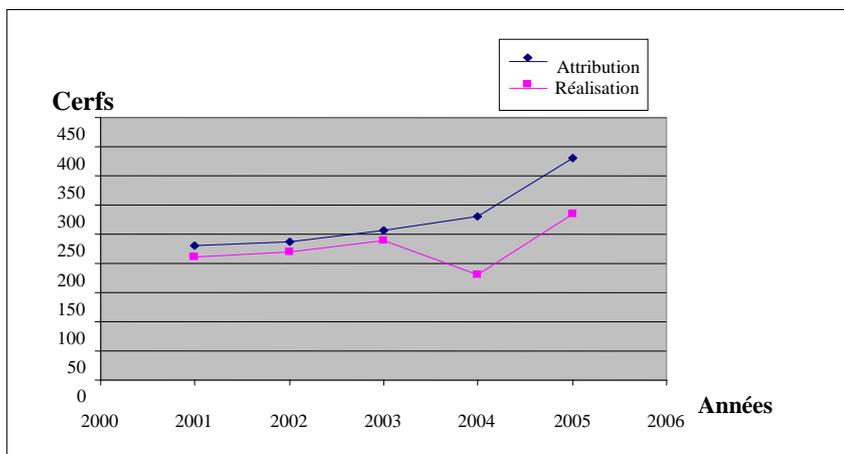
Figure 3.20 : Evolution du plan de chasse aux cerfs en Aquitaine



Source : FNC, 2006.

Le taux de croissance annuel moyen du PDC estimé à partir de ces données est de 14 %. Par rapport aux chiffres sur les réalisations des plans de chasse, on constate cependant qu'ils ne sont jamais réalisés à 100 %. La figure 3.21 compare les statistiques des plans de chasse de cerfs attribués et réalisés sur le département du Lot-et-Garonne de 2001 à 2005.

Figure 3.21 : Estimation du taux de réalisation du plan de chasse aux cerfs sur le département du Lot-et-Garonne



Source : FDC Lot-et-Garonne, 2006.

Ce graphique montre qu'en moyenne 10 % des PDC ne sont pas réalisés. Nous posons ainsi que la valeur du paramètre q qui est le coefficient de réalisation du plan de chasse en cerfs est donc de 0,9.

La chasse dépend également du stock de la population initiale. Nous n'avons cependant pas eu de données exploitables sur la relation entre la taille de la population et les prélèvements dans la région. En effet, le stock réel de la population n'est pas connu. Nous avons réduit cette hypothèse en posant comme condition que la chasse ne peut exister que si une population est présente.

3.2.2.2 Le taux de croissance naturel maximal des cerfs

La valeur du taux de natalité retenue est de 35 % (Ballon P., non publié). La longévité des cerfs est généralement de 20 ans, ce qui donne un taux de mortalité naturelle de 5 %. Ce chiffre correspond à ce qu'on trouve dans la littérature dans 16 références bibliographiques internationales, qui estiment le taux de survie des cerfs élaphe adultes à 95 % (Gaillard *et al.*, 1998). Le taux de croissance r qui est la différence entre le taux de natalité et le taux de mortalité est alors de 30 %.

3.2.2.3 La capacité de charge du milieu

La fixation de la capacité de charge est particulièrement difficile compte tenu de l'incertitude sur les phénomènes biologiques : la dynamique spatiale des espèces, la surface des forêts de référence, la concurrence avec d'autres espèces herbivores ou l'existence d'autres végétaux qui peuvent remplacer le pin maritime. Ce paramètre très courant dans les modèles économiques est en réalité très difficile à mesurer pour la région Aquitaine.

Dans 13 références bibliographiques, les phénomènes de densité de dépendance sont notées entre une densité 18 à 25 cerfs/km² (Gaillard *et al.*, 1998). Dans nos simulations, nous avons opté pour une valeur moyenne de 20 cerfs/km². Ce chiffre a été validé par les biologistes spécialisés sur ces espèces lors du colloque du Groupe Cerf (2006).

3.2.2.4 La taille initiale de la population

Quelques études ont essayé d'estimer la densité des cerfs en Europe. Dans la Forêt Domaniale d'Arc-en-Barrois en Haute Marne, la densité de cerfs trouvée était de 6 cerfs/km² (Boulanger, 2006). Pour le cerf élaphe de Corse, la densité est estimée entre 1,89 et 3,27 cerfs/km² et avec une moyenne de 2,54 cerfs/km² (Kidjo, 2006). En Belgique, la densité des cerfs est d'environ

5 cerfs/km² boisés (Licoppe *et al.*, 2006). En Pologne, la densité des cerfs trouvée varie entre 2,5 et 4,8 cerfs/km² dans les parcs nationaux et 1,62 cerfs/km² en dehors des parcs (Matczak *et al.*, 2004). Dans les îles de Laskeek Bay au Canada, la densité est estimée entre 21 à 37 cerfs/km², mais il faut souligner qu'il s'agit d'un site exceptionnel laissé à l'état naturel (Martin, 2006).

Dans la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage (RNCFS) de la Petite Pierre, qui est une réserve dédiée à l'étude des cerfs en France, Bonenfant (2004) a procédé à des captures et à des marquages des animaux. Voici les résultats qu'il a obtenus :

| | |
|--|-------|
| Pourcentage de forêts sur surfaces totales (%) | 48,93 |
| Réalisation moyenne en cerfs/km ² de surfaces totales | 0,30 |
| Réalisation moyenne en cerfs/km ² de surfaces de forêts | 0,71 |
| Densité moyenne de cerfs/km ² de surfaces totales | 1,07 |
| Densité de cerfs/km ² de forêts | 2,63 |

Du point de vue de la végétation, le Massif des Landes de Gascogne est différent des massifs des Vosges. En effet, ce dernier est composé en majeure partie de *hêtraie* et d'*épicéa* alors que dans le Massif des Landes, la végétation est dominée par le pin maritime, ce dernier étant considéré comme un milieu pauvre pour les cervidés du fait de l'inexistence de sous-bois dans la sylviculture intensive (Guibert *et al.*, 1993).

Il existe cependant des points de similitude non négligeables entre les deux sites : forte présence de forêts, existence d'un parc naturel. La pression de chasse sur le Massif des Landes de Gascogne y était de 0,46 cerf/km² boisés en 2003 alors que dans les Vosges elle était d'environ 0,30 cerf/km² boisés. Faute de données, on va poser que la population de cerfs dans notre zone d'étude est similaire aux cerfs dans les forêts de Vosges, sachant que cette hypothèse est très forte.

En Aquitaine, le cerf est présent dans environ 40 % du Massif Landais (Ballon, 1990), ce qui correspond à une zone forestière totale de 335 035 ha de forêts de pin maritime. Avec une densité moyenne de 2,6 cerfs/km² boisés, cela donne une première estimation de la population à 8 711 cerfs. Nous allons l'arrondir à 8 000 cerfs compte tenu de la pauvreté du milieu et de l'intensité de la chasse en Aquitaine par rapport à la situation dans la RNCFS de la Petite Pierre dans les Vosges.

3.2.2.5 Le comportement alimentaire du cerf

Les cerfs sont des herbivores ruminants qui consomment une grande quantité de végétation. L'étape suivante consiste à calculer la biomasse totale qu'ils ingèrent. On part de l'hypothèse qu'un cerf consomme environ 15 kg de végétaux par jour (Source : www.oncfs.gouv.fr; www.syndicatdelachasse.com). Bonenfant (2004) et Storms *et al.* (2006) montrent que le régime alimentaire du cerf dans les Vosges comprend principalement des herbacées (de 85 à 25%) mais également une part importante de ligneux et semi-ligneux (de 10 à 50%). Ces variations sont liées aux saisons. Notre modèle fonctionne cependant à pas de temps annuel. En l'absence d'études similaires sur le Massif des Landes de Gascogne, nous faisons l'hypothèse que sa ration est composée à 85 % par des feuilles, 10 % d'écorces et 5 % de fruits. Ces chiffres ont été validés par les biologistes qui travaillent sur le sujet (Rakotoarison, 2006). La valeur du coefficient p dans l'équation sur la consommation alimentaire de la population est de 0,1. Cette valeur peut être sous-estimée ici car l'intensification de la sylviculture dans la région élimine le sous-bois susceptible de fournir des feuilles aux cerfs. Est-ce qu'ils les remplacent par le pin maritime ? La question restera sans réponse s'il n'y a pas d'études spécifiques sur le sujet.

3.2.3 Les résultats des simulations avec 6 scénarios sur le cerf

L'objet des simulations est ici d'étudier l'évolution de la population dans les 50 ans à venir. Les paramètres du modèle de population du cerf sont donc :

$$TN = 0,35 ; TM = 1/L \text{ avec } L = 20 \text{ ans d'où } TM = 0,05 ; r = 0,30 ; p = 0,10$$

$$\text{biomasse}/j/\text{animal} = 15 \text{ kg} ; H(0) = 1400 ; N(0) = \text{variable} ;$$

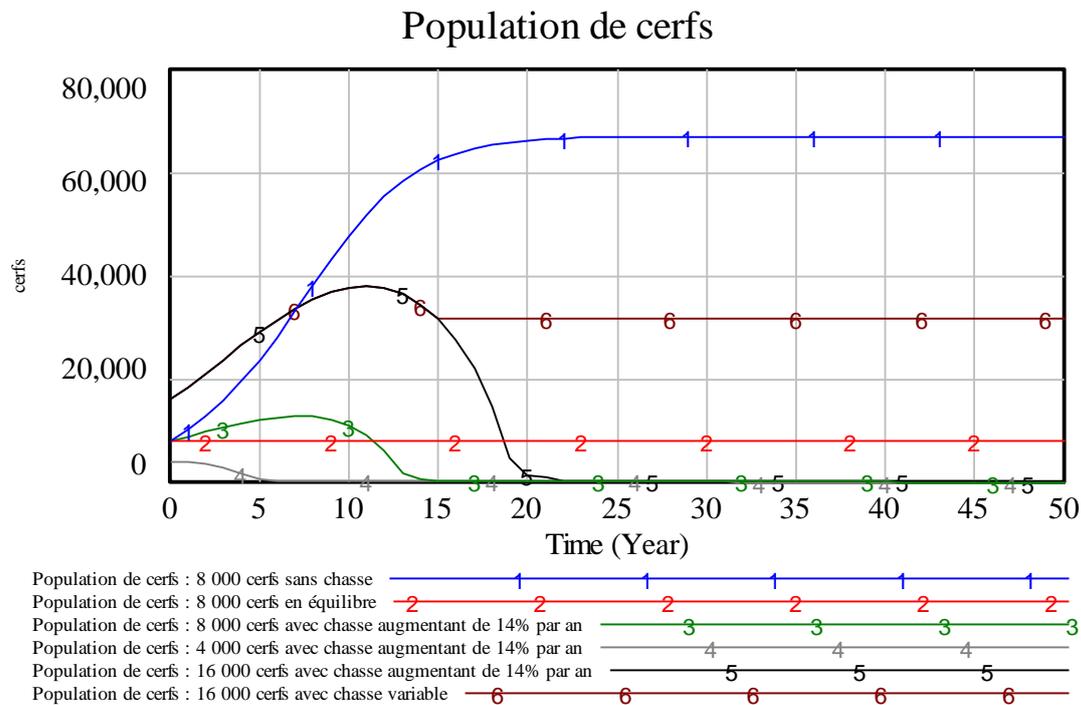
Compte tenu de la méconnaissance de la taille de la population et de la future politique cynégétique qui sera mise en œuvre par le planificateur, nous avons dû faire plusieurs scénarios. Le logiciel Vensim permet de construire autant de scénarios que l'on veut. Par souci de visibilité de lecture des résultats, nous avons choisi de présenter uniquement six scénarios qui nous semblent les plus intéressants.

- (1) 8 000 cerfs sans chasse
- (2) 8 000 cerfs avec une chasse augmentant chaque année de 14 % (la plus probable)
- (3) 4 000 cerfs avec une chasse augmentant chaque année de 14 %
- (4) 16 000 cerfs avec une chasse augmentant chaque année de 14 %
- (5) 8 000 cerfs avec une chasse stable, donc une population stable

- (6) 8 000 cerfs avec une chasse variable : augmentant de 14 % pendant 10 ans puis baissant progressivement jusqu'à atteindre un objectif donné.

Les résultats sur l'évolution de la population sont donnés la figure 3.22. Ils sont présentés en détails dans l'annexe 9.

Figure 3.22 : Résultats des simulations de la population de cerfs



Premier scénario : 8 000 cerfs avec arrêt de l'activité de chasse

La population de cerfs dépend fortement des politiques de chasse. Si les chasseurs arrêtent complètement leur activité avec une population initiale de 8 000 cerfs au départ, la taille de la population atteint 67 007 cerfs après 50 ans. Leur nombre aura été multiplié par 8. Le milieu est dans ce cas complètement saturé et la population arrive à la capacité de charge maximale du milieu. On observera alors les phénomènes de densité de dépendance sur les animaux tels que les maladies, une perte de poids, une forte mortalité, une baisse de la fécondité. La population de cerfs en fin de simulation a besoin de prélever 36 686 tonnes d'écorces par an pour satisfaire ses besoins. Au total en 50 ans, la population aura prélevé sur le milieu 333 620 tonnes d'écorces.

Deuxième scénario : 8 000 cerfs avec une chasse augmentant de 14 % par an

On considère que les prélèvements de cerfs augmentent chaque année de la même façon que depuis ces 30 dernières années dans la région Aquitaine, soit 14 % par an. La population va alors disparaître au bout d'une vingtaine d'années et avec elle les problèmes d'écorçage. Dans ce scénario, les chasseurs avaient chassé plus que la croissance naturelle de la population depuis la 5^{ème} et la 10^{ème} année. Ce scénario peut arriver si les plans de chasse mis en place par les gestionnaires de la chasse et l'Etat ne tiennent pas compte de l'évolution de la population. Actuellement, les fédérations de chasse essayent de mettre en place des indicateurs de la population pour suivre son évolution. La simulation de ce scénario montre l'importance de ces derniers pour une gestion durable des ressources cynégétiques. Au total en 50 ans, la population aura prélevé sur le milieu 17 083 tonnes d'écorces.

Troisième scénario : 4000 cerfs avec une chasse augmentant de 14 % par an

Compte tenu de l'incertitude sur la taille initiale de la population, nous avons construit deux autres scénarios. Avec environ 4 000 cerfs au départ, le résultat montre la même courbe d'évolution que le scénario précédent sauf que la population disparaît au bout d'une dizaine d'années. Ce scénario nous paraît le moins probable car actuellement, les chasseurs et les sylviculteurs pensent que la population est toujours élevée. Nous allons le conserver pour comparaison avec les autres scénarios. Au total en 50 ans, la population aura prélevé sur le milieu 2 477 tonnes d'écorces. Cette taille initiale de la population est proche de la réalité si on avait supposé que la population était en équilibre au départ.

Quatrième scénario : 16 000 cerfs avec une chasse augmentant de 14 % par an

Avec 16 000 cerfs au départ, soit le double de la première estimation, le résultat montre que la population disparaît au bout d'une vingtaine d'années. Au total en 50 ans, la population aura prélevé sur le milieu 63 230 tonnes d'écorces. Aucun de ces quatre scénarios ne peut être une solution durable pour l'environnement car soit la population disparaît trop rapidement, soit elle croît très vite.

Cinquième scénario : population stable de 8 000 cerfs par an

Avec une population initiale de 8 000 cerfs, la chasse doit éliminer 2 113 cerfs chaque année afin de stabiliser la population. En 2003, seuls 1 269 cerfs ont été chassés dans les forêts des Landes de Gascogne. Ceci explique l'augmentation actuelle de la population. Pour trouver la situation d'équilibre, il est donc nécessaire de connaître avec précision, à un instant donné, la

taille de la population dans la région. Ceci n'a jamais été tenté dans la région Aquitaine et les estimations du nombre de cervidés sont réservées uniquement aux études biologiques dans la recherche. L'équilibre est dans ce cas difficile à calculer.

On estime qu'une population stable de 8 000 cerfs peut ingérer 4 380 tonnes d'écorces par an en situation d'équilibre et jusqu'à 36 686 tonnes en situation de surpopulation.

Sixième scénario : population de 16 000 cerfs avec une chasse variable

Ce dernier scénario teste la possibilité de modifier la politique de la chasse au cours des 50 années de simulation. On considère que la chasse augmente de 14 % par an jusqu'à ce que les chasseurs constatent une baisse de la population. Après environ une quinzaine d'années par exemple, les FDC voudraient stabiliser la population restante (ici 31 000 cerfs). Il s'agit d'un scénario qui combine le deuxième et le cinquième scénario. La consommation annuelle d'écorce en est également affectée avec 17 249 tonnes en fin de simulation.

3.2.4 Paramétrage du modèle pour le chevreuil

Encadré 3.3 : Biologie du chevreuil

Nom scientifique : *Capreolus capreolus*

Poids : 15 à 30 kg

Hauteur : 55 à 80 cm pour males et 55 à 70 cm pour les femelles

Longueur : 1,20 m

Période du rut : mi-juillet à mi-août

Durée de gestation totale : 10 mois dont 6 de diapause embryonnaire

Durée de gestation réelle : 4 mois

Mises bas de mi-mai à mi-juin

Nombre de jeunes : 1 à 3

Longévité maximale : 15 ans

Habitat : 20 ha en forêt et de 150 ha en plaine agricole

Alimentation : varie en fonction des disponibilités et des saisons

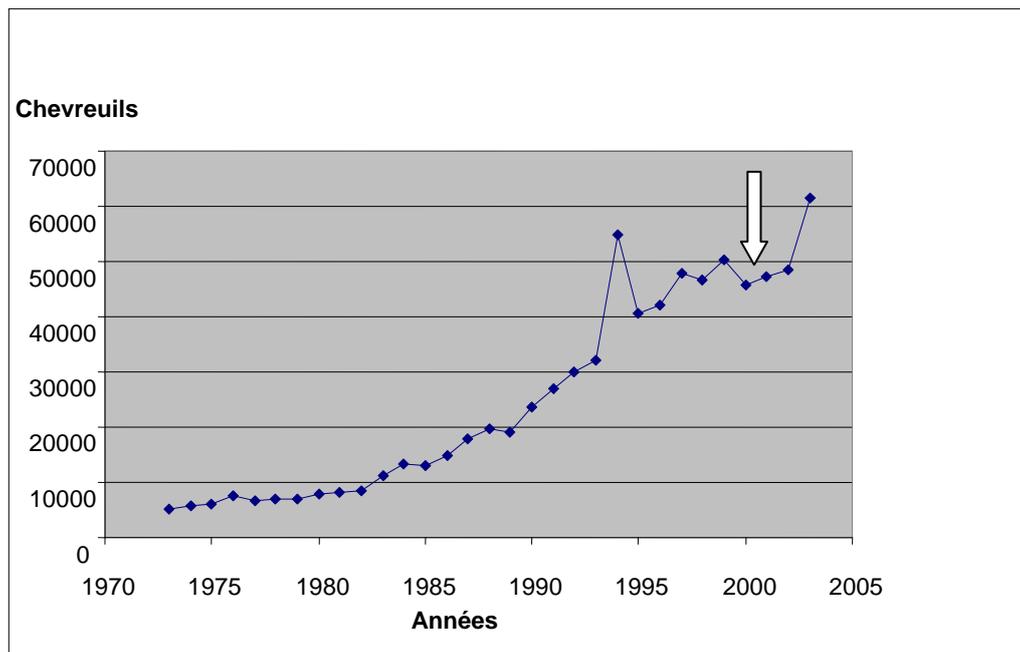


Source : Centre d'Etudes Biologiques de Chizé, www.cebc.cnrs.fr

3.2.4.1 La chasse

Comme pour le cas des plans de chasse en cerf, le plan de chasse en chevreuils a suivi une fonction exponentielle au cours de ces trente dernières années comme le montre la figure 3.23.

Figure 3.23 : Estimation du taux de croissance annuel moyen du plan de chasse aux chevreuils dans la région Aquitaine entre 1973 et 2003



Source : FNC, 2006.

Le taux de croissance annuel moyen du PDC est alors de 9,28 %. En 2002, environ 13 000 chevreuils ont été prélevés sous la forêt des Landes de Gascogne : 47 % sur le département des Landes de Gascogne, 44 % sur le département de la Gironde et 9 % sur le département du Lot-et-Garonne. Ce chiffre va être considéré comme la chasse à la date initiale de la simulation.

3.2.4.2 Le taux de croissance maximal de la population

La dynamique de la population de chevreuils est mieux connue que celle de la population des cerfs grâce aux divers programmes de recherche menés par le CNRS, et l'Université de Lyon 1 dans la RNCFS de Chizé. Les paramètres suivants y ont été mesurés : le taux de natalité (*TN*) des chevreuils varie entre 50 % et 70 % en fonction l'âge de la femelle (Gaillard *et al.*, 1998). Il est légèrement plus faible à la deuxième année car le taux de fertilité des jeunes femelles est d'environ 75 % (Bertouille, 2003).

La durée de vie d'un chevreuil se situe entre 10 et 15 ans. Le taux de mortalité (*TM*) naturelle est donc de 10 % si le chevreuil meurt à 10 ans et 6,66 % s'il meurt à 15 ans. En Pologne, le taux de mortalité moyen est de 10 % (Kaluzinski, 1982). Une synthèse de la littérature sur 14 références bibliographiques internationales donne un taux de survie de 94 % au chevreuil. (Gaillard *et al.*, 1998), ce qui donne un taux de mortalité de 6,6 %.

Le taux de croissance intrinsèque maximal de l'espèce r qui est la différence entre TN et TM , varie alors entre 40 et 63 %. En Suisse, Saudan (2000) retient un taux de croissance de 45 %. En France, Gaillard et Delorme (1999) ont choisi un taux de croissance de 37 %.

3.2.4.3 La capacité de charge des milieux

Comme nous l'avons expliqué, si la capacité de charge maximale d'un site est atteinte, on peut observer une baisse de fertilité, une baisse de poids et une forte mortalité chez les chevreuils. Gaillard (1992) montre que si la femelle donne naissance à un petit à partir de deux ans dans les conditions normales, l'âge des premières naissances peut être décalée à 3 ou 4 ans car le poids des femelles dépasse rarement 20 kg. La concurrence sur le milieu a aussi un impact important sur les faons. A Chizé, le taux de survie des faons diminue de 0,84 en condition normale jusqu'à 0,38 dans des mauvaises conditions (Gaillard, 1997). Dans la réserve des Trois fontaines, celui-ci passe de 0,92 à 0,44 dans une situation de saturation du milieu.

La question est ensuite de savoir à quelle densité de population ces différents phénomènes sont observables. A Dourdan, l'effet de la densité de dépendance a été calculé à environ 15 chevreuils par 100 ha (Kjellander *et al.*, 2004). Il s'agit cependant de forêts mixtes avec 90 % de feuillus ayant ainsi une plus forte potentialité alimentaire pour les chevreuils. Cette différence de type de forêt avec la région Aquitaine rend difficile le transfert direct de la valeur de la densité de chevreuils. Dans 14 références bibliographiques internationales, Gaillard *et al.* (1998) montrent que les problèmes liés à la surpopulation apparaissent entre une densité de 6 à 21 chevreuils par km², ce qui donne une moyenne de 13,5 chevreuils aux 100 ha avec toutefois une forte variation. Dans les simulations, nous utiliserons la valeur arrondie de 14 chevreuils par km².

3.2.4.4 Les hypothèses sur la taille de la population initiale

Tout comme dans le cas des cerfs dans le paragraphe précédent, il est difficile de fixer la taille initiale de la population de chevreuils car les résultats de mesure de la densité des animaux sont très variables. A Dourdan, la densité mesurée varie largement entre 3 et 36 chevreuils par km² (Kjellander *et al.*, 2004) rendant difficile un transfert direct dans la région Aquitaine. La densité est très variable d'une zone à l'autre en fonction du terrain, du climat, de l'apport en nourriture, du dérangement... La seule information fiable dont on dispose est qu'environ 13 000 chevreuils ont été prélevés en 2002. En utilisant la condition d'équilibre de la population dans l'équation (3.3), ce qui indique que $N(t) = N(t+1)$ et $H(t) = rN(t)(1-N(t)/K$, on peut

trouver approximativement à une population initiale de 60 000 chevreuils, soit une densité de population moyenne de 7 animaux par 100 ha. On fera varier ce chiffre par la suite car la densité de population de chevreuils dans la région Aquitaine est estimée entre 5 et 15 animaux par 100 ha.

3.2.4.5 Le comportement alimentaire du chevreuil

La proportion de pin maritime dans la ration alimentaire des chevreuils varie suivant les auteurs. Dans sa thèse, Maizeret (1983) a analysé le contenu des panses de 83 chevreuils et a identifié les parts exactes pour 48 espèces végétales dans les Landes de Gascogne. Il montre alors que les espèces les plus consommées par le chevreuil sont les feuilles de chênes (*Quercus sp.*), qui constituent 29,3 % du régime total du chevreuil, ensuite viennent les ronces (*Rubus sp.*), le maïs (*Zea maïs*), la callune (*Calluna Vulgaris*) et la bourdaine (*Rhamus frangula*). Le pin maritime constitue environ 4,8 % de la ration alimentaire totale du chevreuil. Il a estimé les variations de ces pourcentages suivant l'abondance de ces espèces végétales dans le milieu afin de déterminer celles qui sont les plus recherchées et celles qui sont évitées par le chevreuil. Il trouve que le pin maritime est considéré comme une espèce intermédiaire dans les préférences alimentaires du chevreuil car sa part dans l'alimentation est stable suivant les disponibilités sur le milieu. Les chevreuils consomment environ 2 kg de végétaux par jour. La proportion de jeunes pousses de pin maritime notée p dans l'alimentation du chevreuil est de 4,8 % (Maizeret, 1983 ; Maizeret *et al.*, 2002).

Cette préférence des chevreuils pour le pin maritime est confirmée par les travaux du Cemagref (www.cemagref.fr). Ils ont montré que cette espèce forestière est moyennement recherchée par rapport aux feuillus (merisier, chêne rouge d'Amérique, érable sycomore) et aux résineux comme le sapin pectiné. L'INRA de Pierroton (1981) trouve les mêmes proportions avec un pourcentage proche de 5 % mais avec de fortes variations saisonnières de 0 jusqu'à 27% de leur alimentation.

3.2.5 Les résultats des simulations de la population des chevreuils

Les paramètres du modèle pour le chevreuil sont :

$$TN = 0,5 ; TM = 1/L \text{ avec } L = 10 \text{ ans d'où } TM = 0,1 ; r = TN - TM = 0,40$$

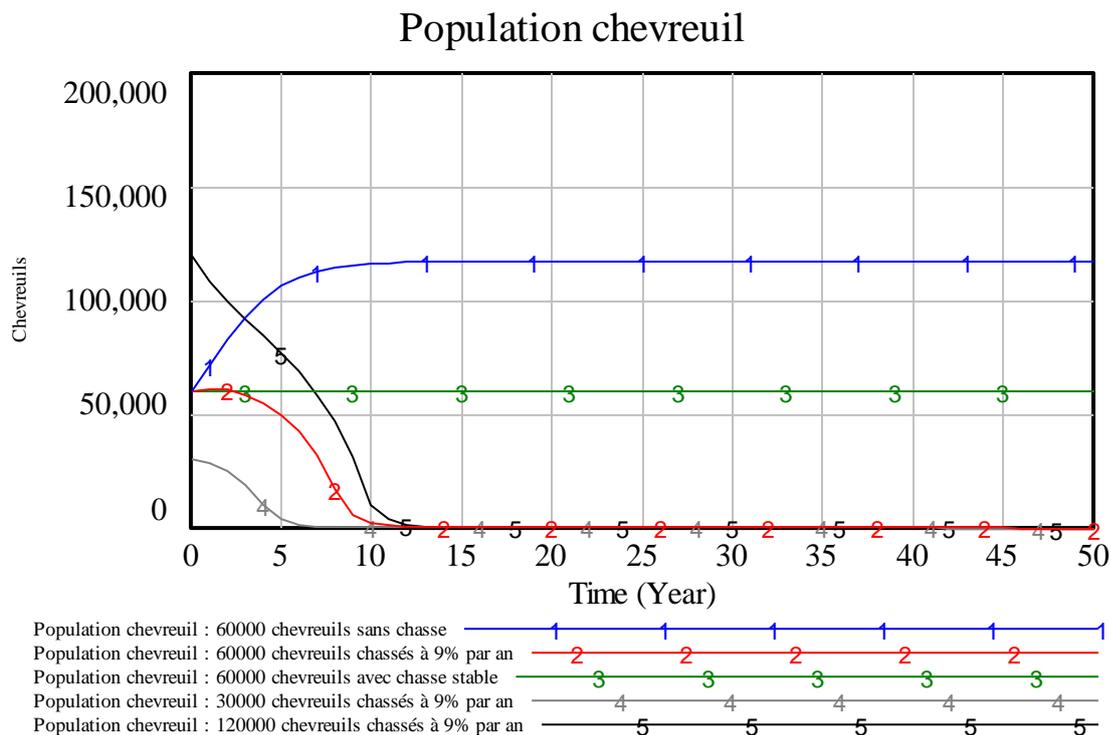
$$p = 0,05 ; \text{biomasse}/j/\text{animal} = 2 \text{ kg} ; H(0) = 13000 ; K = 14 \text{ chevreuils}/\text{km}^2$$

Nous avons choisi de présenter uniquement les cinq scénarios qui nous semblent les plus intéressants.

- (1) 60 000 chevreuils sans chasse
- (2) 60 000 chevreuils avec une chasse augmentant chaque année de 9 % (la plus probable)
- (3) 60 000 chevreuils avec une chasse stable
- (4) 30 000 chevreuils avec une chasse augmentant chaque année de 9 %
- (5) 120 000 chevreuils avec une chasse augmentant chaque année de 9 %

Les résultats sur l'évolution de la population sont donnés par le graphique suivant. Ils sont présentés en détails dans l'annexe 10.

Figure 3.24 : Résultats des simulations de la population de chevreuils



Premier scénario : 60 000 chevreuils sans chasse

La population de chevreuils augmente de 60 000 chevreuils à 117 262 chevreuils en 50 ans. Leur nombre aura été multiplié par 2. Le milieu est dans ce cas complètement saturé et la population arrive à la capacité de charge maximale K . On observera alors des phénomènes de

densité de dépendance sur les animaux tels que des maladies, une perte de poids, une forte mortalité et une baisse de la fécondité. La population de chevreuils en fin de simulation a besoin de prélever 41 609 tonnes de branches de pin maritime pour satisfaire ses besoins. Au total en 50 ans, la population aura prélevé sur le milieu 42 764 tonnes de branches de pin maritime.

Deuxième scénario : 60 000 chevreuils avec une chasse augmentant de 14 % par an

On considère que les prélèvements de chevreuils augmentent chaque année de la même façon que depuis ces 30 dernières années dans la région Aquitaine, soit 9 % par an. La population va alors disparaître au bout d'une vingtaine d'années et avec elle les problèmes d'abrutissement. C'est un scénario où on ne tient pas compte de l'état de la population dans la décision d'augmentation des plans de chasse. Au total en 50 ans, la population aura prélevé sur le milieu 3 932 tonnes de branches.

Troisième scénario : 30 000 chevreuils avec une chasse augmentant de 14 % par an

Compte tenu de l'incertitude sur la taille initiale de la population, nous avons construit deux autres scénarios. Avec environ 30 000 chevreuils au départ, le résultat montre la même courbe d'évolution que le scénario précédent sauf que la population disparaît au bout d'une quinzaine d'années. Ce scénario nous paraît le moins probable car actuellement en 2009, les chasseurs et les sylviculteurs trouvent que la population est toujours élevée. Nous allons le conserver pour comparaison avec les autres scénarios. Au total en 50 ans, la population aura prélevé sur le milieu 1 180 tonnes de branches de pin maritime.

Quatrième scénario : 120 000 chevreuils avec une chasse augmentant de 14 % par an

Avec 120 000 chevreuils au départ, soit le double de la première estimation, le résultat montre que la population disparaît au bout d'une vingtaine d'années, comme le scénario avec 60 000 chevreuils. Ceci est dû à l'hypothèse que les chasseurs vont toujours arriver à chasser ce qu'on leur impose en plan de chasse avec un taux de réalisation de 90 %. Ainsi lorsque la population est deux fois plus élevée, la chasse va aussi prélever deux fois plus. Cette hypothèse est forte car la première partie de cette thèse nous a montré que la chasse au grand gibier est une activité de loisir qui dépend de la demande des chasseurs. Il sera difficile dans ce cas d'imposer des prélèvements importants par chasseur. Par ailleurs, comme il a été souligné dans l'introduction, le nombre de chasseurs diminue de l'ordre de 2 à 3 % par an.

Au total en 50 ans, la population aura prélevé sur le milieu 7 267 tonnes de branches. Aucun de ces quatre scénarios ne peut être une solution durable pour l'environnement car soit la population disparaît trop rapidement, soit elle croît très vite.

Cinquième scénario : population stable de 60 000 chevreuils par an

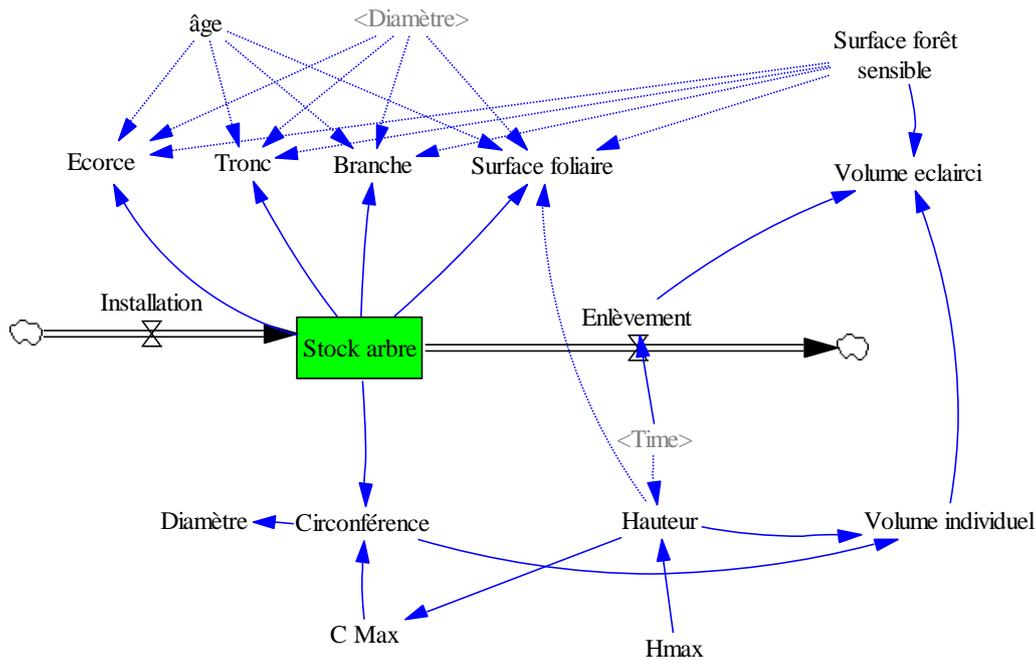
Avec une population initiale de 60 000 chevreuils, la chasse doit éliminer 11 720 chevreuils dès le début de la simulation et chaque année afin de stabiliser la population. En 2003, environ 13 000 chevreuils ont été chassés dans les forêts des Landes de Gascogne. Or ce qu'on constate actuellement, c'est que la population de chevreuils semble avoir continué d'augmenter. Ceci indique donc que la taille de la population initiale réelle doit être au dessus de 60 000 chevreuils. Les quantités de branches prélevés par la population est 2 102 tonnes par an, soit 23 126 tonnes au total sur 50 ans.

Si on synthétise le résultat des deux modèles de dynamique de la population, on voit que la taille de la population de chevreuils est 8 fois plus élevée que celle des cerfs. Par contre, la pression sur le milieu des cerfs est deux fois plus élevée en termes de consommation de la biomasse. En effet, 2 102 tonnes de pousses de pin maritime par an vont être nécessaires pour une population de 60 000 chevreuils en équilibre. En revanche, 4 380 tonnes d'écorces par an vont être nécessaire pour 8 000 cerfs en équilibre. On se pose alors les questions suivantes: est-ce que le milieu peut supporter de telles pressions ? Quel est va être l'impact sur la production de pin maritime ? Et surtout quelle est la perte économique pour les sylviculteurs ?

3.3 La croissance du pin maritime

La modélisation de la forêt a déjà prouvé son utilité pour optimiser les exploitations (Dudley, 2004). L'intérêt de simuler la croissance du pin maritime est ici d'étudier l'impact de la consommation des cervidés sur la croissance de plantes. Les forêts, tout comme la population de grand gibier, est aussi dynamique du fait de la gestion sylvicole menée par les sylviculteurs. La forêt représente dans notre analyse le stock alimentaire pour les animaux mais elle sert également d'habitat. C'est uniquement la première fonction qui est étudiée ici. Il y a trois échelles à prendre en compte dans la modélisation de la forêt : l'arbre, puis la parcelle (qui sera par référence de 1 ha) et enfin, le Massif des Landes de Gascogne. L'interface graphique du modèle sylvicole sur Vensim est présentée dans la figure 3.25.

Figure 3.25 : Le modèle de dynamique de la forêt de pin maritime à l'échelle d'un arbre et d'une parcelle



Derrière cette interface graphique, plusieurs équations permettent de relier les variables entre elles. Afin de calculer le stock de biomasse disponible pour les cerfs, nous considérons trois parties distinctes sur un arbre de pin maritime : le tronc principal, l'écorce et les branches. Le stock d'écorce va permettre de faire des comparaisons avec les besoins d'écorces des cerfs, les branches seront comparées avec les besoins des chevreuils.

3.3.1 La biomasse disponible à l'échelle d'un arbre

Porté *et al.*, (2002) montrent que l'allocation de la biomasse sur ces différentes parties notée W_i (branche, écorce, tronc en kg) à l'instant t sur un arbre de pin maritime est tout simplement une fonction de production de type Cobb-Douglas qui dépend du diamètre noté d à la date t et de l'âge suivant l'équation :

$$W_i(t) = a_1 \cdot d(t)^{a_2} \cdot age^{a_3} \quad (3.9)$$

Ces auteurs estiment que les différents coefficients a_1 , a_2 et a_3 de cette équation sont différents suivant les parties de l'arbre présentées dans le tableau 3.2.

Tableau 3.2 : Valeurs des coefficients pour l'estimation de la biomasse de pin maritime

| Parties | a_1 | a_2 | a_3 |
|-----------------------|-------|-------|---------|
| Tronc | 0,006 | 1,711 | 1,341 |
| Ecorce | 0,005 | 1,559 | 0,986 |
| Tige sur les branches | 0,038 | 2,033 | - 0,088 |

Source: Porté *et al.*, 2002.

En outre, ils proposent également une possibilité d'estimer les surfaces foliaires des plants de pin maritime, ce qui pourrait faire penser qu'une forte pression des cervidés sur les feuilles de pin maritime peut avoir un impact plus profond sur la plante en modifiant les phénomènes de photosynthèse. Nous n'allons pas les explorer dans cette thèse par manque de connaissance sur le sujet. La relation entre la circonférence notée $C(t)$ et le diamètre noté $d(t)$ est $d(t) = C(t) / 2\pi$. Lemoine (1990) estime que la croissance en circonférence des arbres de pin maritime dépend négativement de la concurrence entre les arbres de la façon suivante.

$$C(t) = C_{\max} - (a * S_i(t) * C_{\max}) \quad (3.10)$$

C_{\max} est la circonférence maximale des pins maritimes sans concurrence entre arbre, $S_i(t)$ représente le nombre d'arbres sur la parcelle et a est un coefficient ayant pour valeur $8e-006$.

Maugé et Guenneguez (1993) montrent qu'une augmentation de 1 m de hauteur augmente la circonférence d'environ 8 cm et que la hauteur maximale du pin maritime est $h_{\max} = 25$ m.

$$C_{\max} = 0,08h_{\max} \quad (3.11)$$

Le calcul de la hauteur des plants permet de prévoir si les plants sont accessibles aux cervidés. De plus, il va permettre de prévoir les quantités de ventes qui vont être touchées par les dégâts. Ils montrent que la croissance en hauteur des plants de pin maritime est décrite par l'équation :

$$h(t) = h_{\max} (1 - e^{-\alpha age_i}) \quad (3.12)$$

α est un coefficient ayant pour valeur 0,03. La forme du bois est assimilable à une forme conique, d'où le volume :

$$v(t) = \frac{0.45 * h(t) * C(t)^2}{4 * \pi} \quad (3.13)$$

La production de biomasse d'un arbre de pin maritime durant les quinze premières années est donnée par le tableau 3.2.

Tableau 3.3 : Résultats de la simulation de la production de biomasse pour un arbre de pin maritime

| Time (année) | Branches (kg) | Tronc (kg) | Ecorce (kg) |
|--------------|---------------|------------|-------------|
| 1 | 0,05 | 0,01 | 0,01 |
| 2 | 0,20 | 0,06 | 0,03 |
| 3 | 0,47 | 0,20 | 0,09 |
| 4 | 0,84 | 0,46 | 0,18 |
| 5 | 1,30 | 0,90 | 0,31 |
| 6 | 1,86 | 1,52 | 0,48 |
| 7 | 2,51 | 2,38 | 0,70 |
| 8 | 3,23 | 3,49 | 0,95 |
| 9 | 4,03 | 4,88 | 1,26 |
| 10 | 4,90 | 6,57 | 1,61 |
| 11 | 5,82 | 8,57 | 2,01 |
| 12 | 6,81 | 10,91 | 2,45 |
| 13 | 7,84 | 13,60 | 2,94 |
| 14 | 8,92 | 16,65 | 3,48 |
| 15 | 10,03 | 20,07 | 4,05 |

Pour le cerf, c'est la quantité d'écorce disponible dans le milieu que nous allons utiliser pour calculer le taux d'écorçage. Pour les chevreuils, ce sont les biomasses en branches qui peuvent servir dans le modèle. Pour rendre les modèles réalistes, nous rajoutons les contraintes suivantes. La quantité de biomasse en écorce disponible pour le cerf doit se trouver à une hauteur de moins de 2 m et doit provenir de jeunes pins entre 4 et 9 ans. Pour les chevreuils, à hauteur de moins de 1,2 m et des plants âgés de 1 à 3 ans.

3.3.2 La biomasse disponible à l'échelle d'une parcelle de forêt de 1 ha

Pour évaluer le stock total de biomasse disponible sur la forêt de pin maritime, l'étape suivante consiste à modéliser la dynamique des arbres sur une parcelle de base de 1 ha. Suivant le même raisonnement que sur la dynamique de la population, le stock d'arbre augmente avec l'installation de jeunes plants et il diminue en fonction des enlèvements.

C'est la variable « âge » du peuplement qui déclenche l'enlèvement des arbres, soit pour des éclaircies, soit pour la coupe finale. Notre hypothèse est qu'il s'agit d'une parcelle cultivée en plantation car c'est la méthode de culture la plus répandue actuellement dans les Landes de Gascogne, au détriment des semis en ligne (www.mediaforest.net). L'équation de la dynamique des arbres dans une parcelle de 1 ha est :

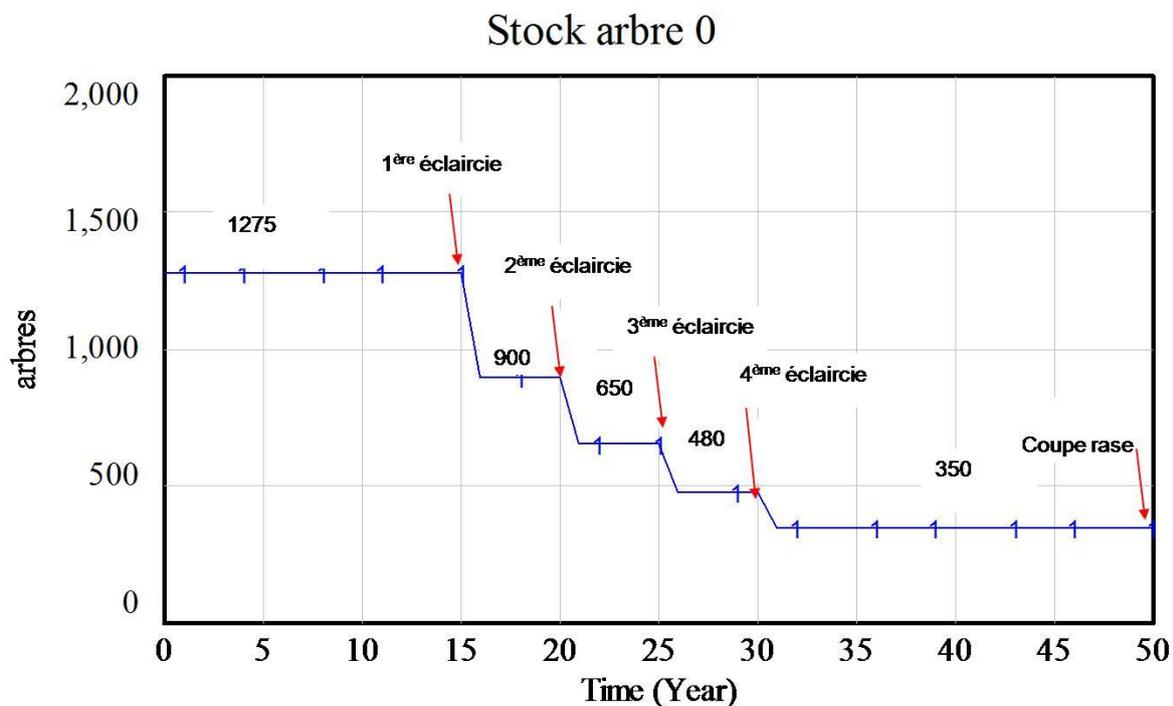
$$S(t+1) = S(0) + \Delta S(t) - E(t) \quad (3.14)$$

$S(t+1)$ et $S(t)$ indique le nombre d'arbres présents sur la parcelle à l'année $t+1$ et t . Ce nombre est lié à l'installation initiale $S(0)$ faite par le sylviculteur. S'il n'effectue pas de

renouvellement des plants durant tout le cycle de plantation, le taux de croissance $\Delta S(t) = 0$. $E(t)$ désigne les enlèvements effectués par le sylviculteur qui peuvent être les éclaircies ou la coupe rase finale. Les éclaircies ont pour but de sélectionner les meilleurs arbres destinés à la production finale. Elles permettent d'assurer le bon développement des arbres et d'éliminer régulièrement les arbres concurrents.

Suivant le modèle de Lemoine (1991), nous retenons une densité à l'installation de 1 275 plants, 4 éclaircies et une coupe rase à 50 ans. Pour avoir le stock de biomasse disponible à l'échelle d'une parcelle de 1 ha, la densité d'arbres par ha est reliée au stock de biomasse sur un arbre. Le nombre de plants sur une parcelle de 1 ha évolue alors de la façon suivante :

Figure 3.26 : Résultats de l'évolution du nombre d'arbres sur pied pour 1 ha de forêt de pin maritime en plantation (nombre initial = 1 275 plants)



Stock arbre 0 : 8000 cerfs avec chasse stable — — — — —

Cette évolution du nombre d'arbres par parcelle peut avoir une importance sur la compréhension de l'impact économique des cervidés sur la production de pin maritime. En effet, les arbres endommagés peuvent être tout simplement éliminés dans une de ces éclaircies. Cet itinéraire technique de production sylvicole correspondent aux recommandations du CRPF par exemple mais il peut être modifié à tout moment suivant la décision des sylviculteurs.

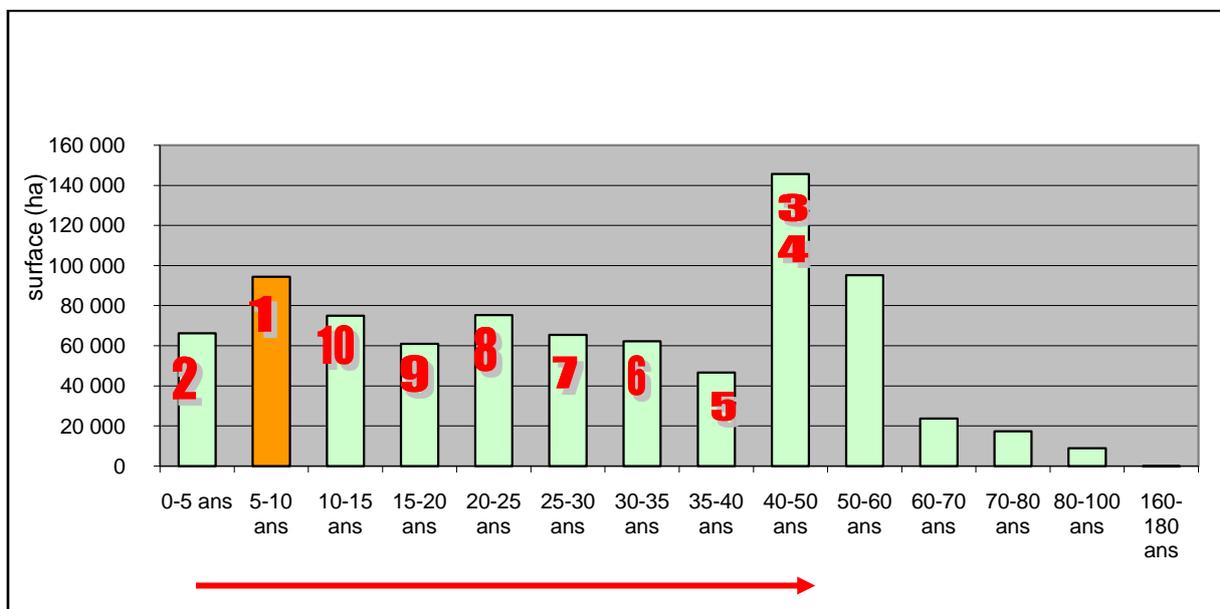
3.3.3 La biomasse à l'échelle du Massif des Landes de Gascogne

Les recherches du Cemagref sur les relations forêts-cervidés montrent que la présence des cervidés est surtout problématique durant les premières années. L'abroustissement des feuilles a lieu sur des jeunes plants de moins de 1,80 m de hauteur. L'écorçage a lieu entre la 4^{ème} et 9^{ème} année et le frottis atteint les plants ayant entre 20 à 80 cm de hauteur.

Pour rapporter le modèle de croissance du pin maritime au niveau de l'ensemble du Massif Landais, nous nous sommes appuyés sur les données de l'Inventaire Forestier National (IFN) qui se basent sur des analyses de photos aériennes sur les surfaces forestières suivant les classes d'âge en 2000, après les deux tempêtes successives de 1999. La méthode d'inventaire utilisée est largement détaillée sur le site internet de l'IFN (www.ifn.fr). Ces données ont fait l'objet d'une vérification sur terrain avec un sondage systématique de 20 000 points pour un département. Le résultat de l'inventaire donne la structure par âge de la forêt de pin maritime sur les 3 départements concernés : la Gironde, les Landes et le Lot-et-Garonne (figure 3.27).

Nous faisons l'hypothèse qu'il n'y a pas de changement important de la rotation pour les prochaines années. Ces chiffres ne donnent cependant pas l'âge exact de chaque parcelle à l'intérieur des classes d'âge. 10 générations de forêts sont en rotation durant 50 ans.

Figure 3.27 : Inventaire des forêts de pin maritime après tempête suivant les classes d'âges durant l'année 2000 (IFN)



Pour l'écorçage

Le pin maritime est sensible entre la 4 et la 9^{ème} année de culture (Ballon, Maizeret, 1990). Il y a ainsi de fortes chances à ce que la classe d'âge de 5 à 10 ans, soit la première à être

touchée par l'écorçage durant les 5 premières années. On considèrera que c'est la première génération dans notre modèle, notée G1. Ensuite, les animaux vont se déplacer vers la classe d'âge de 0 à 5 ans qui sera la deuxième génération, notée G2, à partir de la 5^{ème} année jusqu'à 10^{ème} année, et ainsi de suite. Les chiffres en rouge sur la figure 3.27 correspondent à l'ordre de sensibilité à l'écorçage des différentes générations de pin maritime.

Notons que les surfaces sensibles à l'attaque du cerf sont celles qui se trouvent dans son aire de répartition. Selon les études du Cemagref *et al.* (1992) et les observations des fédérations de chasseurs dans le Massif Landais, l'aire de répartition du cerf représente 40 % de la totalité du Massif Landais.

Pour l'abrouissement

Contrairement à l'écorçage, c'est directement la classe 0 à 5 ans qui va être touchée en premier. Ensuite, ce seront les surfaces nouvellement installées et ainsi de suite. Par ailleurs, le chevreuil est omniprésent dans tout le Massif des Landes de Gascogne. Nous allons donc prendre la totalité des surfaces données comme habitat de la population et les surfaces des différentes classes d'âge comme surfaces sensibles.

Les données de l'IFN sont agrégées par classe d'âge permettant de reproduire la diversité de la forêt des Landes de Gascogne suivant leur âge. En réalité, cela présente quelques inconvénients puisqu'on ne connaît pas l'âge exact des parcelles. L'estimation de la biomasse disponible pour les cervidés devient imprécise.

Les variables utilisées dans le modèle de croissance du pin maritime sont résumées dans le tableau 3.4.

Tableau 3.4 : Liste des variables utilisées pour le modèle de pin maritime

| Variable | Description (unités) |
|------------|---|
| $S(t)$ | Stock d'arbres dans 1 ha de forêt (arbres/ha) |
| $S(0)$ | Stock initial d'arbres sur 1 ha de forêts (arbres/ha) |
| $Surf(i)$ | Surfaces de forêts potentiellement vulnérables aux attaques des cervidés. |
| Br_{tot} | Biomasse totale par branche (kg) |
| d_t | Diamètre de l'arbre à l'instant t (cm) |
| h | Hauteur (m) |
| h_{max} | Hauteur maximale (m) |
| $C(t)$ | Circonférence à l'instant t |
| C_{max} | Circonférence maximale (m) |

3.4 L'impact de l'écorçage par le cerf

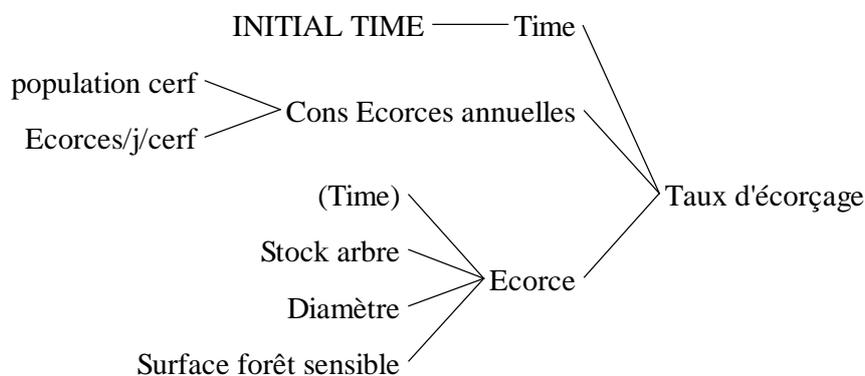
L'étape suivante consiste à relier le compartiment du modèle qui décrit la dynamique de la population avec le compartiment simulant la croissance de la forêt. Nous allons d'abord calculer physiquement les taux de dommages qui en résultent puis en déduire le nombre d'arbres qui vont garder des traces lors des récoltes des produits forestiers. Les résultats vont permettre d'évaluer les pertes économiques liés à l'écorçage.

3.4.1 L'impact physique de l'écorçage

3.4.1.1 Le taux d'écorçage

C'est une variable centrale du modèle qui résulte du rapport entre la consommation totale de la population de cerfs et la biomasse en écorce disponible dans le milieu. Il permet de mesurer la pression des cerfs sur le milieu. Le temps détermine également le taux d'écorçage puisque ces dégâts n'ont lieu qu'entre les 4^{ème} et 9^{ème} années de l'arbre (Ballon et Harmard, 2003). La figure 3.30 résume les variables intervenant dans le calcul du taux d'écorçage.

Figure 3.28 : Les variables intervenant dans le calcul du taux d'écorçage



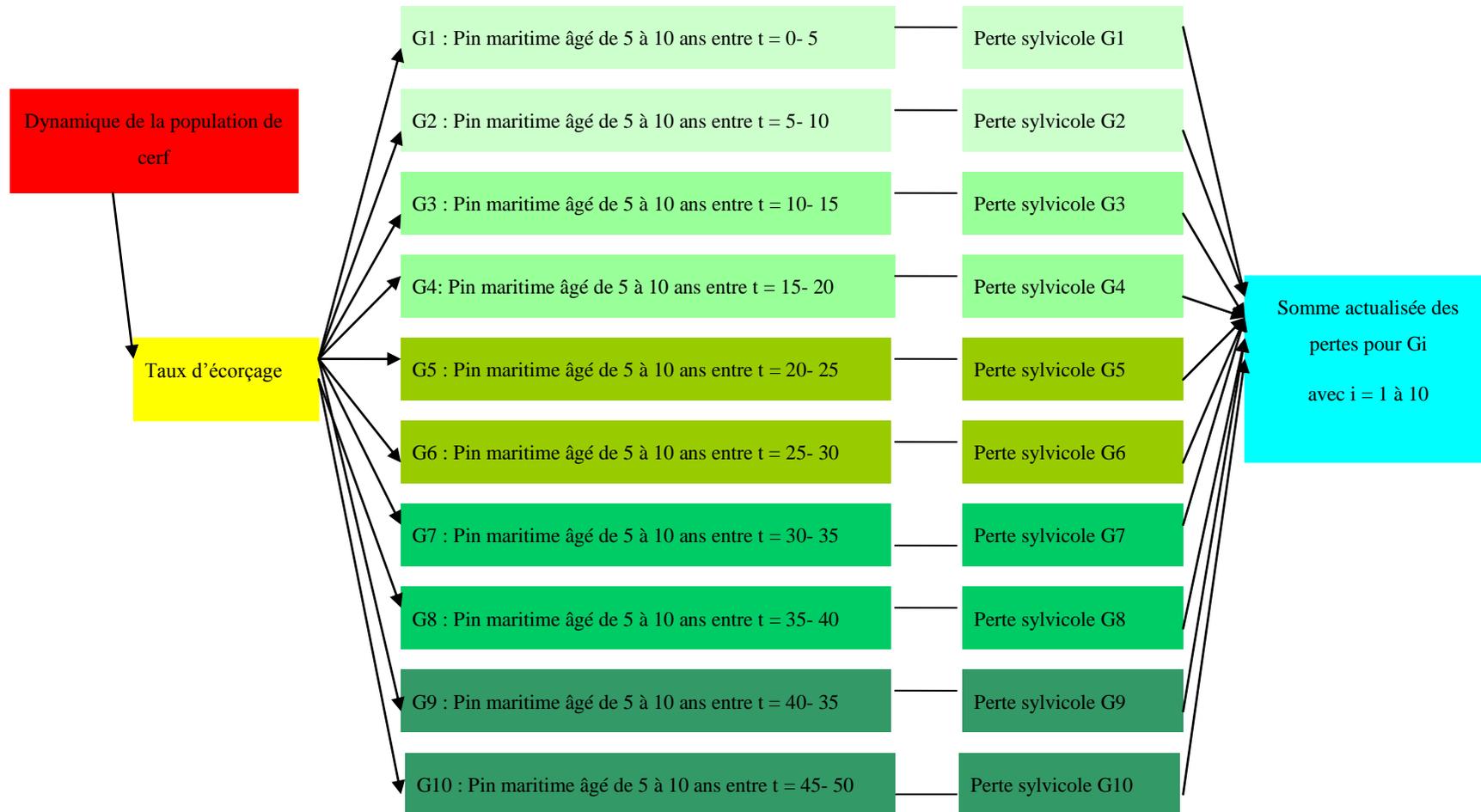
La consommation annuelle d'écorce (Cons Ecorces annuelles) dépend de la taille de la population et si celle-ci est importante, la consommation augmente proportionnellement. Le taux d'écorçage noté T_E à l'instant t et sur la génération i de forêt résulte du rapport entre la consommation totale des cerfs notée C_E à l'instant t et le stock total d'écorce disponible E_{tot} présent sur le milieu à l'instant t pour la génération i . L'équation est donc :

$$T_E = \frac{C_E(t)}{E_{tot}(i,t)} \quad (3.15)$$

Pour la génération d'arbres G1 qui a entre 5 et 10 ans, l'écorçage commence la 1^{ère} année puis se termine à la 5^{ème} année car les arbres sont sortis de la période de sensibilité. T_E dépend donc de l'âge de la parcelle. De plus, lorsque le rapport entre le besoin en écorce des cerfs et la disponibilité dans le milieu dépasse 1, le taux d'écorçage sera 100 %. En réalité, il est tout à fait possible que le cerf trouve une autre ressource alimentaire, autre que le pin maritime puisqu'il est capable d'adapter son régime alimentaire en fonction de la disponibilité dans le milieu.

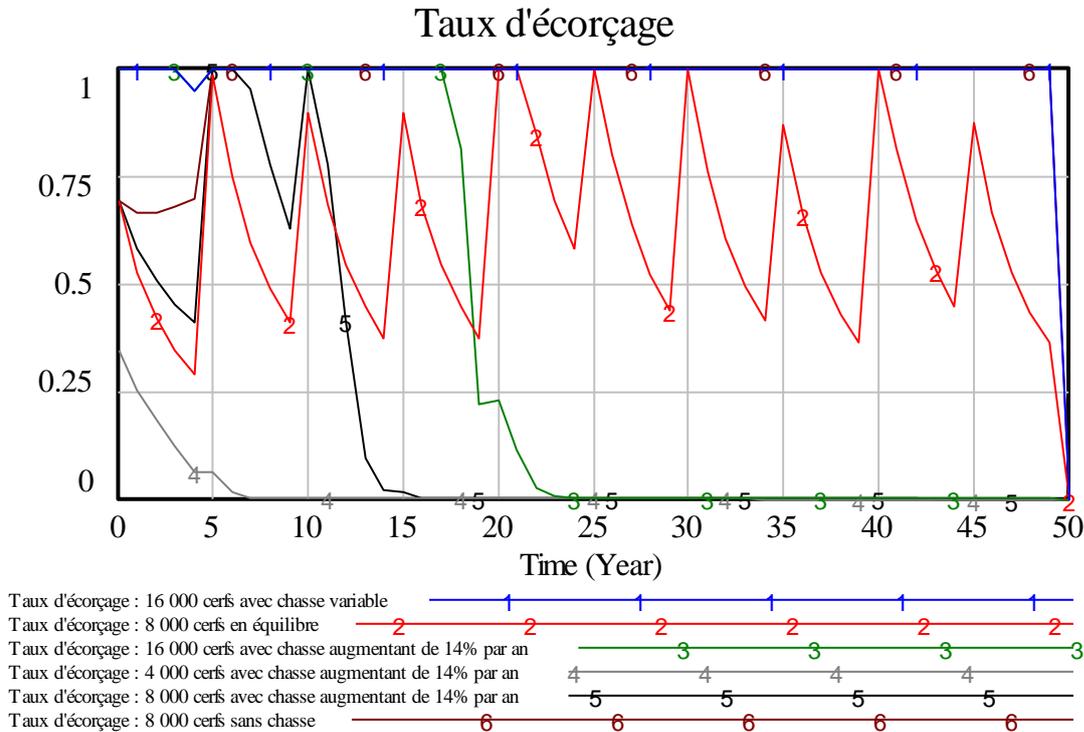
Il est à noter que le taux d'écorçage calculé ici est différent de celui employé par les études menées par le Cemagref. En effet, il se base sur le rapport entre le nombre total de plants endommagés et le nombre total de plants sur la parcelle. Dans notre modèle, c'est la même idée mais on raisonne directement en termes de quantité de biomasse. Le modèle sylvicole aura la structure suivante :

Figure 3.29 : Organisation du modèle d'écorçage par le cerf avec 10 générations de pin maritime se succédant



La génération touchée par l'écorçage change tous les 5 ans ; il faut que l'âge de la génération i soit entre 4 et 9 ans. Compte tenu de la structure en âge hétérogène de la forêt en Aquitaine, les taux d'écorçage obtenus sont très variables même si la population de cerfs est stable (scénario 2) et plus si celle-ci croît ou diminue dans le temps.

Figure 3.30 : Le taux d'écorçage obtenu sur le Massif Landais durant 50 années



Selon Skonhøft et Olaussen (2005), les fonctions de dommages forestiers sont linéaires suivant la taille de la population. C'est également le cas de nos modèles. Cependant, le fait d'introduire la variabilité de la biomasse disponible sur le milieu donne lieu à des oscillations importantes, voire des cycles, sur les taux de dommages dans le temps, avec des pics d'écorçage atteignant 100 % lors des débuts de la phase de sensibilité des parcelles de pin maritime. Ce résultat montre la difficulté de saisir l'interaction forêt-cervidés sans une approche systémique et dynamique des phénomènes.

3.4.1.2 Le nombre de plants gardant des traces d'écorçage

Taux de cicatrisation du pin maritime

Le pin maritime fait preuve d'une importante capacité de cicatrisation. En 1985, le Cemagref a prélevé 86 arbres d'éclaircies de 12 ans. Ils ont trouvé que 37 % des pins maritimes cicatrisent après 7 ans (Cemagref *et al.*, 1992). La variable « taux d'écorçage non cicatrisé »

notée T_{NC} a donc une valeur de 63 %. Ces chiffres sont proches des résultats trouvés sur le Marensin qui mesurent un taux de non cicatrisation de près 50 % (Cemagref, 1985).

Ratio dégâts récents global

Le cerf est une espèce qui reste fidèle à son domaine vital malgré des déplacements saisonniers et journaliers. Ce qui explique qu'ils peuvent revenir sur les mêmes parcelles pour écorcher. Ballon et Hamard (2003) montrent que seuls 20 % des dégâts d'écorçage sont récents. Pour ne pas compter en double les arbres qui sont écorchés plus d'une fois, on utilise le « ratio dégâts récents global » que l'on notera R . Le nombre total de plants gardant des traces d'écorçage est donc :

$$EE(t) = R \cdot T_{NC} \cdot T_E \cdot S(t) \quad (3.16)$$

Evolution des plants portant des traces avec un enlèvement précoce

On suppose que la rationalité du sylviculteur va conduire ce dernier, si c'est possible, à enlever les arbres de mauvaise qualité en premier afin d'avoir la meilleure production à la coupe rase. En effet, le bois issu des premières éclaircies a moins de valeur que le bois issu de la coupe rase. Les arbres écorchés sont prélevés lors des premières éclaircies. En suivant l'itinéraire de conduite sylvicole sans écorçage, l'équation décrivant la dynamique de stock d'arbres écorchés se présente de la façon suivante :

$$SE(t+1) = SE(0) + \Delta SE(t) - EE(t) \quad (3.17)$$

$SE(t+1)$ et $SE(t)$ représentent les stocks d'arbres ayant gardé des traces d'écorçage à l'instant $t+1$ et t . $SE(0)$ représente le stock initial que l'on va considérer comme nul, $\Delta SE(t)$ représente la croissance du stock d'arbres écorchés en fonction de la pression exercée par les animaux sur les parcelles. $EE(t)$ représente les arbres ayant gardé des traces d'écorçage qui sont enlevés par les sylviculteurs. Le taux de prélèvement normal du peuplement (éclaircies) est appliqué comme s'il n'y avait pas eu d'écorçage.

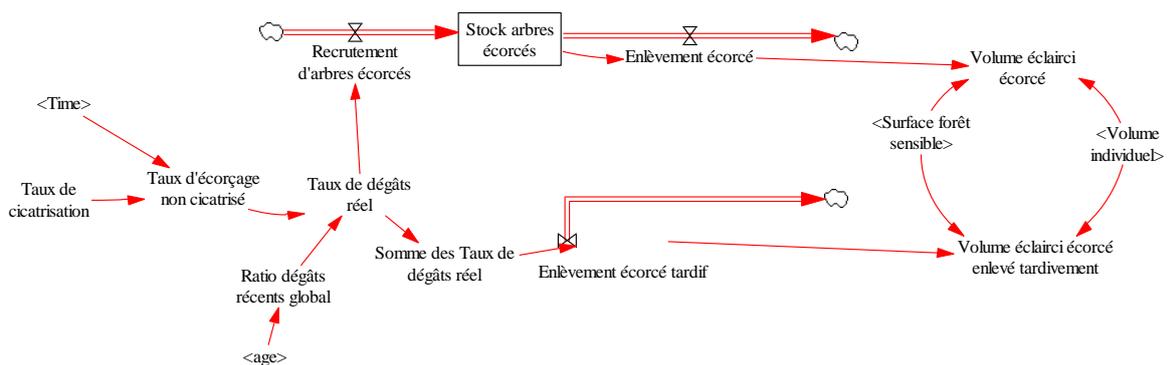
Evolution des plants portant des traces avec des enlèvements tardifs

Si le sylviculteur n'arrive pas à enlever les arbres écorchés durant les premières éclaircies, les arbres portant des traces vont être éliminés de façon proportionnelle à la récolte sans dégâts des cervidés. La somme des arbres écorchés est donc le résultat de l'accumulation des dégâts

durant les 50 années de simulation. $EE(t)$ représente les arbres ayant gardé des traces d'écorçage qui sont enlevés uniquement après que l'arbre dépasse 20 ans, soit à la troisième éclaircie. Cette hypothèse est possible lorsque les sylviculteurs n'arrivent à détecter les arbres ayant gardé des traces d'écorçage ou lorsqu'ils sont concentrés au même endroit.

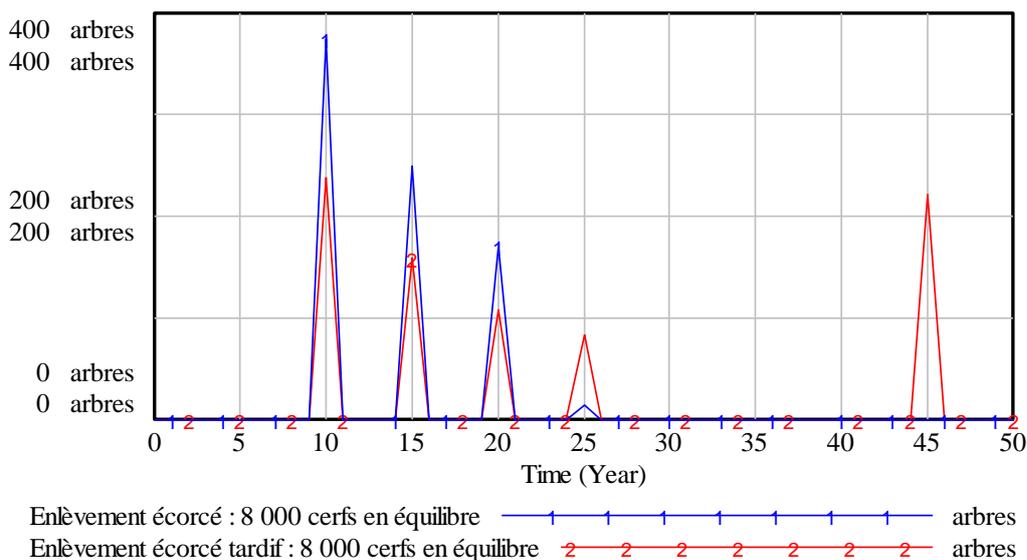
Le modèle se présente de la façon suivante :

Figure 3.31 : Le modèle de croissance de pin maritime écorcé



Le stock considéré ici est celui des arbres écorcés sur une parcelle de base de 1 ha. Il est alimenté par le « Recrutement d'arbres écorcés » et diminue avec « Enlèvement écorcé ». La croissance des arbres écorcés vient du taux d'écorçage initial multiplié par le nombre d'arbres sur pied auquel on enlève les arbres qui ont cicatrisé.

Figure 3.32 : Comparaison de la production de pin maritime entre un enlèvement précoce et tardif des arbres écorcés (arbres par ha)



Avec l'hypothèse d'une population stable à 8 000 cerfs, le sylviculteur peut essayer de les éliminer le plus tôt possible pour que cela ne concerne pas la coupe rase (ligne bleue). S'il les élimine de façon aléatoire en agissant comme s'il n'y avait pas dégâts d'écorçage, on considère qu'une même proportion des différents types de production va garder des traces, dont une partie de la coupe rase (ligne rouge).

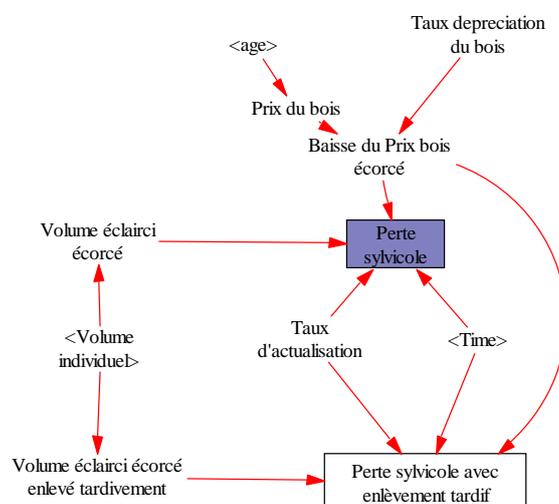
3.4.2 L'impact économique de l'écorçage

La perte économique des sylviculteurs est calculée en multipliant le volume de bois concerné avec la variation des prix liée à l'écorçage. La perte économique est la valeur actualisée de la somme cumulée par année du manque à gagner du sylviculteur dû à la dépréciation de la qualité du bois. La perte sylvicole totale due à l'écorçage pour l'ensemble du Massif Landais notée $NPV \text{ cost}_1$ est la somme actualisée des pertes économiques sur les 10 générations et sur les 50 années.

$$NPV \text{ cost}_1 = \sum_{i=0}^9 \sum_{t=0}^{50} \Delta p_i(t) \times V_e(t) \times \frac{1}{(1+\delta)^t} \quad (3.18)$$

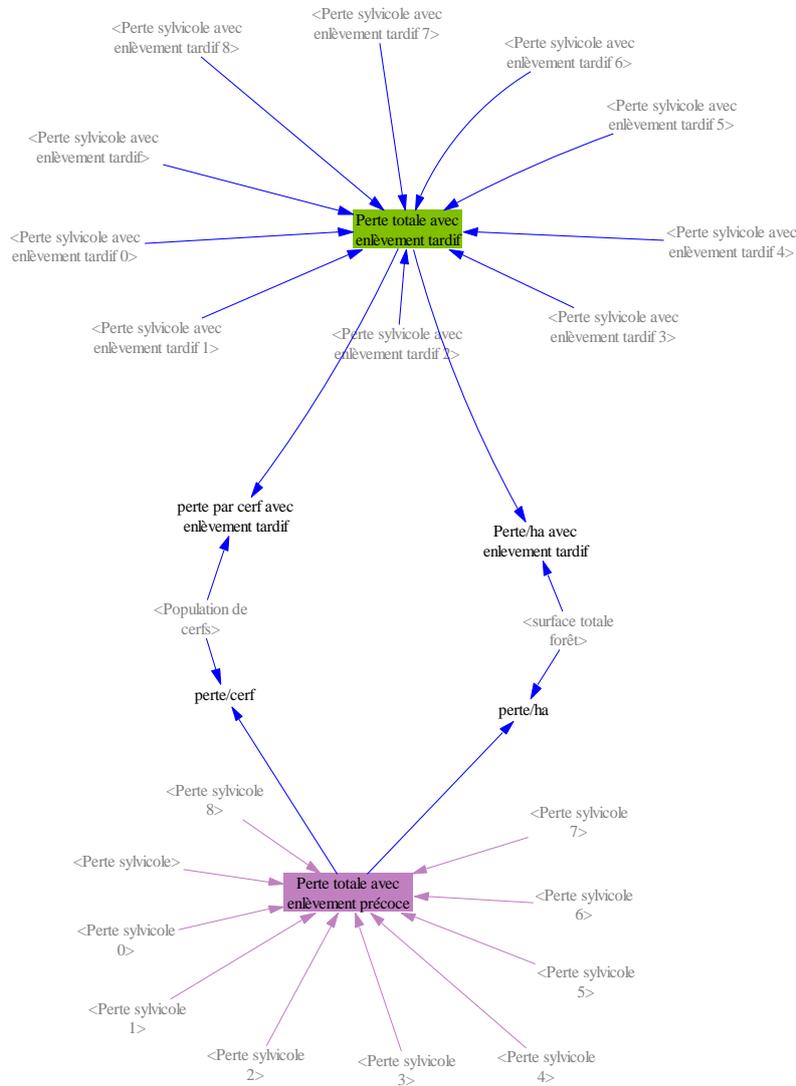
$\Delta p_i(t)$ représente la différence de prix due à la baisse de qualité qui va dépendre de l'âge de l'arbre et donc de la succession des générations i , $V_e(t)$ le volume de bois écorcé vendu par type de génération (tardivement ou précocement) et δ le taux d'actualisation fixé à 4 %. L'utilisation de ce taux d'actualisation pose comme hypothèse que les pertes économiques dans une période future ont moins de valeur que si elles survenaient au moment présent. Le modèle de perte économique sur une génération sur Vensim est présenté dans la figure 3.33.

Figure 3.33 : Modèle sur les pertes économiques dues à l'écorçage pour les sylviculteurs



La perte économique sur le Massif Landais sera le résultat de la somme de toutes les pertes économiques par génération comme le montre la figure 3.34.

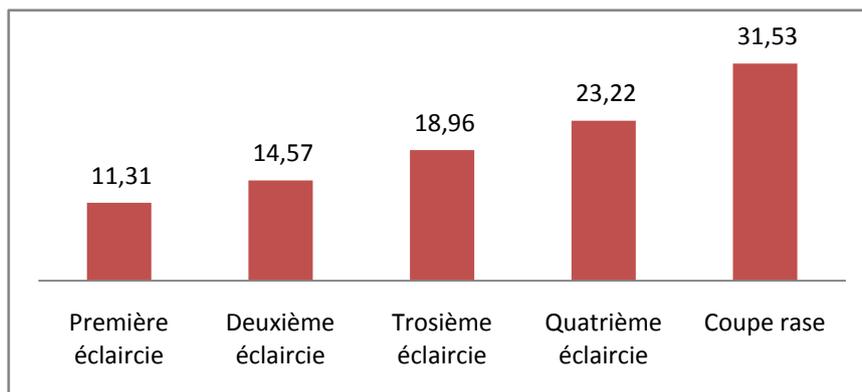
Figure 3.34 : Les pertes économiques liées à l'écorçage sur l'ensemble du Massif Landais



3.4.2.1 Les prix du bois de pin maritime par type de production

Les prix du bois sont différents suivant la génération i car il dépend du volume de l'arbre et donc de l'âge et du type d'éclaircie. Plus l'arbre est âgé, plus il a de la valeur commerciale comme le montre la figure 3.35.

Figure 3.35 : Prix de vente moyen de mètre cube de pin maritime au départ des sylviculteurs (euros/m³)



Source : CRPF, 2005.

Ces chiffres proviennent des ventes de bois non coupés suivies par le CRPF durant l'année 2005. Les prix de vente du pin maritime sont trois fois plus élevés à la coupe rase (environ 31,53 euros/m³) qu'à la première éclaircie (environ 11,31 euros/m³).

3.4.2.2 La variation du prix du bois écorcé

La mortalité de l'arbre est rare mais on constate cependant une perte de qualité du bois, entraînant une perte économique importante sur les forêts de production (Nielsen *et al*, 1982 ; Gill, 1992). Lorsque la cicatrization du bois est incomplète, l'écorçage conduit à une perte de qualité des produits destinés à la menuiserie. C'est le seul impact significatif de l'écorçage avancé par les biologistes car les mortalités directes et les problèmes sanitaires sont négligeables. Ces prix n'indiquent cependant pas les pertes économiques sur la valeur du bois écorcé. Pour mesurer l'effet sur le prix de marché, il faut attendre que les arbres écorcés actuellement parviennent à l'âge de l'exploitation.

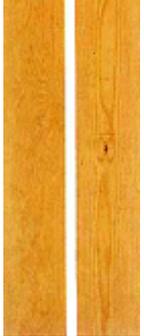
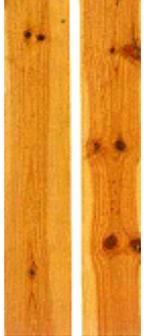
Le prix des bois sciés peut varier sensiblement en fonction des irrégularités sur la surface du bois. Les défauts qui peuvent conduire à une baisse des prix de vente sont :

- ❖ Les nœuds qui proviennent des branches non élaguées et éventuellement de l'écorçage, durant la période de croissance de l'arbre qui laisse des traces ;
- ❖ Les flashes qui sont des défauts de coupe qui déforment la grume ;
- ❖ Les fentes qui peuvent être dues au séchage ou aux contraintes de croissance ;
- ❖ Les gerces qui sont des fentes étroites dues au séchage ;

- ❖ Les poches de résines qui sont des cavités allongées renfermant de la résine et qui peuvent provenir de l'écorçage en sève.

Les fentes et les poches de résine peuvent être des défauts que l'on peut attribuer à l'écorçage. Pour cela, il convient de considérer la différence de prix entre les qualités de type OA, OB avec les types 1 et 2 pour lesquels les fentes sont « tolérées », puis avec les types 3A et 3B pour lesquels les fentes sont admises.

Tableau 3.5 : Comparaison des qualités de bois sciés

| | Qualité OA | Qualité OB | Qualité 1 | Qualité 2 | Qualité 3A | Qualité 3B | | | | | | |
|--|---|--------------|--|--|--|------------|--|--|--|--|--|--|
| Exemples en photos |  | |  | |  | |  | |  | |  | |
| Nœuds | exclus | <25 mm | <40 mm | <45 mm | admis | admis | | | | | | |
| Fentes | très légères | très légères | tolérées | tolérées | admises | admises | | | | | | |
| Flashes | exclues | exclues | exclues | admises | admises | admises | | | | | | |
| Gerces | admises | admises | admises | admises | admises | admises | | | | | | |
| Poches de résines | exclues | très légères | légères | admises | admises | admises | | | | | | |
| Prix moyens en 2006 (en euros HTVA, par départ camion) | 320 | 221,5 | 175,13 | 184,5 | 125,38 | | | | | | | |
| Produits finis | Moulure, parquet, lambris, ameublement, agencement, escalier, menuiserie, meuble en kits, clin, bardage | | Clin, bardage, mobilier extérieur | Charpente, élément de structure, volige de toiture, emballage, palette, caisse | | | | | | | | |

Source : Mercuriale Bois Energie du CEEB, 2007 (www.frenchwood.com).

Ce tableau montre qu'il y a une modification de l'usage de la grume en fonction des différentes qualités. Les défauts liés aux fentes et aux poches de résine apparaissent entre la qualité OB et la qualité 1, ce qui représente un écart de prix de 21 %. Ces prix ne prennent pas en compte les baisses de qualités technologiques de l'arbre mesurées par le Cemagref et le GERE (1988), Ballon et Maizeret (1991) sur le pin maritime écorcé. En effet, ces pertes ne sont peut-être pas perceptibles au moment de la vente des grumes mais peuvent affecter soit les industriels de la transformation des grumes en meuble par exemple, soit par les clients finaux.

Les différences de prix dans le tableau 3.5 ne sont pas entièrement expliquées par les conséquences de l'écorçage. Aussi, nous retenons par hypothèse que le prix du bois écorcé diminue de 5 %, soit le quart de la perte de valeur liée aux autres défauts de qualité du bois.

3.4.2.3 Le volume de produits portant des traces

La forme du bois est assimilable à une forme conique (Maugé, Gennegeuz, 1993), d'où le volume unitaire noté $V(t)$ est :

$$V(t) = \frac{0.45 * h(t) * C(t)^2}{4 * \pi} \quad (3.19)$$

Avec C la circonférence et $h(t)$ la hauteur. Le volume de bois écorcé noté $V_e(t)$ est donné par :

$$V_e(t) = V(t) \cdot EE(t) \cdot Surf(i) \quad (3.20)$$

$EE(t)$ est le nombre de plants écorcés par hectare tardivement ou précocement. $Surf(i)$ correspond à la surface de forêt sensible de chaque génération.

3.4.2.4 Résultats avec 10 générations de pin maritime

Lorsque ces parcelles sortent de la période de sensibilité, les cerfs vont se déplacer vers d'autres parcelles âgées entre 5 et 10 ans. Les pertes économiques sont décrites dans les figures 3.36 et 3.37 :

Figure 3.36 : Les pertes économiques liées à l'écorçage du cerf avec un enlèvement tardif (M = millions d'euros)

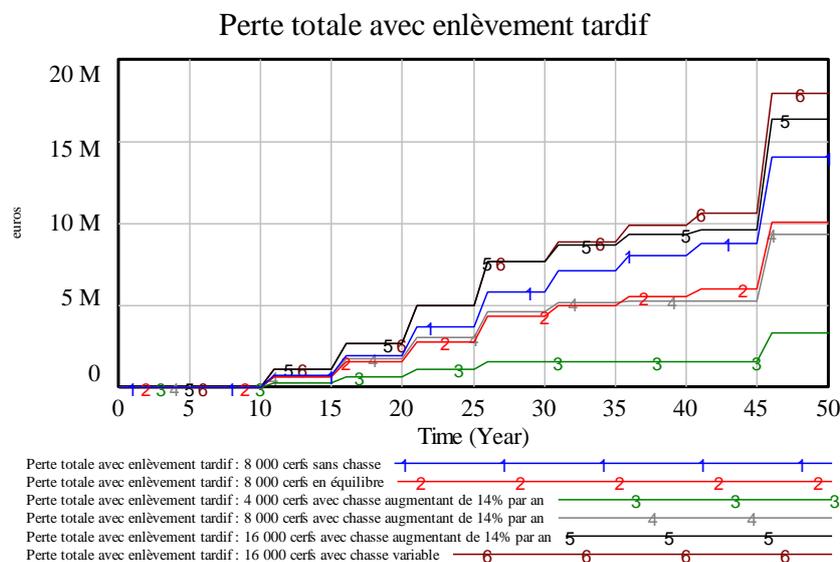
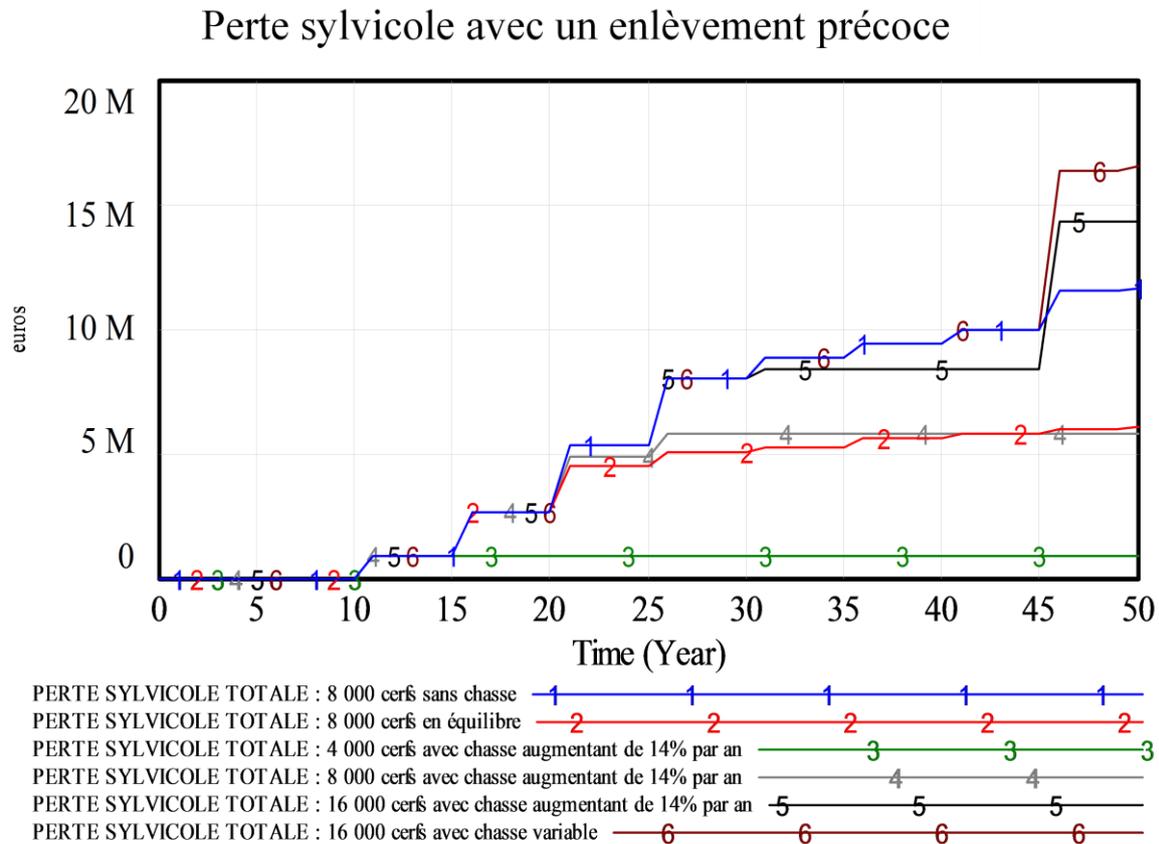


Figure 3.37 : Les pertes économiques liées à l'écorçage du cerf avec un enlèvement précoce (M = millions d'euros)



Sur l'ensemble du Massif Landais avec les dix générations qui se succèdent, la perte économique actualisée sur 50 ans varie de 0,92 à 14,45 millions d'euros avec un enlèvement précoce, soit en moyenne de 2,75 à 42,68 euros par ha et un coût de 3,47 à 221,85 euros par cerf par an. Avec un enlèvement tardif, la perte économique totale varie entre 3,31 et 16,42 millions d'euros, soit en moyenne entre 9,88 et 49,03 euros par ha et un coût de 4,17 à 252,27 euros par cerf par an. Ces fourchettes de valeurs sont larges du fait des hypothèses sur la dynamique de la population notamment la taille initiale de la population et la gestion de la chasse. Le scénario avec une population de 8 000 cerfs et stable au cours de 50 années de simulation donne un coût moyen annuel de 25,2 euros sans réparation. Des résultats plus détaillés sont présentés dans l'annexe 11.

3.4.3 Test de sensibilité des résultats

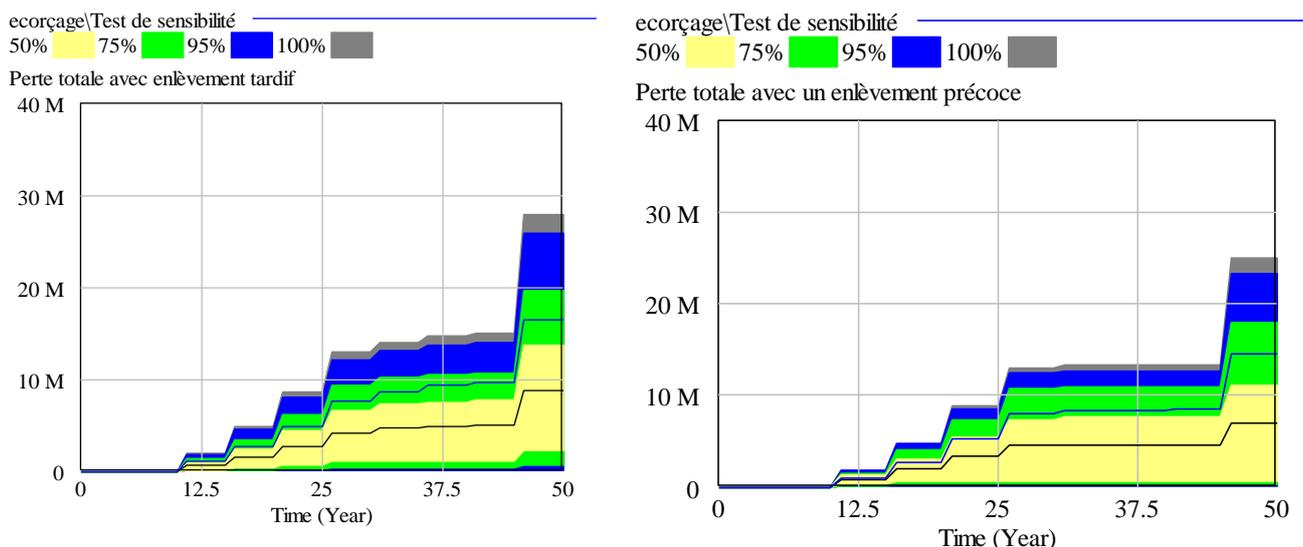
Un test de sensibilité est utilisé afin d'analyser la robustesse du modèle lorsque l'un ou plusieurs des paramètres incertains dans les modèles changent. En effet, ce type de modèle dynamique comme nous l'avons vu, se base sur des paramètres qui sont en réalité difficiles à mesurer. Par ailleurs, certains paramètres, même connus lors de la construction du modèle,

peuvent changer radicalement au cours du temps. Ceci peut laisser des doutes sur la plausibilité des résultats. Le logiciel Vensim DSS permet de résoudre ces problèmes par les simulations de Monte Carlo connues également sous l'appellation d'analyse de sensibilité multivariable (Vensim, 2002). Il s'agit de considérer les paramètres incertains comme étant des variables aléatoires. Plusieurs distributions théoriques sont proposées dans le logiciel Vensim DSS : la loi de distribution uniforme (par défaut) ; la loi de distribution normale, etc. Les variables introduites dans le test de sensibilité sont :

- La taille de la population initiale qui suit une distribution uniforme avec une valeur minimale de 0 et maximale de 16 000 cerfs.
- Le taux de dépréciation de la valeur du bois dans le futur qui suit une distribution uniforme avec une valeur minimale de 0 et maximale de 10 %.

L'analyse de sensibilité fonctionne en faisant varier ces valeurs suivant leur distribution théorique avec 200 simulations. La figure 3.38 montre les seuils de confiance des résultats sur l'estimation des pertes économiques déclinés en différentes zones de couleur. Avec un seuil de confiance de 100 %, la perte économique avec un enlèvement tardif est inférieure à 28 millions d'euros sur 50 ans. Avec un seuil de confiance de 95 %, elle se situe dans les zones bleues, 75 % dans les zones vertes et 50 % dans la zone en jaune. La même interprétation peut être effectuée sur les pertes économiques avec un enlèvement précoce.

Figure 3.38 : Test de sensibilité du modèle d'écorçage par le cerf avec un enlèvement tardif et précoce



Le trait bleu représente le scénario de base du modèle tandis que le trait noir représente la moyenne des résultats avec les 200 simulations. On peut en déduire que le modèle est robuste puisque ces deux traits sont peu éloignés l'un de l'autre. Néanmoins, il y a de fortes

incertitudes. D'autres paramètres tels que la capacité de charge du milieu et le taux de croissance de la population auraient dus être testés de la même façon mais ces données sont peu connues en France et encore moins dans la région Aquitaine.

3.5 L'impact de l'abrouissement par chevreuil

L'impact principal de l'abrouissement des plants de pin maritime est la fourchaison du bourgeon terminal (Ballon, Maizeret, 1991). La mortalité, les retards de croissance et les maladies diverses sont peu cités dans la littérature. Nous allons traiter uniquement ce type d'impact. Il s'agit de la consommation de la pousse terminale du plant, engendrant ainsi une fourchaison de l'arbre. Le modèle de gestion sylvicole est repris avec une densité à l'installation de 1 275 plants, 4 éclaircies et une coupe rase à 50 ans (Cf. modèle de croissance de pin maritime 3.3.2).

3.5.1 L'impact physique de l'abrouissement

3.5.1.1 Le taux d'abrouissement

Le taux d'abrouissement T_{AB} résulte du rapport entre le stock total de branche comestible Br_{tot} présent sur le milieu et la consommation totale des chevreuils C_{Br} . L'équation est donc :

$$T_{AB} = \frac{C_{Br}}{Br_{tot}} \quad (3.21)$$

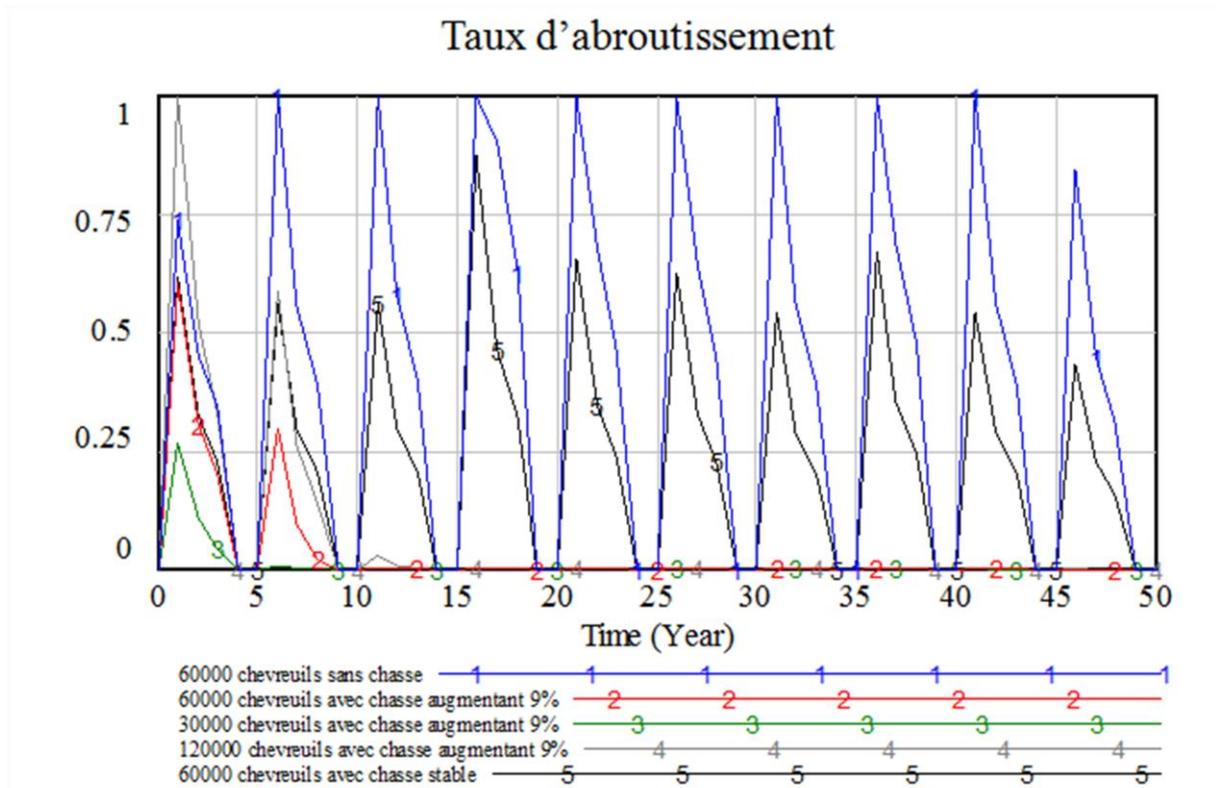
L'abrouissement commence à la 1^{ère} année puis se termine à la 3^{ème} année car les arbres sont sortis de la période de sensibilité. De plus, les branches doivent être à moins de 1,2 m de hauteur pour être accessible aux chevreuils. T_{AB} dépend donc de l'âge de la parcelle. De plus, lorsque le rapport entre le besoin des chevreuils et la disponibilité dans le milieu dépasse 1, le taux d'abrouissement sera 100 %.

En gardant les hypothèses utilisées dans la simulation de la dynamique de la population, le taux d'abrouissement sur l'ensemble des 10 générations d'arbres en rotation sur l'ensemble du Massif Landais est présenté la figure 3.39.

Le déséquilibre biologique sur la population de chevreuil apparaît ici dans le scénario 1. Le taux d'abrouissement évolue parallèlement à la dynamique de la population et s'annule quand celle-ci disparaît. Le taux d'abrouissement avec une population initiale de 60 000 chevreuils atteint 40 % en moyenne durant les trois premières années. Il est de 16,6 % en moyenne avec une population initiale de 30 000 chevreuils. Dans le rapport départemental de

l'Observatoire national des dégâts des cervidés en forêt, Ballon et Hamard (2003) trouvent que la majorité des placettes observées présente un taux d'abrouissement entre 10 et 20 % durant la saison de 1999/2000. On peut donc en déduire que l'hypothèse de 30 000 chevreuils semble être plus proche de la réalité que celle des 60 000 chevreuils.

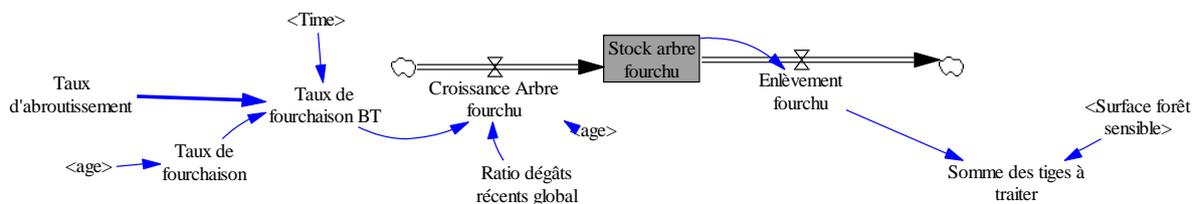
Figure 3.39 : Résultat du taux d'abrouissement obtenu sur 10 générations de pin maritime sur tout le Massif Landais



3.5.1.2 L'impact physique de l'abrouissement

Le modèle de croissance d'arbres fourchus après un abrouissement se présente de la façon suivante :

Figure 3.40 : Le modèle de croissance de pin maritime abrouiti



Le taux d'abrouissement obtenu est ensuite affecté sur une parcelle de base, identique à une situation sans dégâts. Les arbres abrouitis ont un risque de 12 % d'être fourchu, s'ils sont abrouitis durant la 2^{ème} année de plantation et 43 % de risque si l'abrouissement a lieu à la

3^{ème} année (Ballon et Maizeret, 1991). Ensuite, comme dans les dégâts d'écorçage, on distingue également des dégâts récents et des dégâts anciens, qui sont les arbres sur lesquels les chevreuils vont revenir plus d'une fois. On fait l'hypothèse que cela se réduit à une seule attaque. Selon les études du Cemagref, environ 20 % des dégâts sont récents (Ballon, Hamard, 2003).

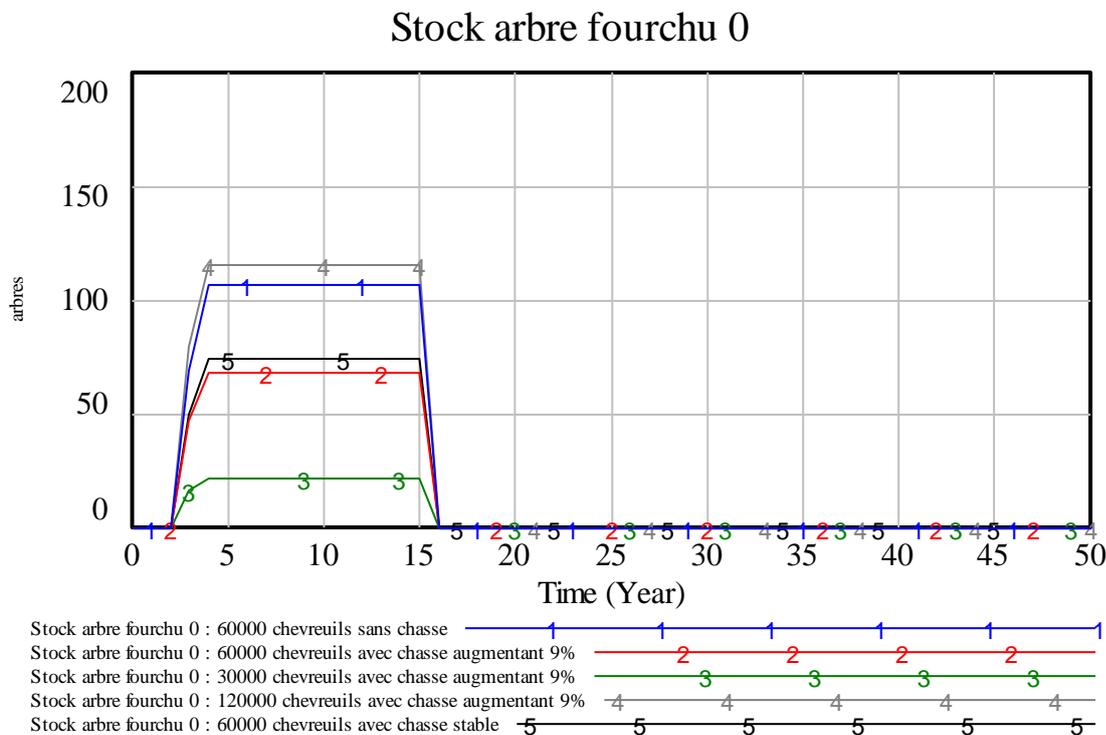
L'accroissement d'arbres abroustis noté $\Delta SA(t)$ durant une année t résulte de la multiplication du taux d'abroustissement T_{AB} calculé précédemment, du taux de fourchaison T_F , du ratio de dégât récents R et du stock d'arbres disponibles sur la parcelle $S(t)$.

$$\Delta SA(t) = T_{AB} \cdot T_F \cdot R \cdot S(t) \quad (3.22)$$

Cet accroissement d'arbres abroustis $\Delta SA(t)$ va alimenter un stock d'arbres fourchus sur 1 ha de forêt (arbres) noté $SA(t+1)$. Ce dernier diminue ensuite en fonction des arbres fourchus éliminés lors des éclaircies ou de la coupe rase notés $EA(t)$, le stock initial d'arbres fourchus $SA(0)$ étant considéré comme nul.

$$SA(t+1) = SA(0) + \Delta SA(t) - EA(t) \quad (3.23)$$

Figure 3.41 : Evolution du stock d'arbres fourchus sur une parcelle de 1 ha de forêt de pin maritime



Le tableau suivant résume les variables liées aux impacts physiques des cervidés.

Tableau 3.6 : Les variables et paramètre utilisés sur l'impact physique de l'écorçage

| Variable | Description (unités) |
|----------------|--|
| T_{AB} | Taux d'abrouissement |
| T_e | Taux d'écorçage |
| T_F | Risque de fourchaison 12 % la 2 ^{ème} année et 43 % la 3 ^{ème} année |
| T_{NC} | Risque de non cicatrisation de l'écorçage |
| R | Taux de dégâts récents 100 % la première année d'attaque puis 20 % |
| SE(t) | Stock d'arbres écorcés par ha (arbres) |
| $EE(t)$ | Nombre d'arbres écorcés dans la production par ha (arbres) |
| $\Delta SE(t)$ | Recrutement du nombre d'arbres écorcés par ha (arbres) |
| SA(t) | Stock d'arbres fourchus dans 1 ha de forêt (arbres) |
| $EA(t)$ | Nombre d'arbres fourchus éliminés dans la production par ha (arbres) |
| $\Delta SA(t)$ | Accroissement du nombre d'arbres fourchus par ha (arbres) |

3.5.2 L'impact économique de l'abrouissement

Comme dans le modèle d'écorçage, 10 générations de pin maritime se succèdent durant 50 ans. La perte totale pour l'ensemble du Massif Landais liée à l'abrouissement notée $NPVcost_2$ est :

$$NPVcost_2 = \sum_{i=0}^9 \sum_{t=0}^{50} \Delta p_i(V) \times EA(t) \times Surf(i) \times \frac{1}{(1+\delta)^t} \quad (3.24)$$

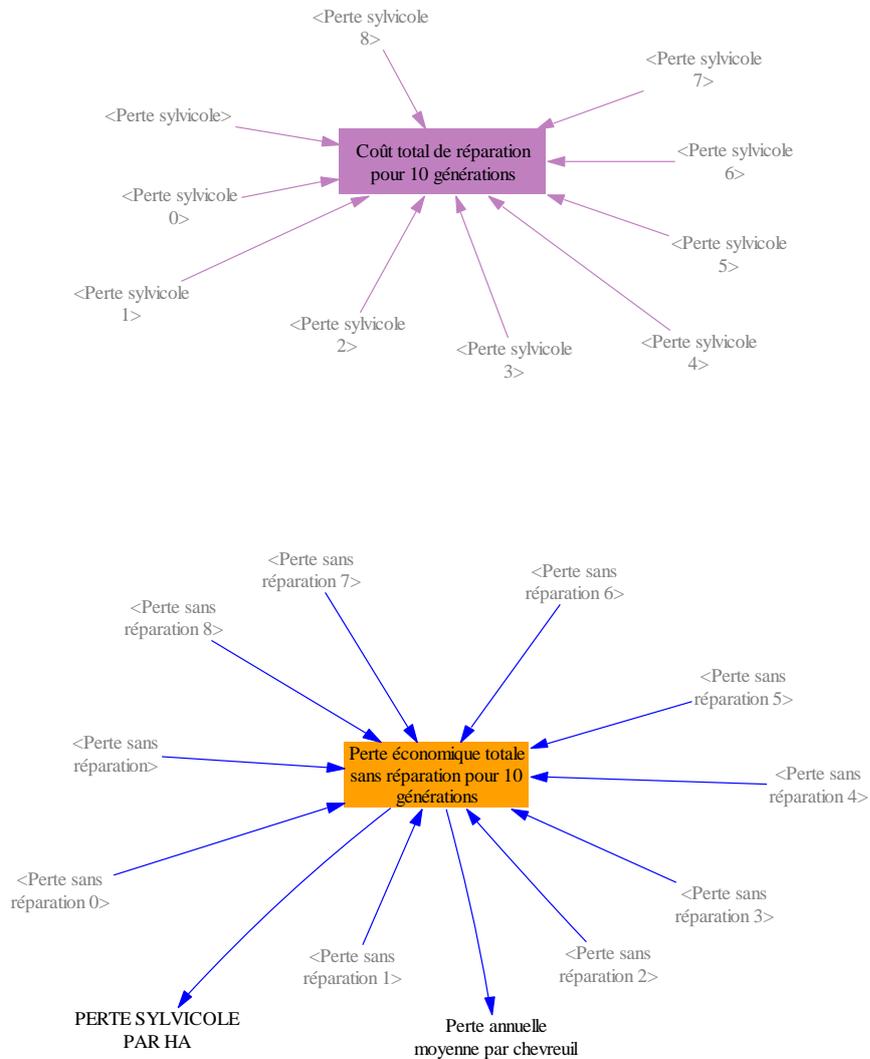
où i désigne les générations, $\Delta p(V)$ la différence de prix liée à une baisse de volume, $EA(t)$ le nombre arbres fourchus se trouvant dans les produits finaux (éclaircie ou coupe rase), $Surf(i)$ la surface sensible qui varie suivant les générations et δ est le taux d'actualisation fixé à 4 %.

Les dégâts ayant eu lieu plus tôt que l'écorçage, une réparation des tiges endommagés est envisageable. Le nombre de tiges à traiter dépend alors des générations concernées. La perte totale pour le Massif Landais est la somme actualisée des coûts de réparation sur 50 ans. On utilisera alors l'équation suivante :

$$NPVcost_3 = \sum_{i=0}^9 \sum_{t=0}^{50} c \times SA(t) \times Surf(i) \times \frac{1}{(1+\delta)^t} \quad (3.25)$$

c représente le coût de réparation unitaire des tiges fourchues et $SA(t)$ le nombre de plants de pin maritime sur pied présentant des bourgeons fourchus et qui doivent être réparés. Les autres variables sont similaires aux autres modèles économiques. Sur Vensim, le modèle économique avec l'hypothèse de réparation se présente de la façon suivante :

Figure 3.42 : Modèle sur les pertes économiques dues à l'abrouissement par le chevreuil



3.5.2.1 La variation du prix du bois abrouiti

Dans la thèse de Pajot (2006), il est montré que le prix du pin maritime dépend du volume du plant suivant une fonction du second degré :

$$p(v) = -9,17V^2 + 34,69V + 3,39 \quad (3.26)$$

On pose que l'abrouissement conduit à une division du tronc principal en deux troncs ayant des circonférences deux fois plus faibles comme Ward *et al.* (2004). On obtient que le volume

final du bois est quatre fois plus faible car l'abroustissement en jeune âge atteint la forme conique.

$$v_B = \frac{0.45 * H * (C/2)^2}{4 * \pi} = \frac{V}{4} \quad (3.27)$$

Cette relation est ensuite insérée dans la fonction de prix. Le prix du bois fourchu noté $p_b(v)$ est donnée par :

$$p_b(v) = 2 * (-9,17(V/4)^2 + 34,69(V/4) + 3,39) \quad (3.28)$$

La différence de prix est donné par :

$$\Delta p(V) = p(V) - p_b(V) = -8,03 V^2 + 17,34V - 3,39 \quad (3.29)$$

L'application de l'équation (3.29) à un arbre de pin maritime donne les résultats suivants.

Tableau 3.7 : Les variations de prix liées à l'abroustissement

| | Age | Volume (m3) | Variation du prix (euros/arbre) |
|---------------------|-----|-------------|---------------------------------|
| Première éclaircie | 15 | 0,128 | -1,31 |
| Deuxième éclaircie | 20 | 0,248 | 0,41 |
| Troisième éclaircie | 25 | 0,399 | 2,23 |
| Quatrième éclaircie | 30 | 0,569 | 3,85 |
| Coupe Rase | 50 | 1,279 | 5,60 |

La variation du prix entre du bois ayant subi une fourchaison et un arbre sain peut être négative à la première éclaircie en raison de la croissance en volume non linéaire. Le pin maritime connaît une croissance, plus rapide à la première éclaircie que vers la fin du cycle.

3.5.2.2 Le coût de réparation

En effet, si le sylviculteur n'intervient pas, la tige apicale ne domine plus. Au lieu d'avoir un tronc unique exploitable, il y a plusieurs ramifications. Le coût unitaire d'une coupe de formation noté c est de 0,10 euros (Mercuriale, prix des travaux forestiers, CRPF, 2005). Le tableau 3.7 résume les variables utilisées dans la partie économique du modèle sur l'abroustissement des chevreuils et l'écorçage des cerfs.

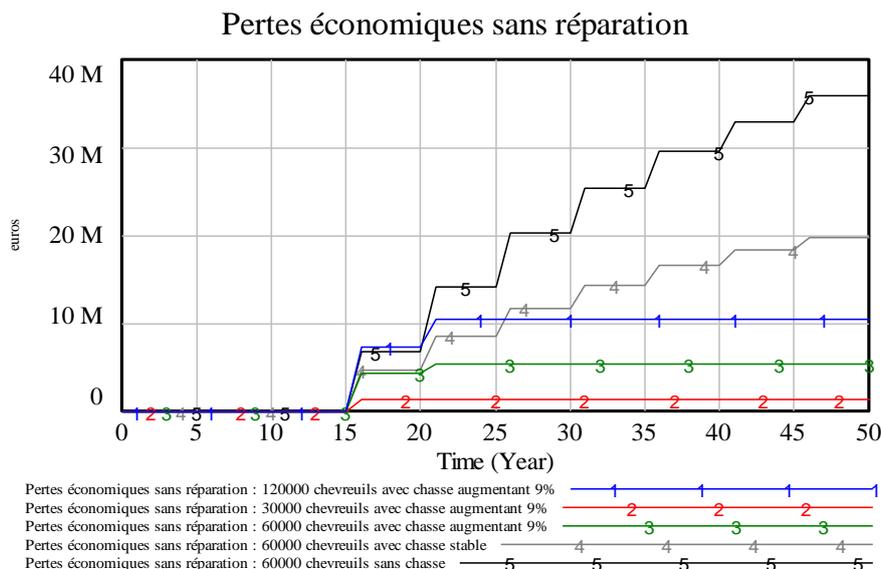
Tableau 3.8 : Liste des variables utilisées dans les modèles économiques

| Variable | Description | Valeur | Référence |
|------------|---|------------------|-------------|
| NPVcost | Valeur actualisée nette des pertes (ou coûts) économique sur 50 ans | Variable | Calculé |
| Δp | Différence de prix due aux dégâts forestiers | Variable | Calculé |
| SA | Nombre d'arbres fourchus récoltés | Variable | Calculé |
| EA | Nombre d'arbres fourchus à traiter | Variable | Calculé |
| Ve | Volume d'arbres écorcés | | |
| c | Coût de réparation unitaire d'un arbre | 0,10 euros/arbre | CRPF-France |
| δ | Taux d'actualisation | 4 % | |

3.5.2.3 Résultats avec 10 générations de pin maritime

La perte économique liée aux arbres fourchus sans réparation forme une courbe cumulative en escalier à mesure que le temps avance. Ceci est dû à l'augmentation de la variation des prix par type d'éclaircies touchées par les dégâts du chevreuil. La figure 3.43 montre que la perte économique la plus élevée correspond au scénario avec une population initiale de 60 000 chevreuils sans chasse avec 46,68 millions d'euros sur 50 ans. Une population stable avec cette même taille de la population donnerait une perte totale de 19,70 millions d'euros. Une population de taille deux fois plus faible (30 000 chevreuils) avec une pression de chasse élevée donne une perte économique de 13,57 millions d'euros sur 50 ans. Des résultats plus détaillés sont présentés dans l'annexe 12.

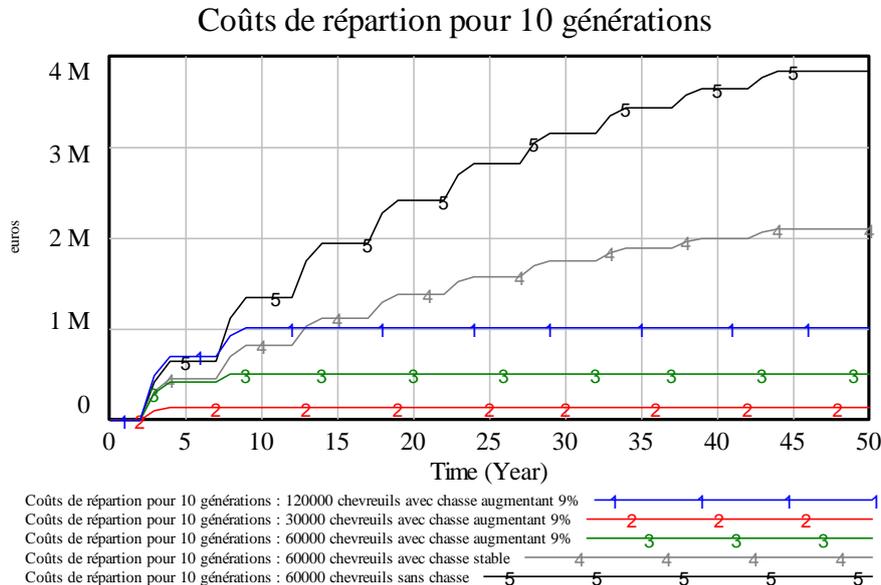
Figure 3.43 : Les pertes économiques liées à l'abroustissement pour 10 générations (M= millions d'euros)



Si les sylviculteurs décident de réparer les tiges présentant un bourgeon terminal fourchu, les coûts de réparation sont dix fois moins élevés que les pertes économiques sans réparation. Ce

coût variera en fonction de la taille de la population initiale, de la gestion sylvicole et de la chasse.

Figure 3.44 : Les coûts de réparation des tiges fourchus sur les 10 générations de pin maritime (M= millions d'euros)



3.5.3 Test de sensibilité des résultats

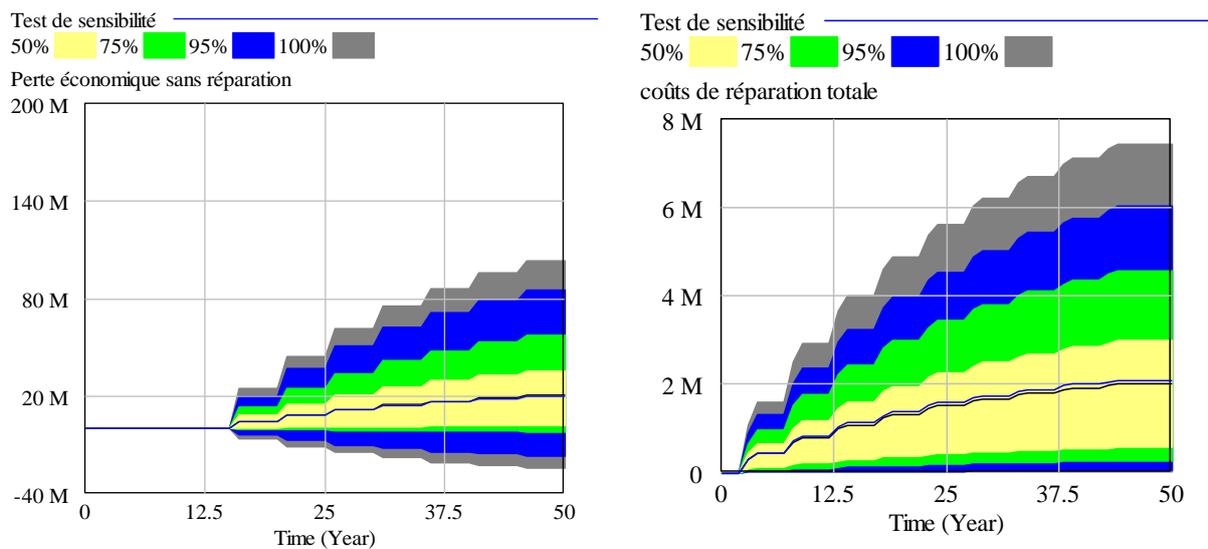
Du fait de la présence des paramètres incertains introduits dans le modèle, un test de sensibilité est nécessaire afin d'analyser la robustesse du modèle. Les variables testées dans le test de sensibilité sont :

- La taille de la population initiale qui suit une distribution uniforme avec une valeur minimale de 0 et maximale de 120 000 chevreuils.
- La capacité de charge du milieu qui varie entre 6 à 21 chevreuils par km² (Gaillard *et al.*, 1998)
- Un taux de natalité variant de 50 % à 70 % (Gaillard *et al.*, 1998)
- Longévité entre 10 et 15 ans (Gaillard *et al.*, 1998)
- La différence de prix du bois subissant une perte de volume dans le futur qui suit une distribution uniforme avec une valeur minimale de -1,31 euros et maximale de 5,60 euros par arbre.
- Le coût de réparation des plants fourchus qui suit une loi uniforme avec une valeur minimale de 0 à 0,2 euros par arbre.

Avec 200 simulations, la figure 3.45 montre les seuils de confiance des résultats sur l'estimation des pertes économiques déclinés en différentes zones de couleur. Avec un seuil de confiance de 100 %, la perte économique sans réparation se situe entre 100 millions

d'euros sur 50 ans et -30 millions d'euros. Contre toute attente, il peut donc y avoir un bénéfice par rapport à l'abrouissage car le volume du bois de pin maritime fourchu est plus important que celui du bois sans dégât. Ce bénéfice n'apparaît que si le bois fourchu est éliminé et vendu à la première éclaircie pour fabriquer par exemple des pâtes à papier et servir de bois de feu. Avec un seuil de confiance de 95 %, la perte économique se situe dans les zones bleues, 75 % dans les zones vertes et 50 % dans les zones en jaune. La même interprétation peut être effectuée sur les coûts de réparation.

Figure 3.45 : Test de sensibilité du modèle d'abrouissage avec ou sans réparation des dommages



Le test de sensibilité montre que le modèle est robuste puisque les hypothèses retenues dans le modèle coïncident avec la moyenne des simulations. Cependant, les fourchettes données ici sont trop larges du fait de fortes incertitudes sur ces paramètres.

Conclusion

En 2008, un décret relatif à l'indemnisation des dégâts sylvicoles donne un enjeu important à la question de dommage forestier car il offre aux sylviculteurs la possibilité de se faire indemniser. Cette sous-partie avait pour but d'explorer les pertes économiques engendrées par les dommages forestiers, qui sont moins bien connus que les dommages agricoles. Une analyse des données collectées auprès des sylviculteurs, complétée par une analyse des études scientifiques sur le Massif des Landes de Gascogne, a permis d'établir une relation qualitative entre les dégâts des cervidés et les impacts sur la sylviculture. Le cycle de production de pin maritime est cependant relativement long (50 ans), l'impact de la surpopulation actuelle de cervidés ne sera perçu sur le marché qu'à long terme. La solution que nous avons adoptée consiste à construire des modèles sur la base de la théorie de la dynamique des systèmes. Les résultats des pertes économiques estimées sur le Massif des Landes de Gascogne sont synthétisés dans le tableau suivant :

Tableau 3.9 : Synthèse des résultats sur les valeurs économiques des dommages forestiers (en millions d'euros actualisés sur 50 ans)

| Abrouissement | Sans réparation | Avec réparation (coupe) |
|--------------------------------|--------------------------|--------------------------------|
| Hypothèse la plus faible | 13,57 | 0,13 |
| Hypothèse la plus élevée | 46,68 | 3,82 |
| Valeur la plus probable | 30,13 | 1,98 |
| | | |
| Ecorçage | Enlèvement tardif | Enlèvement précoce |
| Hypothèse la plus faible | 3,31 | 0,92 |
| Hypothèse la plus élevée | 16,42 | 14,45 |
| Valeur la plus probable | 9,87 | 7,69 |

Sans modification de la gestion sylvicole, les pertes économiques liées aux dégâts des cervidés ne sont pas négligeables au niveau du massif avec une supériorité des pertes liées à l'abrouissement que celles liées à l'écorçage. Les réparations après une coupe des arbres fourchus et l'enlèvement des arbres présentant des dégâts sont des solutions économiquement intéressantes.

Rapportées à la surface totale du massif, les pertes économiques liées à l'abrouissement varient entre 1,62 euros et 42,75 euros sur un cycle de production. Les pertes économiques liées à l'écorçage du cerf varient entre 9,88 euros à 53,45 euros sur un cycle de production du pin maritime. Les pertes moyennes par parcelle sont donc faibles.

La présence d'un chevreuil engendre en moyenne une perte économique de 6,10 euros par an alors que celle d'un cerf de 25,20 euros par an. La présence des cerfs semble donc coûter plus

cher que celle des chevreuils mais les pertes économiques sont concentrées sur des faibles surfaces.

Ces résultats sont des estimations des futures pertes économiques. Sont-ils fiables ? Les tests de sensibilité effectués sur les deux modèles sont satisfaisants. Par ailleurs, les dégâts agricoles dans la région Aquitaine se chiffrent à environ 1 million par an, soit environ 22 millions en 50 ans avec un taux d'actualisation de 4 %. Même s'il n'y a pas de lien direct, les estimations des dégâts forestiers seraient donc du même ordre de grandeur.

Chaque partie des modèles comportent de fortes incertitudes :

- ❖ **Sur la partie biologique** : les paramètres biologiques qui ne sont pas connus avec précision sur la région Aquitaine sont : la capacité de charge, le taux de croissance intrinsèque de la population, la taille de la population initiale, etc. Par ailleurs, il y a des relations biologiques qui n'ont pas été intégrées dans les modèles : feed-back des dégâts forestiers sur la croissance des cervidés, concurrence entre le cerf et le chevreuil, substitution du pin maritime par d'autres espèces végétales, etc.
- ❖ **Sur la partie économique**, les valeurs liées à la dépréciation de la qualité du bois ou à une baisse de volume doivent être plus précises. Il est difficile de trouver la variation réelle des prix suivant les effets des dégâts de ces cervidés. Les ventes actuelles montrent peu ces problèmes car 50 années auparavant, la question de la surpopulation des cervidés ne se posait pas. Sur les coûts de réparation, en réalité les sylviculteurs peuvent effectuer les travaux de coupe de formation durant les entretiens réguliers.
- ❖ Les modèles donnent des résultats agrégés à l'échelle du massif mais n'ont pas été conçus à **une échelle locale**. Il peut y avoir des dégâts localisés sur lesquels aucune réparation ou élimination précoce n'est possible. D'autres facteurs plus localisés peuvent causer des dommages plus ou moins importants à la sylviculture, tels que la proximité de cultures agricoles attirant particulièrement les cervidés, ou l'inexistence de sous bois, l'insuffisance d'entretien ou la non réalisation du plan de chasse pour l'inaccessibilité de la zone ...

Tous ces paramètres peuvent influencer les résultats des modèles. Ces chiffres sont donc à interpréter avec précaution. Ce sont uniquement des repères.

Malgré ces limites, ce sont l'approche systémique et la modélisation de l'ensemble qui font l'intérêt de ce travail. Les résultats permettent de :

- ❖ Fournir un cadre de travail large permettant au planificateur et aux différents acteurs économiques impliqués dans le problème de se situer dans le système et de caractériser les relations avec les autres acteurs et les ressources naturelles ;
- ❖ Voir le sens de l'évolution du système forêt-cervidés et tester si certaines options de gestion de la population offrent plus d'intérêt que d'autres. Les modèles nous ont permis de voir que la continuité du taux de croissance des tableaux de chasse sans prise en compte de la taille du stock peut avoir un impact négatif sur la ressource de grand gibier ;
- ❖ Et enfin, d'orienter les futures recherches concernant les paramètres ou les phénomènes dont une mauvaise description ou estimation affecte le plus gravement les conclusions.

Bibliographie

- AFP, 2009. Tempêtes, incertitudes politiques, la forêt des Landes se cherche un avenir. 8 avril vu sur www.goodplanet.info.
- Albon, S. D., Mitchell, B., Staines, B. W., 1983. Fertility and body mass in female red deer: a density-dependent relationship. *Journal of Animal Ecology*, 52, 969–980.
- Ballon, P., Guibert, B., Maizeret, C., 1991. Influence de la sylviculture du pin maritime sur les populations de chevreuils du massif des Landes de Gascogne.
- Ballon, P., Hamard, J.P., 2003. Observatoire national des dégâts de cervidés: résultats pour le département des Landes. Cemagref : Nogent-Sur-Vernisson.
- Ballon, P., Hamard, J.P., 2003. Observatoire national des dégâts de cervidés: synthèse des résultats. Cemagref : Nogent-Sur-Vernisson.
- Ballon, P., 1985. Dégâts des cervidés dans le massif Landais (cas particulier du Marensin), Cemagref : Nogent-Sur-Vernisson.
- Ballon, P., Hamard, 2003. Appréciation des dégâts de cervidés en milieu forestier (3ème tranche). Observatoire national des dégâts des cervidés. Résultats sur le département des Landes. Rapport final. Cemagref, Nogent-Sur-Vernisson.
- Ballon, P., Maizeret C., 1990, Analyse du déterminisme des dégâts de cervidés sur le pin maritime dans les Landes de Gasogne, *Gibier Faune Sauvage*, 7, 275-291.
- Ballon, P., Maizeret C. 1991. Conséquences des dégâts de cervidés sur la productivité du pin maritime dans les Landes de Gascogne. *Bulletin mensuel de l'ONC*, 154.
- Begon, M., Mortimer, M., Thompson, D.J., 1996. *Population Ecology: A Unified Study of Animals and Plants*, 3rd ed. Blackwell Scientific : Cambridge.
- Bonenfant, C., 2004. Rôle des contraintes évolutives dépendantes du sexe en biologie des populations. L'exemple du Cerf élaphe (*Cervus elaphus* L.) thèse de doctorat, Université de Claude Bernard, Lyon.
- Boulanger, V., 2006. Influence des grands herbivores sur la diversité végétale : Cas de la Forêt Domaniale d'Arc-en-Barrois. Colloque Groupe CERF, Nogent-Sur-Vernisson.
- Cavana, R.Y., Ford, A., 2004. Environmental and resource systems: Editors' introduction. *System Dynamics Review*, 20 (2), 89–98.
- Cederlund G., Bergquist J., Kjellander P., Gaillard J.M., Boisaubert B., Ballon P., and Duncan P. 1998 Managing roe deer and their impact on the environment: maximising the net benefits to society, chapter 14, 337-372 in *The european Roe Deer : the Biology of Success*. Scandinavian University, Oslo, Norway.
- Cemagref, 1985. Dégâts des cervidés dans le massif Landais (cas particulier du Marensin).
- Cemagref, GREGE, GERE, 1987. Etude des dégâts de cervidés sur le pin maritime dans les Landes de Gascogne, Rapport de Synthèse, Document n° 2.

- Cemagref, GREGE, GERE, 1988. Etude des dégâts de cervidés sur le pin maritime dans les Landes de Gascogne, Rapport de Synthèse, Document n° 3.
- Cemagref, GREGE, GERE, 1989. Etude des dégâts de cervidés sur le pin maritime dans les Landes de Gascogne, Rapport de Synthèse, Document n° 4.
- Cemagref, GREGE, GERE, 1990. Etude des dégâts de cervidés sur le pin maritime dans les Landes de Gascogne, Rapport de Synthèse, Document n° 5.
- Cemagref, GREGE, GERE, 1991. Etude des dégâts de cervidés sur le pin maritime dans les Landes de Gascogne, Rapport de Synthèse, Document n° 6.
- Cemagref, GERE, GREGE, 1992. Bilan de l'impact des populations de cervidés sur le pin maritime des Landes de Gascogne.
- CERTU, 2007. Une introduction à l'approche systémique : Appréhender la complexité, Rapport d'études n°13029 : Lyon.
- Clark C., 1990. *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*, second edition. Wiley Interscience : New York.
- Clutton-Brock, T.H. 1989. Mammalian mating systems. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 236, 339–372.
- Clutton-Brock, T.H., Albon, S.D., 1989. *Red Deer in the Highlands*. BSP Professional Books : London.
- CRPF Aquitaine, 2008. L'organisation de la chasse. Fiche technique n°18.
- Danell, K., Bergström, R., Edenius, L., Ericsson G. 2003. Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. *Forest ecology and Management*; 181, 67-76.
- Duncan, P., Pellerin, M., Gaillard, J.M., Pettorelli, N., Klein, F., Saïd, S., Delorme, D., van Leare, G., Widmer, O., Ballon, P., Delcros, P., 2009. Impact des tempêtes de 1999 sur les relations entre forêt et chevreuils et conséquences pour la gestion de ces ongulés, chapitre 9. In Birot, Y., Landmann, G., Bonhême, I., 2009. *La forêt face aux tempêtes*, Ed. QUAE.
- Jong, C.B., Gill, R.M.A., van Wieren, S.E., Burlton, F.W.E. 1995. Diet selection by roe deer *Capreolus capreolus* in Kielder Forest in relation to plant cover. *Forest Ecology and Management*, 79, 91-97.
- Delorme, D., Gaillard, J.M., 1999. Modèles de croissance des populations de chevreuils: de la théorie à la pratique. In: ONC (1999): *Suivi des populations de chevreuils*, Actes de colloque de Lyon, France.
- Donnadieu, G., Karsky, M., 2002. *La systémique, penser et agir dans la complexité*, Éditions Liaisons : Paris.

- Duffield, J., Neher, C., 1990. A contingent valuation assessment of Montana deer hunting: Attitudes and economic benefits. Report for Montana Department of Fish, Wildlife, and Parks : Helena, MT.
- Faust, L.J., Jackson, R., Ford, A., Earnhardt, J. M. and Thompson, S.D., 2004. Models for management of wildlife populations: Lessons from spectacled bears in zoos and grizzly bears in Yellowstone. *System Dynamics Review*, 20 (2), 163-178.
- Festa-Bianchet M., Gaillard J.M, Côté S.D., 2003. Variable age structure and apparent density dependence in survival adult ungulates, *Journal of Animal Ecology*, 72, 640- 649.
- Festa-Bianchet, M., Gaillard, J.M, Delorme D, Jorgenson J., 2000. Body mass and individual fitness in female ungulates: bigger is not always better, *The Royal Society*, 267, 471-477
- Focardi, S., Pelliccioni, E.R., Petrucco, R., Toso, S., 2002. Spatial patterns and density dependence in the dynamics of a roe deer (*Capreolus capreolus*) population in central Italy. *Oecologia*, 130, 411–419.
- Ford, A., 1999. *Modeling the Environment: An Introduction to System Dynamics Models of Environmental Systems*. Island Press: Washington, D.C.
- Forrester, JW., 1973. *World Dynamics* (2nd edition). Productivity Press: Cambridge, MA.
- Forrester, J.W 1969, *Urban dynamics*, Ed. Pegasus Communications, Cambridge, MA.
- Gaillard, J.M., 1986. L'estimation d'effectifs à partir de capture-marquage-recapture : application au chevreuil (*Capreolus Capreolus*). *Gibier Faune sauvage* 3 : 143-158.
- Gaillard, J.M., 1988. Contribution à la dynamique des populations de grands mammifères : l'exemple du chevreuil (*Capreolus capreolus*). Doctoral These. University of Lyon 1: Lyon.
- Gaillard, J.M., Festa-Bianchet, M., Delorme, D., Jorgenson, J., 2000. Body mass and individual fitness in female ungulates: bigger is not always better. *Proc. R. Soc. Lond. B* 267 : 471-477.
- Gaillard, J.M., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, G., 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Tree* 13.
- Gill, R.M.A., 1992. A review of damage by mammals in North Temperate Forests. *Deer. Forestry*, 65, 145–169.
- Gordon, S., 1954. The economic theory of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62, 124–142.
- Groupe Sciage Pin des Landes, 2006, www.frenchwood.com.
- Guibert, B., Maizeret, C., Ballon, P., Montes, E. 1993. Potentialités alimentaires des Landes de Gascogne pour le chevreuil (*Capreolus capreolus*): rôle de la gestion sylvicole. *Gibier Faune Sauvage*, 10, 21-38.

- Harlow, R.F. 1984. Habitat evaluation. In: Halls, L.K. (Ed.), White-Tailed Deer: Ecology and Management. Stackpole Books : Harrisburg.
- IFN, 2003. Inventaire forestier départemental Massif des Landes de Gascogne IVème inventaire 1998-1999-2000.
- INRA, 1981, Effets du régime alimentaire du chevreuil sur la dynamique de la végétation dans le Massif forestier Landais. Rapport final d'une étude financée par le Ministère de l'Environnement et du cadre de vie « Comité Faune et Flore ». Centre de recherches forestières de Pierroton.
- Jepsen, J.U., Topping, C.J, 2004. Modelling roe deer (*Capreolus capreolus*) in a gradient of forest fragmentation: behavioural plasticity and choice of cover. *Can. J. Zool.* 82: 1528–1541.
- Jorritsma, I.T.M, Van Hees A.F.M., Mohren G.M.J. 1999. Forest development in relation to ungulate grazing: a modeling approach. *For. Ecol. Manage.* 120: 23–34.
- Kidjo, 2006. Modalités de la reproduction en enclos chez le cerf de Corse : Etude comparative sur 2 enclos durant 3 ruts consécutifs (2002 - 2004), Colloque Groupe CERF, Nogent-Sur-Vernisson.
- Kjellander P, Hewison AJ, Liberg O, Angibault JM, Bideau E, Cargnelutti B, 2004. Experimental evidence for density-dependence of home-range size in roe deer (*Capreolus capreolus* L.): a comparison of two long-term studies. *Oecologia* 139, 3, 478- 485.
- Kramer, K., 2001. Landscape forming processes and diversity of forested landscapes—description and application of the model FORSPACE. Alterra-Rapport No. 216, Alterra, Green World Research : Wageningen.
- Lemoine, B., 1991. Croissance et production du pin maritime. Recherche d'un modèle et d'une méthode. *Annales des Sciences Forestières*, 39, 321-354.
- Licoppe, A., Lievens A., Wilde I., Analyse de l'utilisation de l'habitat par 6 cerfs femelles (*Cervus elaphus* L.) suivies par GPS en forêt de St-Hubert (Ardenne belge), Colloque Groupe CERF, Nogent-Sur-Vernisson.
- Maizeret, C., 1983. Comportement alimentaire du chevreuil des Landes de Gascogne. Doctoral thesis in Geography. Doctoral these. Université Bordeaux III.
- Maizeret, C., Tixier H., Ballon P., Duncan P., Guibert B., 2002. Les dégâts alimentaires du chevreuil en milieu forestier. *Forêt Wallone*, 59, 9- 15
- Matczak, P., Banaszak, I., Takacs, V., 2004. Cooperation in an environmentally protected area : Drawa National Park case study. *Integrated Development of Agriculture and Rural Institutions in Central and Eastern European Countries*, Poznań.
- Maugé, J.P., Guenneguez, L., 1993. La gestion forestière, Politiques Forestières comparées, Ed. Breal.

- Mesochina, P., Duchamp, C., Boisaubert, B., Maillard, D., 2003. Restitution des résultats de l'analyse du plan de chasse dans les Landes pour l'observatoire des dégâts de cervidés. ONCFS, DRD – CNERA Cervidés Sangliers : Bar-le-Duc.
- Mitchell, P., 2001. Ecological Foundations for Pest Damage Functions: Why Ecology Matters ? Working Papers. University of Wisconsin.
- Nielsen, D.G., Dunlap, M.J., Miller, K.V., 1982. Pre-rut rubbing by white-tailed bucks: nursery damage, social role, and management options. *Wildlife Society Bulletin*, 10, 341–348.
- Nilsen E.B., Skonhoft A., Mysterud A., Milner J.M., Solberg E.J., Harry P., Stenseth A and C. 2009. The role of ecological and economic factors in the management of a spatially structured moose *Alces alces* population. *Wildll. Biol.* 15 :10-23.
- ONC, 1991. Méthode de suivi des populations de chevreuils en forêt de plaine : exemple : l'indice kilométrique (I.K) Notes techniques. Bulletin mensuel de l'ONC n°157.
- ONC, 1994. Dégâts forestiers et grand gibier. 1 Reconnaissance et conséquences. Supplément du Bulletin Mensuel de l'ONC n°194.
- ONC, 1998. Dégâts forestiers et grand gibier : technique de relevé sur un massif forestier Faune sauvage, Bulletin mensuel de l'ONC n° 185.
- ONC, 1998. Suivi des populations de chevreuils. Bulletin Mensuel de l'ONC n°244.
- ONC, 1999. La gestion des populations de chevreuils par l'utilisation d'indicateurs population environnement. Bulletin mensuel de l'ONC n° 244.
- ONCFS, DIREN, GERE, 2004. Orientations Régionales de Gestion et de conservation de la Faune sauvage et de ses Habitats en Aquitaine : Etats des lieux - diagnostics.
- Paiva, J., 2004. Estimating red and roe deer population densities in natural park of Montesinho. First Degree Thesis. University of Coimbra, Coimbra (en Portuguais)
- Pajot, G., 2006. Approche économique de la fonction de séquestration du carbone par les forêts : application au massif des Landes de Gascogne. Doctoral thesis in Economics. Université Montesquieu - Bordeaux IV.
- Pépin, D., Renaud P.-C., Boscardin Y., Goulard M., Mallet, Anglard F., P. Ballon, Relative impact of browsing by red deer on mixed coniferous C. and broad-leaved seedlings-- An enclosure-based experiment, *Forest Ecology and Management*, 222, 302-313.
- Pettorelli, N., Gaillard, J.M., Van Laere, G., Duncan P., Kjellander P., Liberg, O., Delorme D., Maillard D., 2002. Variations in adult body mass in roe deer: the effects of population density at birth and of habitat quality, *The Royal Society*, 269 (1492), 747-753.
- Pettorelli, N., Dray, S., Gaillard, J.M., Chessel, D., Duncan, D., Illius, A., Guillon, N., Klein F., Van Laere, G., 2003. Spatial variation in springtime food resources influences the winter body mass of roe deer fawns, *Oecologia*, 137 (3), 363-369

- Pettorelli, N., Gaillard, J.M., Van Laere, G., Duncan, P., Kjellander, P., Liberg, O., Delorme, D., Maillard, D., 2002. Variations in adult body mass in roe deer: the effects of population density at birth and of habitat quality. *The Royal Society*, 269, 747-753.
- Plant, R.E., Vayssieres, M.P., Greco, S.E., George, M.R., Adams, T.E., 1999. A qualitative spatial model of hardwood rangeland state-and-transition dynamics. *Journal of Range Management*, 52, 51-59.
- Porté, A. P., Trichet, B. D., Loustau, D. 2002. Allometric relationships for branch and tree woody biomass of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management*, 158, 71-83.
- Radeloff, V.C, Pidgeon, A., Hostert, P., 1999. Habitat and population modelling of roe deer using an interactive geographic information system. *Ecological Modelling*, 114, 287-304.
- Raghu, S., Dhileepan, K., Scanlan, J.C. 2007. Predicting risk and benefit a priori in biological control of invasive plant species: A systems modelling approach. *Ecological Modelling*, 208, 247-262.
- Ramos, J., Bugalho, M., Cortez, P., Iason, G.R., 2006. Selection of trees for rubbing by red and roe deer in forest plantations, *Forest Ecology and Management*, 222, 39-45.
- Rakotoarison, 2006. Approche économique de la gestion du cerf. Colloque Groupe CERF, Nogent-Sur-Vernisson.
- Saudan, M., 2000. Corrélation entre facteurs écogéographiques et capacité de soutien chez le chevreuil (*Capreolus capreolus*) au Valais. Master's thesis. Laboratory for Conservation Biology. University of Lausanne.
- Skonhofs, A., Olausson, O., 2005. Managing a migratory species that is both a value and pest, *Land Economics*, 811, 34-50.
- Spitz, F., Janeau, G., Gonzalez, G., Aulagnier, S., 1992. Influence of forest management on Roe deer populations in the Landes of Gascony. *Symposium international sur les ongulés*.
- Storms, D., Said, S., Fritz, H., Hamann, J.L., Saint-Andrieux, C., Klein, F., 2006. Influence of hurricane Lothar on red and roe deer winter diets in the Northern Vosges, France, *Forest Ecology and Management*, 237 (1-3), 164-169.
- Tester, J.R., Starfield, A.M., Frelich, L.E., 1997. Modeling for ecosystem management in Minnesota pine forests. *Biological Conservation*. 80, 313-324.
- Tremblay, JP, Hester, A., 2004. Choice and development of decision support tools for the sustainable management of deer-forest systems. *Forest Ecology and Management*, 191, 1-16.
- Vensim, 2002, Ventana Simulation Environment DSS, Professional, Standard, PLE Plus, PLE. User's Guide Version 5. Ventana systems inc., USA.

- Vincent, J.P, Gaillard, J.M, Bideau E. 1991. Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer population. *Acta Theriologica*, 36, 315-328.
- Ward, A.I., White, P.C.L, Smith, W., Critchley, C.H. 2004. Modelling the cost of roe deer browsing damage to forestry. *Forest Ecology and Management*, 191, 301-310.
- Weclaw, P., Hudson R. 2003. Simulation of conservation and management of woodland caribou. *Ecological Modelling*, 177, 75-94.
- Weisberg, P.J. Coughenour, M.B., Bugmann, H. 2003. Modeling of large herbivore–vegetation interactions in a landscape context. In: Danell K. Bergstrom R. Duncan P. Olf H. (eds.) *Large Herbivore Ecology and Ecosystem Dynamics*. University Press: Cambridge.
- Wam H.K., Hofstad O., Naevdal E. , Sankhayan P. 2005 A bio-economic model for optimal harvest of timber and moose. *Forest Ecology and Management*, 206, 207-219.

**TROISIEME PARTIE : INSERTION DES
BENEFICES ET DES COUTS DU GRAND
GIBIER DANS DES MODELES
BIOECONOMIQUES**

Introduction

Les différentes parties de cette thèse se sont attachées à l'évaluation du lien entre le grand gibier et chaque secteur pouvant être influencé par sa présence. Si on résume de façon simple la situation, on peut dire que les chasseurs et les promeneurs en forêt sont les « gagnants » de la présence du grand gibier en milieu rural et les agriculteurs et les forestiers sont les « perdants ». Afin de mettre en place une politique qui tient compte de l'ensemble des acteurs, il est nécessaire de rassembler les différentes valeurs économiques au sein d'un modèle global. Il existe deux types d'approche dans la littérature économique pour formuler la demande sociale envers une ressource naturelle.

Premièrement, il y a l'Analyse Coûts-Bénéfices (ACB), appelée également analyse coûts-avantages qui permet de formuler le bénéfice net social. Elle consiste à formaliser l'agrégation des préférences individuelles pour définir la préférence sociale (Pearce *et al.* 2006). L'ACB a été largement utilisée pour les gouvernements, notamment américains, afin d'évaluer la mise en place d'un projet de développement ou d'une politique amenant une modification sur l'environnement. Les fondements théoriques de l'ACB viennent de l'économie du bien-être de Pareto (1848-1923) qui avait soutenu dans son cours d'économie politique en 1896 qu'un changement n'est optimal que s'il améliore le bien-être des agents sans altérer celui des autres agents économiques. L'application stricte du *principe de Pareto* est cependant extrêmement difficile. L'ACB a été conçue dans les années 30-40 par Hicks (1939) et Kaldor (1939) afin de proposer une alternative plus souple dans l'évaluation d'une politique. Le *principe de Kaldor et Hicks* repose sur une idée de compensation potentielle de la part des gagnants aux perdants d'un projet ou d'une politique. Ce principe pose ainsi que les politiques et les projets dont les bénéfices (sous la forme d'un accroissement du bien-être humain) sont supérieurs aux coûts (sous la forme d'une diminution du bien-être humain) sont « bons ». L'ACB prend en compte aussi bien les valeurs financières de la mise en œuvre des projets que les valeurs non-marchandes. Des améliorations récentes dans ce domaine ont permis d'affiner l'application de cet outil notamment sur la réflexion de l'équité morale (ex : Freeman, 2003), la prise en compte de l'incertitude (ex : Pearce, 2004) et l'approche à long terme dans un souci de durabilité des changements (ex : Hamilton, Atkinson, 2006). Dans cette thèse, le bénéfice net social est la somme totale des bénéfices de la chasse et de l'observation du grand gibier moins les coûts pour les chasseurs ainsi que les dommages agricoles et forestiers.

Deuxièmement, il y a également les modèles bioéconomiques qui peuvent aider le planificateur dans la formulation des choix sociaux. En fait, ils viennent en complément de l'ACB mais ils apportent en plus une étude des mécanismes économiques et biologiques. Les modèles bioéconomiques permettent de déterminer les stocks et les prélèvements adaptés sur une ressource suivant les valeurs marchandes ou non marchandes de celle-ci. Nous allons utiliser cette approche dans cette thèse puisque les chapitres précédents ont montré le lien étroit entre les phénomènes biologiques et les valeurs économiques générées par le grand gibier. Par ailleurs, l'ACB s'intéresse plus à l'évaluation d'un projet ou d'une politique qu'à l'optimisation d'une ressource.

Le but de cette dernière partie est de déterminer la taille optimale de la population de grand gibier en intégrant la complexité spatio-temporelle des phénomènes biologiques dans l'économie. Cette partie sera structurée en deux sections. Premièrement, un modèle agrégé est mis en place au niveau régional afin de maximiser le bénéfice net social sous la contrainte d'une dynamique de la population. Il est appliqué aux cas des trois espèces : cerf, chevreuil et sanglier. Deuxièmement, le modèle global est ensuite spatialisé afin de tenir compte des phénomènes spatiaux dans la prise de décision sur la gestion du grand gibier à une échelle locale telle que la commune. Ce modèle est appliqué sur une unité de gestion dans le département des Landes comportant 15 communes.

1. Modèle bioéconomique dynamique agrégé

1.1 Revue de la littérature sur les modèles bioéconomiques sur la faune sauvage

Compte tenu de la diversité des valeurs économiques et des relations de la faune sauvage avec le milieu naturel, il apparaît évident de vouloir les rassembler au sein d'un même modèle. La pêche est le domaine d'application le plus connu des modèles bioéconomiques (ex : Clark, 1976, 1990). C'est pourquoi la littérature sur la bioéconomie semble avoir oublié la prise en compte des coûts d'opportunité de la conservation de la biodiversité et des externalités positives et négatives de la ressource (Brown, 2000). Les modèles bioéconomiques prenant en compte l'ensemble des valeurs générées par la faune sauvage sont assez rares mis à part quelques travaux récents sur les espèces protégées.

Bulte et Horan (2003) proposent une classification des modèles bioéconomiques sur la faune sauvage en quatre catégories :

- ❖ Les modèles basés sur le **bien-être de chaque chasseur** qui maximise son bénéfice à court terme sous des **conditions de libre accès**. Les usagers vont entrer ou sortir du secteur suivant le revenu qu'ils arrivent à en soutirer. Un planificateur peut intervenir afin de protéger les bénéfices de non usage provenant des touristes (ex : Brown, 1998).
- ❖ Les modèles qui analysent les relations entre **les maladies transmises** par la faune sauvage vers le bétail. La chasse crée dans ce cas une externalité positive (ex : Schulz et Skonhoft, 1996).
- ❖ Les modèles qui analysent l'arbitrage entre **conservation de l'habitat** pour la faune sauvage et la transformation en tant que zone agricole ou zone d'élevage (ex : Skonhoft et Solstad, 1996).
- ❖ Les **modèles à un agent** (planificateur, une partie privée ou parfois un groupe d'acteurs locaux) qui va gérer la ressource sur un habitat fixe. Ce sont les modèles considérés comme « conventionnels » (ex : Clark, 1990).

Parmi ces modèles à un agent, Brown (2000) considère par exemple un modèle bioéconomique général sur les ressources renouvelables basé sur les poissons. Même si son modèle n'est pas très différent de celui de Clark (1990), il a pu démontrer que l'externalité négative générée par le stock peut modifier l'équilibre du système. Skonhoft et Solstad (1996) se focalisent sur l'impact des braconnages dans le cas d'une imperfection des systèmes de protection de la faune sauvage. Le modèle théorique qu'ils ont mis en place montre que le développement de l'agriculture et la sécurisation foncière pourraient réduire les prélèvements illégaux. Zivin *et al.* (2000) étudient un modèle bioéconomique sur la gestion du sanglier en Australie par rapport à un piégeage et/ou une chasse. Ils montrent que la chasse est économiquement plus intéressante puisqu'elle permet de valoriser la ressource mais présente l'inconvénient d'être aléatoire alors que le piégeage peut exercer la même pression pour réguler efficacement les nuisances. Skonhoft et Schulz (2003) continuent la réflexion sur la gestion des espèces nuisibles en étudiant séparément différentes possibilités : l'extermination, la protection totale, la chasse spontanée ou obligée. Horan et Bulte (2004) apportent sans doute le modèle bioéconomique le plus complet dans la gestion de la faune sauvage. Ils intègrent dans le même objectif les bénéfices de la chasse avec une fonction de prix variable suivant la chasse, les dommages et les aménités pour les touristes dans le cas des éléphants en

Afrique. Fischer *et al.* (2005) se servent directement de leur modèle pour évaluer les coûts et les bénéfices d'un projet de conservation de la faune sauvage CAMPFIRE au Zimbabwe. Ropars-Collet et Legoffe (2009) ont récemment étudié le problème des sangliers en France avec une application empirique sur les départements français. Le modèle que nous allons utiliser se classe dans cette catégorie de modèles à un agent qui est le planificateur, avec une réflexion sur la prise en compte des externalités négatives et positives du grand gibier.

1.2 Le modèle théorique agrégé

Le modèle présenté dans cette section est un modèle bioéconomique théorique applicable à d'autres ressources naturelles renouvelables qui génèrent des effets positifs et négatifs pour la société. Le modèle est basé sur les travaux de Zivin *et al.* (2000) ; Horan et Erwin (2004) et Rondeau (2001). Nous apportons des améliorations sur la partie économique et une adaptation des paramètres du modèle aux cas des trois espèces de grand gibier (cerf, chevreuil et sanglier). Nous allons commencer par développer les valeurs économiques composant le bénéfice net social.

1.2.1 Le bénéfice net social pour le grand gibier

Les parties précédentes de la thèse ont montré l'importance des bénéfices liés à la chasse mais également les bénéfices potentiels pour les promeneurs qui voient le grand gibier dans la forêt. Il engendre cependant des dommages agricoles et forestiers. Comment peut-on intégrer ceci dans la politique cynégétique ?

1.2.1.1 Les bénéfices économiques du grand gibier

Suivant Krutilla (1967), nous distinguerons deux catégories de bénéfices du grand gibier :

Les bénéfices de consommation

Ils proviennent des prélèvements de la ressource par la chasse en tant qu'activité récréative. La première partie de cette thèse a montré qu'ils incluent à la fois l'attrait du gibier, la valeur de la relation sociale et l'attachement culturel des chasseurs à cette activité. On les note $B_H = B_H(H)$ avec H le niveau de prélèvement par la chasse. Zivin *et al.* (2000) montrent que $B'_H(H)$ peut être positif ou négatif et comme toute fonction de demande, le bénéfice des chasseurs est concave $B''_H(H) \leq 0$.

Les bénéfices de non consommation

Ils représentent les valeurs de la ressource non prélevée qui regroupent le bien-être ressenti par les promeneurs par la vue des animaux. Ils peuvent les amener à prendre des photos, à donner de la nourriture, à payer des droits de visite de parcs de conservation des espèces ou tout simplement passer du temps dans les forêts à observer les animaux. Malgré les difficultés d'évaluation, on y retrouve également la valeur d'existence et la valeur d'option qui proviennent de l'utilité marginale de la connaissance que ces espèces existent (Brookshire *et al.*, 1983).

On note ces bénéfices de non consommation $B_N = B_N(N)$ avec N la taille de la population. Théoriquement $B_N(0) = 0$, la dérivée partielle suivant la population vivante peut être positive ou négative suivant l'importance de la demande pour l'existence de ces espèces et la fonction de bénéfice est concave $B_N''(N) \leq 0$. Par ailleurs, on considère que B_N est une fonction continue. Elle peut cependant être discrète si la société prend en considération la taille minimale viable de la population (Boman *et al.*, 2003).

1.2.1.2 Les coûts internes du grand gibier

Par rapport aux modèles de Horan et Bulte (2004) et Ropars-Collet et Le Goffe (2009), nous ajoutons au bénéfice net social, les coûts internes de la ressource qui incluent :

- ❖ les dépenses de chaque chasseur pour l'exercice de l'activité : le coût de déplacement, l'achat de bagues, etc. (Loomis *et al.*, 1989 ; McCollum *et al.*, 1988)
- ❖ le coût d'opportunité des terrains de chasse : c'est la valeur économique des activités qui auraient pu se développer sans la chasse. Il s'agit des autres activités récréatives en milieu naturel qui sont incompatibles avec la chasse telles par exemple les promenades, les pique-niques, etc. (Norton-Griffiths, 1996 ; Mburu, 2003).

Il nous semble important de les distinguer des bénéfices de la chasse, du moins théoriquement, puisque ces coûts peuvent varier suivant le contexte économique de la chasse ou une modification de la politique cynégétique (ex : augmentation des prix des bracelets) et ils vont diminuer les bénéfices de la chasse.

On considère que tous ces coûts agrégés dépendent des prélèvements des chasseurs H . On notera $C_H = C_H(H)$ avec $C_H(0) = 0$ afin de poser l'hypothèse qu'il n'y a pas de coûts sans la

chasse. C'est une fonction croissante avec les prélèvements : $C'_H > 0$. De plus, on suppose que les coûts augmentent rapidement lorsque les prélèvements en chasse augmentent. Les coûts sont donc convexes $C''_H \geq 0$. D'autres auteurs, dont Clark (1990), utilisent une fonction de coûts de prélèvement dépendant de l'effort de pêche noté E et non directement des prélèvements. Ils sont généralement mesurés par le nombre de jours de sorties réalisés par les usagers de la ressource. L'utilisation des prélèvements H ou celle de l'effort E est justifiée car elles sont interdépendantes. Horan et Bulte (2004) considèrent simultanément ces deux variables. Comme Zivin *et al.* (2000), nous avons choisi de retenir uniquement les prélèvements H car dans la réalité, le nombre de sorties de chasse est une fonction aléatoire dépendant de la préférence individuelle des agents. Par ailleurs, lorsque les chasseurs font des dépenses pour aller chasser, la taille de la population n'est pas vraiment intégrée dans leur décision par méconnaissance de cette information.

1.2.1.3 Les dommages du grand gibier

Les dommages sont les externalités négatives du grand gibier qui sont composés par :

- ❖ les dommages en milieu agricole : ils se manifestent par l'ingestion des récoltes, des dégâts sur les jeunes pousses ou le retournement de la terre et qui conduisent à la baisse de production (cf. Deuxième partie, sous-partie 1) ;
- ❖ les dommages forestiers : ils se traduisent par l'écorçage et l'abroutissement. Les sylviculteurs constatent ainsi une baisse de production ou une perte sur la qualité du bois commercialisable. L'impact des dégâts forestiers n'est cependant pas perçu immédiatement comme les dégâts agricoles compte tenu de la durée de révolution des essences forestières (cf. Deuxième partie, sous-partie 2) ;
- ❖ les accidents de voiture : ils conduisent à des pertes matérielles mais aussi à des pertes de vie humaine ;
- ❖ et les dommages indirects provoqués par la faune sauvage : perte de biodiversité, concurrence avec l'alimentation du bétail, transmission de maladies vers l'homme, etc.

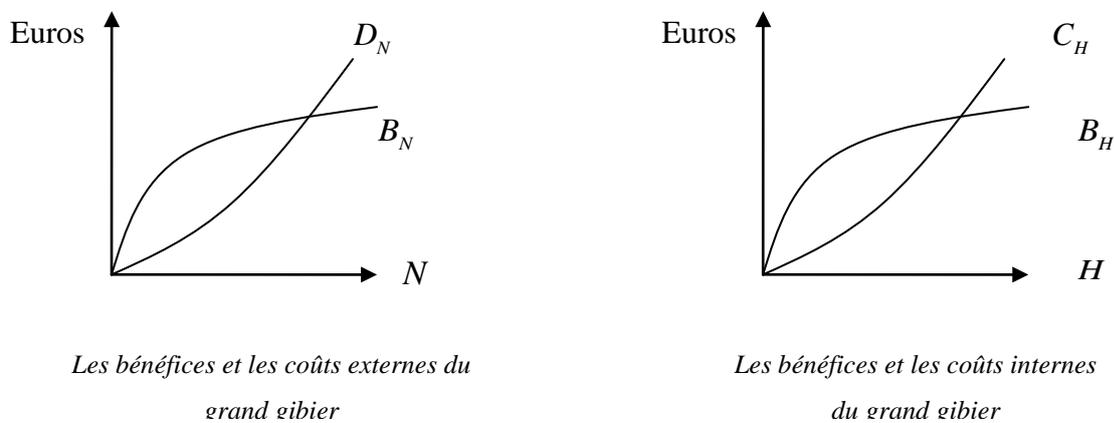
La somme de ces dommages dépend de la taille de la population N , on note alors $D_N = D_N(N)$.

On pose que $D_N(0) = 0$ pour avancer que les dommages sont nuls lorsqu'il n'y a pas de grand gibier. Les coûts augmentent lorsque la population N augmente $D'_N > 0$. La fonction de

dommage peut être concave ou convexe suivant la rétroaction du milieu face aux attaques du grand gibier (Hone, 2004). Si le milieu réagit fortement, c'est-à-dire que les dommages augmentent rapidement lorsque la taille de la population augmente, alors $D_N'' > 0$. Si le milieu arrive à compenser les impacts du grand gibier, alors $D_N'' < 0$. Dans le reste de la thèse, nous allons retenir uniquement que $D_N'' \geq 0$.

Les fonctions précédentes peuvent être représentées par des courbes simples comme le montre la figure 4.1.

Figure 4.1 : Les fonctions économiques du modèle bioéconomique théorique



Les bénéfices et les coûts externes du grand gibier

Les bénéfices et les coûts internes du grand gibier

La somme de ces différentes valeurs économiques du grand gibier va donner ce que l'on appellera par « *bénéfice net social* » qui est donné par :

$$B_N(N) + B_H(H) - C_H(H) - D_N(N) \quad (4.1)$$

L'objectif du planificateur sera de maximiser ce bénéfice net social à long terme. Ceci revient à faire la somme totale des bénéfices moins des coûts à un horizon infini et à appliquer un taux d'actualisation donné. Le problème se pose de la manière suivante :

$$\max_H \int_0^{\infty} [B_N(N) + B_H(H) - C_H(H) - D_N(N)] e^{-\delta t} dt \quad (4.2)$$

C'est un modèle en temps continu à horizon infini avec δ le taux d'actualisation et t l'unité de temps. Le grand gibier évolue cependant suivant une fonction dynamique comme nous l'avons déjà expliqué dans la deuxième partie de la thèse, deuxième sous-partie. On pose comme contrainte du modèle la dynamique de la population de grand gibier qui est :

$$\dot{N} = \frac{\partial N}{\partial t} = F(N) - H \quad (4.3)$$

$F(N)$ représente la fonction de croissance de la population, H les prélèvements par la chasse, qui est la variable de contrôle, N la taille de la population qui est la variable d'état du modèle. On note que $F'(N)$ peut être positif, négatif ou nul, $F''(N) < 0$, $H \geq 0$ et $N \geq 0$.

1.2.2 Résolution du modèle dynamique agrégé

Le problème peut être résolu en passant par le Hamiltonien courant noté \mathcal{H} (différent de la chasse qui est notée H) :

$$\mathcal{H} = B_N(N) + B_H(H) - C_H(H) - D_N(N) + \lambda(F(N) - H) \quad (4.4)$$

λ est le prix implicite du grand gibier. Les conditions nécessaires pour qu'il y ait une solution sont :

$$\frac{\partial \mathcal{H}}{\partial H} = B'_H(H) - C'_H(H) - \lambda = 0 \quad (4.5)$$

D'où,

$$\lambda = B'_H(H) - C'_H(H) \quad (4.6)$$

Cette équation exprime que le prix implicite d'une unité de gibier chassé λ est égal au bénéfice marginal de consommation d'une unité supplémentaire moins le coût marginal de gestion de celui-ci. λ peut avoir un signe positif ou négatif (Zivin *et al.*, 2000 ; Rondeau, 2001 ; Horan, Bulte, 2004), la chasse peut représenter une activité de rente ou une activité de régulation des nuisances si l'objectif est uniquement de réduire les dommages. On peut dériver cette fonction de prix implicite en fonction de la chasse H .

$$\dot{\lambda} = \frac{\partial \lambda}{\partial t} = (B''_H(H) - C''_H(H)) \frac{\partial H}{\partial t} \quad (4.7)$$

Le terme $B''_H(H) - C''_H(H)$ étant toujours négatif, cette équation montre que le prix implicite de la chasse diminue avec les prélèvements. Plus le chasseur arrive à attraper plus de gibier, moins il valorise son activité. La deuxième condition d'optimalité est :

$$-\dot{\lambda} + \delta\lambda = \frac{\partial \mathcal{H}}{\partial N} = B'_N(N) - D'_N(N) + \lambda F'(N) \quad (4.8)$$

D'où,

$$\dot{\lambda} = -B'_N(N) + D'_N(N) - \lambda F'(N) + \delta\lambda \quad (4.9)$$

Ceci montre que la variation instantanée du prix implicite de la chasse varie négativement avec la valeur marginale de la ressource. Plus la valeur de non consommation est élevée, moins la chasse aura de la valeur. A contrario, si les dommages sont importants, alors le prix implicite de la chasse va augmenter. De plus, il existe également une condition de transversalité qui garantit la convergence de la solution.

$$\lim_{t \rightarrow \infty} e^{-\delta t} \lambda_t N = 0 \quad (4.10)$$

Cette équation montre que la valeur actualisée du stock de population animale $e^{-\delta t} \lambda_t N$ tend vers 0 quand le temps t tend vers l'infini.

État stationnaire

En supposant qu'un état stationnaire existe, on peut résoudre le problème en considérant que $\dot{N} = 0$ et $\dot{\lambda} = 0$. Si $\dot{N} = 0$, le niveau de prélèvement à l'équilibre correspond à la croissance de la population.

$$H^* = F(N, P) \quad (4.11)$$

Si $\dot{\lambda} = 0$, on peut remplacer la valeur du prix implicite de l'équation (4.6) dans (4.9) et en déduire la relation d'équilibre stationnaire avec noté (H^*, N^*) :

$$\delta = F'(N^*) + \frac{B'_N(N^*) - D'_N(N^*)}{B'_H(H^*) - C'_H(H^*)} = F'_N + \frac{\phi}{\lambda} = F'_N + \Phi \quad (4.12)$$

C'est une variante de l'équation fondamentale sur les ressources renouvelables montrée par Clark (1990) mais l'équation (4.12) intègre les valeurs non marchandes. Elle est similaire aux résultats de Rondeau (2001) mais est différente de celui de Horan et Bulte (2004) du fait des hypothèses sur les fonctions posées initialement. Cette équation montre que la productivité du capital représentée par le taux d'actualisation δ est égale à la fonction marginale de croissance naturelle du grand gibier $F'(N)$ plus le taux de retour sur l'investissement en conservant le grand gibier à long terme. Ce dernier que l'on note par Φ représente le rapport

entre le bénéfice net marginal de non consommation lié au stock noté ϕ et le bénéfice net marginal de consommation noté λ et lié à la chasse qui contrôle le stock. Le numérateur comme le dénominateur peut être négatif ou positif, ce qui ne garantit plus la non-convexité du Hamiltonien. Le problème peut alors présenter plusieurs équilibres. Chacun de ces points d'équilibre doit être étudié un par un afin de déterminer celui qui maximise le bénéfice social.

1.2.3 Classification des espèces

On va considérer que le bénéfice net marginal de consommation par la chasse λ est un bénéfice net marginal *sur site* puisque les valeurs économiques de la chasse restent sur le territoire de chasse. Le bénéfice net marginal de non consommation ϕ est un bénéfice net marginal *hors site* car c'est l'effet externe du grand gibier pour les autres agents économiques concernés : les victimes des dommages (agriculteurs, forestiers et automobilistes), les promeneurs, les touristes et l'ensemble de la société. Les valeurs économiques générées par le grand gibier sortent dans ce cas des territoires de chasse.

Si le bénéfice net marginal hors site est nul, alors la productivité du capital δ est égale à la productivité de la population de grand gibier $F'(N)$. Sinon, il est nécessaire de discuter des signes de ϕ et de λ . Le tableau 4.1 donne une classification du grand gibier suivant les différents cas possibles. Cette classification a été formalisée par Horan et Bulte (2004) suivant les concepts développés sur les espèces à usage multiple.

Tableau 4.1 : Classification des espèces animales suivant les bénéfices marginaux

| | <i>Bénéfice net marginal hors site</i> | |
|---------------------------------------|--|---|
| <i>Bénéfice net marginal sur site</i> | $\phi = B'_N(N) - D'_N(N) > 0$ | $\phi = B'_N(N) - D'_N(N) < 0$ |
| $\lambda = B'_H(H) - C'_H(H) \geq 0$ | I. Ressource/Patrimoine ^a | II. Ressource/Responsabilité ^b |
| $\lambda = B'_H(H) - C'_H(H) < 0$ | III. Nuisance/Patrimoine ^b | IV. Nuisance/Responsabilité ^a |

Notes : ^a nécessite que $\delta > F'_N$ et ^b nécessite que $\delta < F'_N$.

Source : Horan, Bulte, 2004.

La classification des espèces animales à usage multiple s'effectue en analysant deux critères. Premièrement le grand gibier peut être classé suivant le bénéfice net marginal sur site pour les chasseurs. Si $\lambda \geq 0$, le grand gibier est considéré comme une ressource environnementale

(classe I ou II). Si $\lambda < 0$, la chasse est alors uniquement une activité de régulation des nuisances (classe III ou IV). Zivin (2000) montre l'existence de deux signes du prix implicite de la chasse au sanglier.

La deuxième dimension du tableau analyse le bénéfice net marginal hors site. Si $\phi > 0$, il y a une incitation marginale à conserver les espèces car elles sont considérées comme un « investissement » ou un « capital » naturel, on retiendra le terme de patrimoine (classe I ou III). Si $\phi < 0$, le dommage engendré par le grand gibier est trop important par rapport aux bénéfices de non consommation qu'il produit pour la société. Il y a une incitation marginale à diminuer le stock. On parle alors de « responsabilité » dans la mesure où il y a une obligation de réparer les dommages causés par le stock (classe II ou IV). C'est le cas par exemple des rongeurs étudiés par Skonhofs *et al.* (2003).

Ces différentes classifications du grand gibier influencent la taille optimale de la ressource de la manière suivante. Une forte valeur de ϕ/λ implique une population optimale de taille élevée. En effet, ceci correspond à une croissance faible de la population F'_N . La population d'équilibre de la classe I et III, qui est considérée comme un capital, est plus importante que la population en équilibre dans les catégories de responsabilité (classe II et IV).

Enfin, le taux d'actualisation et le taux de croissance de la ressource imposent des conditions aux équilibres des différentes classes. Les classes I et IV nécessitent que $\delta > F'_N$ et les classes II et III nécessitent que $\delta < F'_N$.

1.2.4 Diagramme des phases

Afin d'étudier le lien les trajectoires de l'économie, nous allons utiliser les équations (4.7) et (4.9) qui sont :

$$\dot{\lambda} = \frac{\partial \lambda}{\partial t} = [B''_H(H) - C''_H(H)] \frac{\partial H}{\partial t} \quad (4.13)$$

$$\dot{\lambda} = -B'_N(N) + D'_N(N) - \lambda F'(N) + \delta \lambda \quad (4.14)$$

L'égalisation de ces équations et le remplacement de λ par l'équation (4.6) permettent d'avoir la dynamique du système.

$$\frac{\partial H}{\partial t} = \dot{H} = \frac{(\delta - F'_N)(B'_H(H) - C'_H(H)) - B'_N(N) + D'(N)}{B''_H(H) - C''_H(H)} \quad (4.15)$$

Cette équation donne la variation de la chasse dans le temps. L'état stationnaire étant défini par $\dot{\lambda} = 0$ et $\dot{H} = 0$. Ainsi, on trouve :

$$(\delta - F'_N)[B'_H(H) - C'_H(H)] = B'_N(N) - D'_N(N) \quad (4.16)$$

Pour tracer le diagramme de phase, nous allons dériver cette équation par rapport aux deux variables N et H .

$$-F''_N [B'_H(H) - C'_H(H)] dN + (\delta - F'_N) [B''_H(H) - C''_H(H)] dH = [B''_N(N) - D''_N(N)] dN \quad (4.17)$$

D'où,

$$(\delta - F'_N) [B''_H(H) - C''_H(H)] \frac{dH}{dN} = [B''_N(N) - D''_N(N)] + F''_N [B'_H(H) - C'_H(H)] \quad (4.18)$$

$$\left. \frac{dH}{dN} \right|_{\dot{H}=0} = \frac{[B''_N(N) - D''_N(N)] + F''_N [B'_H(H) - C'_H(H)]}{(\delta - F'_N) [B''_H(H) - C''_H(H)]} \quad (4.19)$$

Cette équation donne la pente de la droite entre le prélèvement H et le stock N . Pour comprendre les variations des signes de cette équation, on va reprendre les notations suivantes :

$$\phi = B'_N(N) - D'_N(N) \text{ qui peut être positif ou négatif suivant le tableau 4.1.}$$

$$\phi' = B''_N(N) - D''_N(N) \text{ est toujours négatif car } B''_N(N) \leq 0 \text{ et } D''_N(N) \geq 0$$

$$\lambda = B'_H(H) - C'_H(H) \text{ qui peut être positif ou négatif suivant le tableau 4.1.}$$

$$\lambda' = B''_H(H) - C''_H(H) \text{ est toujours négatif car } B''_H(H) \leq 0 \text{ et } C''_H(H) \geq 0$$

L'équation se réduit à :

$$\left. \frac{dH}{dN} \right|_{\dot{H}=0} = \frac{\phi' + F''_N \cdot \lambda}{(\delta - F'_N) \cdot \lambda'} = \frac{(-) + (-) \cdot (?)}{(?) \cdot (-)} \quad (4.20)$$

Comme Rondeau (2001), Horan et Bulte (2004), on observe que la pente de la droite H suivant N peut changer de signe. L'équation $\dot{H} = 0$ n'est pas monotone du fait des différents signes de $\lambda = B'_H - C'_H$ et du terme $\delta - F'_N$. Ainsi, il existe plusieurs états stationnaires pour ce système. Etudions au cas par cas les termes dont des signes varient.

Proposition 1 $\delta - F'_N < 0$: ce cas arrive lorsque la taille de population N est faible, donc la croissance naturelle de la population est plus forte que δ . λ est de signe positif compte tenu de la rareté de la ressource. B'_H est élevée et C'_H faible.

$$\left. \frac{dH}{dN} \right|_{\dot{H}=0} = \frac{(-) + (-) \cdot (+)}{(-) \cdot (-)} = \frac{(-)}{(+)} < 0, \text{ l'équation } \dot{H} = 0 \text{ est décroissante.}$$

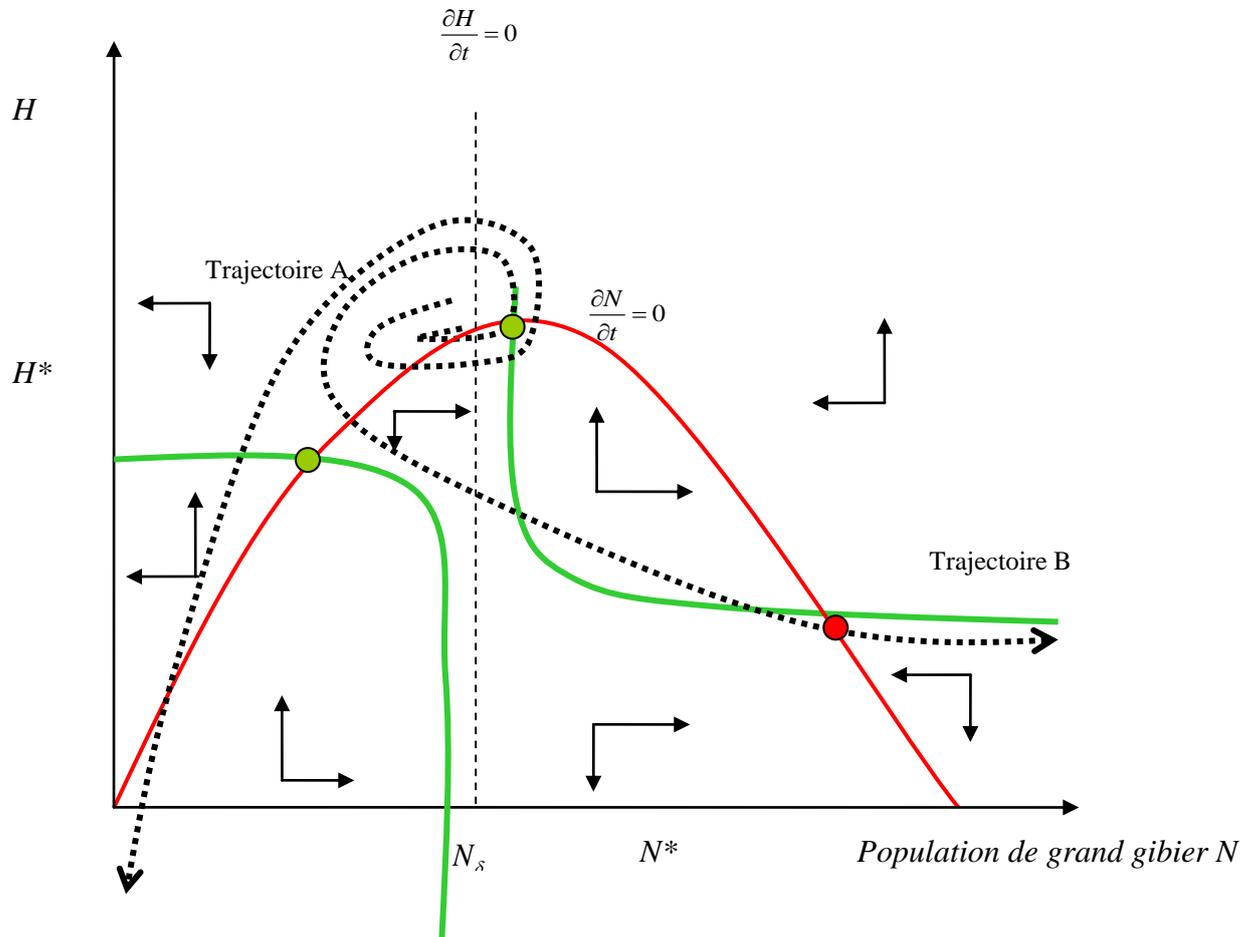
Proposition 2 $\delta - F'_N = 0$: pour une valeur de N tel que $\delta = F'_N$, l'équation $\dot{H} = 0$ forme une asymptote verticale tendant vers l'infini.

$$\left. \frac{dH}{dN} \right|_{\dot{H}=0} = \frac{(-) + (-) \cdot (+)}{0 \cdot (-)} = \pm\infty$$

Proposition 3 $\delta - F'_N > 0$: ce cas arrive lorsque la taille de population est grande N et s'approche de la capacité de charge K , donc la croissance est nulle. λ est de signe négatif compte tenu de l'abondance de la ressource. En effet, B'_H est faible et C'_H est élevée.

$$\left. \frac{dH}{dN} \right|_{\dot{H}=0} = \frac{(-) + (-) \cdot (-)}{(+) \cdot (-)} = \frac{(-) + (+)}{(-)} \text{ peut donc être négatif ou positif.}$$

Si $\phi' + F''_N \cdot \lambda > 0$, l'équation $\dot{H} = 0$ est décroissante. La relation entre la chasse H et la taille de la population N est donnée par la figure 4.2.

Figure 4.2 : Equilibre théorique entre chasse et conservation si $\phi' + F_N'' \cdot \lambda > 0$ 

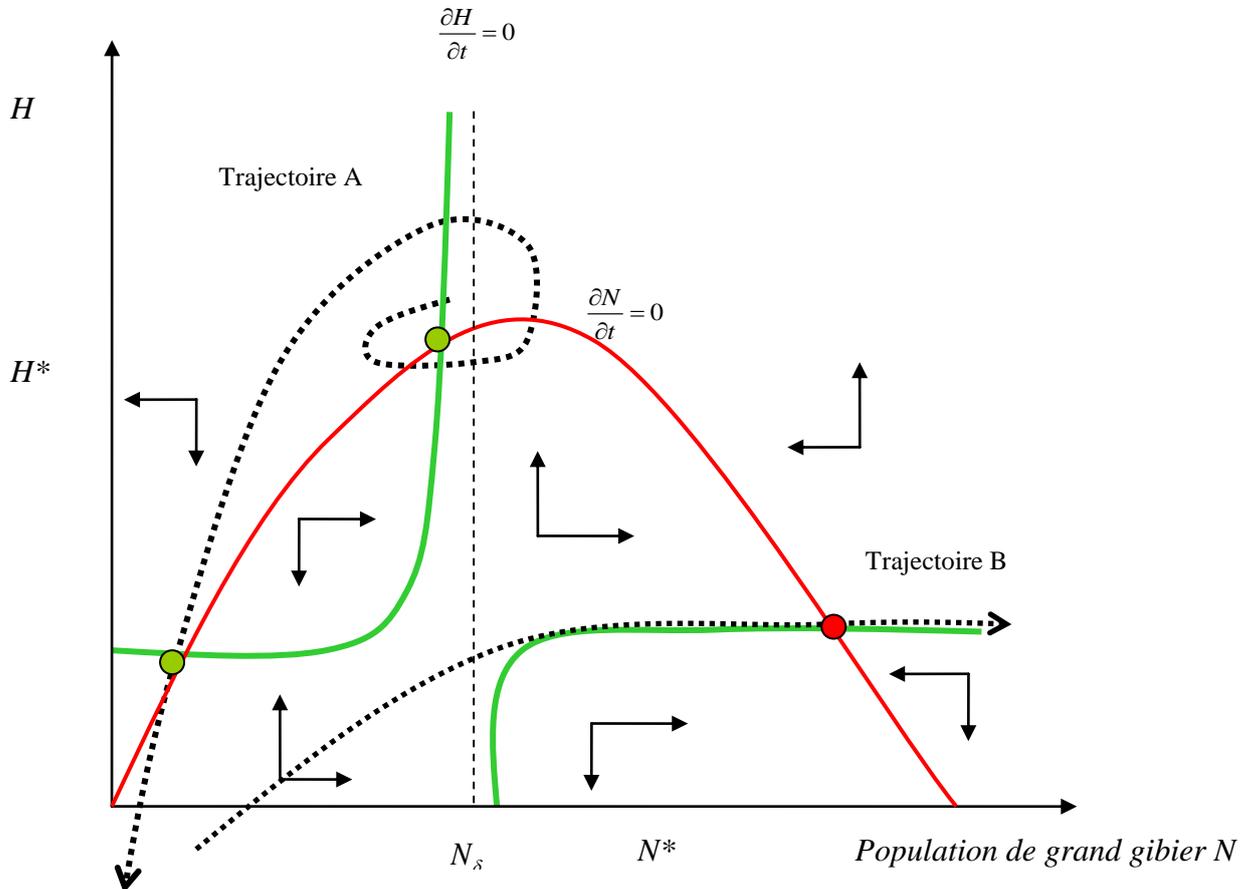
Source : Rondeau, 2001.

La fonction de croissance biologique est en rouge. Les courbes vertes formant des asymptotes représentent les fonctions économiques. Les équilibres qui résultent du croisement de ces deux courbes sont repérés par les points. Les flèches courtes horizontales indiquent la variation de la fonction de croissance suivant $\partial N/\partial t = 0$. Les flèches courtes verticales indiquent la variation des fonctions économiques suivant $\partial H/\partial t = 0$. Ces deux types de flèches forment une sorte de « champ magnétique » sur le plan N et H . Les trajectoires du système A et B qui naissent des forces tirant de façon horizontale et verticale sont ici dessinées avec des traits en pointillé.

Si $\phi' + F_N'' \cdot \lambda < 0$, l'équation $\dot{H} = 0$ est croissante. La relation entre la chasse H et la taille de la population est donnée par la figure 4.3.

Figure 4.3 : Equilibre théorique entre chasse et conservation $\phi' + F_N'' \cdot \lambda < 0$,

Chasse



Source : Rondeau, 2001.

Les figures 4.2 et 4.3 montrent l'existence de trois solutions d'équilibre. Le diagramme de phase est intéressant car il suppose qu'un état initial donné avec un niveau de population N_0 et un niveau de chasse H_0 (quelle que soit leur valeur) va suivre les deux trajectoires A et B du système dans le graphique 4.2 et 4.3. De ce fait, la première et la troisième solutions sont stables car il n'y a qu'une seule trajectoire pour les atteindre. La deuxième solution est instable par rapport aux vecteurs du système car les deux trajectoires A et B y sont très proches. Les fonctions économiques (courbes vertes) forment des asymptotes autour de ce point. Seule la troisième solution (N^* , H^*) respecte la condition de transversalité imposée au début du modèle car $\lambda^* N^*$ est constant.

$$\lim_{t \rightarrow \infty} e^{-\delta t} \lambda^* N^* = 0 \quad (4.21)$$

1.2.5 Résolution analytique du modèle avec les formes fonctionnelles

1.2.5.1 La fonction de croissance logistique de la population

Pour appliquer le modèle précédent, nous allons adopter des formes fonctionnelles simples pour les fonctions utilisées dans le modèle. Pour la fonction de croissance naturelle de la population, la forme logistique de Gordon et Schaeffer (Gordon, 1954) est utilisée dans l'équation suivante.

$$F(N) = rN \left(1 - \frac{N}{K} \right) \quad (4.22)$$

Où $F(N)$ est la fonction de croissance, N la taille de la population vivante, r le taux de croissance et K la capacité de charge. La fonction logistique a été choisie du fait que cette fonction met en évidence les phénomènes de densité de dépendance. Elle suppose qu'à un instant t , la croissance stagne lorsque le nombre de la population atteint la capacité de charge maximale du milieu K . La fonction de croissance de la ressource dépend fortement des caractéristiques de son milieu d'habitat. Cette fonction a les propriétés suivantes :

a) $F(N) \geq 0$ pour toute valeur de N appartenant à $[N_{\min}, N_{\max}]$

b) $F(N_{\min}) = F(N_{\max}) = 0$

c) $F'(N) = r \left(1 - \frac{2N}{K} \right)$ est positif si $N < K/2$ et négatif si $N > K/2$

c) $F''(N) = -2 \frac{r}{K} < 0 \quad N \in (0, \infty)$

La propriété a) implique que le stock est croissant dans l'intervalle fixé $[N_{\min}, N_{\max}]$.

La propriété b) indique que la croissance s'arrête pour des tailles égales à N_{\min} et à N_{\max} .

La propriété c) indique que le taux marginal de croissance est une fonction strictement décroissante de la taille de la population.

On a ainsi :

$$\lim_{t \rightarrow \infty} N(t) = N_{\max} \quad \text{équilibre stable}$$

$$N = N_{\min} \quad \text{équilibre instable}$$

$$F(0) = 0 \text{ et } F(K) = 0 \text{ (conditions aux bornes)}$$

Dans les modèles bioéconomiques classiques (Clark 1990), la capacité de charge K est constante pour les ressources halieutiques. Pour les espèces terrestres, cette hypothèse peut être trop forte car leur zone d'habitat est large et le milieu y présente une diversité d'occupation du sol. En particulier pour les cervidés qui vivent en milieu forestier, K dépend de la disponibilité en biomasse.

Le deuxième facteur de la fonction de croissance logistique est r qui représente le taux d'accroissement intrinsèque maximum de la population. Il est également considéré comme un paramètre constant et spécifique à l'espèce.

1.2.5.2 Les fonctions économiques

Comme Bulte et van Kooten (1999) et Horan et Bulte (2004), nous considérons une fonction de demande inverse en chasse notée $p(H)$ qui est linéaire ayant la forme suivante :

$$p(H) = \alpha - \beta H \tag{4.23}$$

où α, β sont des paramètres fixes et H le niveau de prélèvement par la chasse. $p(H)$ exprime la valeur attachée à la chasse d'un animal. Elle respecte la propriété de non convexité d'une fonction de demande. Elle signifie que plus le grand gibier est rare, plus sa valeur en chasse augmente car le chasseur va passer plus de temps à le chercher et vis-versa. D'où, le bénéfice net de la chasse qui est la différence entre le bénéfice de chasse de la ressource B_H et le coût de la chasse C_H est donné par :

$$B_H - C_H = \int_0^{H_{\max}} p(H) dH = \alpha H - \frac{\beta}{2} H^2 \tag{4.24}$$

Le bénéfice net marginal de la chasse suivant les prélèvements H est :

$$B'_H - C'_H = \alpha - \beta H \quad (4.25)$$

C'est par définition le surplus du chasseur que nous avons étudié dans la première partie de la thèse. Le bénéfice marginal de la chasse, c'est-à-dire le bien-être procuré par la chasse d'une unité de gibier est positif tant que $H < \alpha / \beta$. Il est donc négatif si $H > \alpha / \beta$.

Le bénéfice net marginal de l'observation de la population vivante N est le surplus du promeneur pour la vue d'un animal. Il est donné par :

$$B'_N = a - bN \quad (4.26)$$

où a, b sont les paramètres fixes de la fonction de demande des promeneurs et N la population vivante. De même pour le bénéfice de non consommation B_N , nous retiendrons la même forme fonctionnelle que le bénéfice net marginal de la chasse :

$$B_N = \int_0^{N_{\max}} (a - bN) dN = aN - \frac{b}{2} N^2 \quad (4.27)$$

Comme Mitchell (2001), Skonhoft (2004), Skonhoft et Olaussen, (2005), Horan et Bulte (2004) ainsi que Zivin *et al.* (2000), le dommage sur le milieu mesuré en termes de perte de revenu pour les agriculteurs et les forestiers est modélisé suivant une fonction Cobb-Douglas suivant la taille de la population du grand gibier.

$$D_N = cN^d \quad (4.28)$$

c, d sont des paramètres fixes qui tiennent compte à la fois de la probabilité de l'occurrence des dommages ainsi que l'influence des caractéristiques du milieu. Ces paramètres ont été étudiés dans la deuxième partie de la thèse. La fonction marginale du dommage suivant N se présente donc :

$$D'_N = cdN^{d-1} \quad (4.29)$$

1.2.5.3 Le modèle bioéconomique avec les formes fonctionnelles adoptées

En introduisant ces différentes fonctions dans le modèle général, le programme du planificateur dans l'équation (4.2) devient :

$$\text{Max} \int_0^{\infty} \left[\alpha H - \frac{\beta}{2} H^2 + aN - \frac{b}{2} N^2 - cN^d \right] e^{-\delta t} dt \quad (4.30)$$

Sous la contrainte :

$$\dot{N} = \frac{\partial N}{\partial t} = rN \left(1 - \frac{N}{K} \right) - H \quad (4.31)$$

Le Hamiltonien courant s'écrit :

$$\mathcal{H} = \alpha H - \frac{\beta}{2} H^2 + aN - \frac{b}{2} N^2 - cN^d + \lambda \left(rN \left(1 - \frac{N}{K} \right) - H \right) \quad (4.32)$$

λ est le prix implicite du grand gibier. Les conditions nécessaires pour qu'il y ait une solution sont :

$$\frac{\partial \mathcal{H}}{\partial H} = \alpha - \beta H - \lambda = 0 \quad (4.33)$$

$$\lambda = \alpha - \beta H \quad (4.34)$$

La deuxième condition d'optimalité est :

$$-\dot{\lambda} + \delta \lambda = \frac{\partial \mathcal{H}}{\partial N} = a - bN - cdN^{d-1} + \lambda r \left(1 - \frac{2N}{K} \right) \quad (4.35)$$

En supposant qu'un état stationnaire existe, on peut résoudre le problème en considérant que $\dot{N} = 0$ et $\dot{\lambda} = 0$. La première équation pour déterminer l'état stable est obtenue par la dynamique de la ressource.

$$H^* = rN^* \left(1 - \frac{N^*}{K} \right) \quad (4.36)$$

La deuxième équation est obtenue avec l'hypothèse que la variation du prix implicite est nulle $\dot{\lambda} = 0$:

$$\delta = r \left(1 - \frac{2N}{K} \right) + \frac{a - bN - cdN^{d-1}}{\alpha - \beta H} \quad (4.37)$$

D'où :

$$H^* = \frac{1}{\beta} \left[\alpha - \frac{a - bN^* - cdN^{*d-1}}{\delta - r \left(1 - \frac{2N^*}{K} \right)} \right] \quad (4.38)$$

Le problème revient à trouver deux inconnues N et H avec les deux équations (4.36) et (4.38).

1.3 Calibrage du modèle pour les trois espèces de grand gibier dans la région Aquitaine

Les trois espèces de grand gibier ont été introduites dans la région Aquitaine depuis les années 70. Au début, il s'agissait d'une population de faible taille mais actuellement, les chevreuils et les sangliers sont présents dans toute la région. Les cerfs se sont cantonnés dans les grands Massifs des Landes de Gascogne. Ces trois espèces font partie des espèces chassables dans la région Aquitaine mais ils créent des dommages de nature différente. Le sanglier est responsable des dégâts agricoles à raison de 80 % des dégâts (cf. Deuxième partie, Sous-partie 1). Les cervidés sont plus responsables des dégâts forestiers (cf. Deuxième partie, Sous-partie 2). Nous allons appliquer le modèle bioéconomique que nous avons mis en place afin d'analyser son apport sur des contextes réels. Les paramètres de chaque fonction proviennent de l'analyse effectuée dans les chapitres précédents. Pour quelques paramètres, notamment sur la dynamique de la population des sangliers, nous nous sommes basés sur des données provenant de la bibliographie.

1.3.1 Les paramètres écologiques

1.3.2 Le taux de croissance de la population

Pour le sanglier, Stone et Dunn (2008) montrent que 100 femelles donnent naissance à 373 marcassins et que le taux de fécondité est de 81 %. D'après le principe de Fisher (1930), le sex-ratio des espèces est 1:1 (50 % mâles et 50 % femelles). Le taux de naissance noté T_N est donc :

$$T_N = 0,5 * 0,81 * 3,73 = 1,51 \quad (4.39)$$

La longévité moyenne du sanglier est de 10 ans. Le taux de mortalité est l'inverse de la longévité moyenne, soit :

$$T_M = \frac{1}{10} = 0,1 \quad (4.40)$$

D'où, un taux de croissance intrinsèque de la population de sanglier noté r qui est donnée par:

$$r = T_N - T_M = 1,51 - 0,1 = 1,41 \quad (4.41)$$

1.3.3 La capacité de charge du milieu

La région Aquitaine offre une variété de milieux avec des zones agricoles, des zones forestières et des zones herbeuses. Quelles sont les zones d'habitat des sangliers dans cette région ? Le modèle développé sur les dommages agricoles montre que les zones les plus fréquentées par les sangliers dans la région Aquitaine sont les zones de culture de maïs et de vignoble, les forêts de feuillus, les forêts de conifères et les marais intérieurs. Ces territoires représentent 21 815 km², soit 52 % de la région selon la base de données cartographiques de CORINE Land Cover en 2000 (IFEN, 2005).

Pour le sanglier, Stone et Dunn (2008) montrent que la capacité de charge est en moyenne entre 3 à 5 sangliers par km². En prenant une moyenne de 4 sangliers au km², la capacité de charge du milieu est donc $K = 4 * 21815 = 87260$.

Pour les deux autres espèces, chevreuil et cerf, nous allons réutiliser les paramètres biologiques que nous avons expliqués dans la deuxième partie, sous-partie 2 (Paragraphe 3.2.2. et 3.2.3). Pour le chevreuil, le taux de croissance $r = 0,4$ et la capacité de charge $K = 117 262$. Pour le cerf, le taux de croissance $r = 0,3$ et la capacité de charge $K = 67 007$. Il s'agit essentiellement du massif des Landes de Gascogne et non pas toute la région Aquitaine comme le sanglier.

Encadré 4.1 : Calcul du surplus du consommateur à partir de la fonction de demande

Creel et Loomis (1990) modélisent la fréquence des sorties de chasse par individu noté i et par zone de chasse noté j en Californie. Les variables explicatives utilisées sont liées aux caractéristiques de la zone de chasse et aux caractéristiques socio-économiques des individus. L'équation de demande s'écrit de la façon suivante :

$$Trips_{ij} = B_0 - B_1TC_{ij} - B_2TRVTIME_{ij} + B_3INC_i + B_4YRSHT_i + B_5BAG_{ij} + B_6PASSNO_{ij} + B_7DEERSEEN_{ij} + B_8SEAS_j - B_9TRIPLENGHT_{ij}$$

$Trips_{ij}$ désigne le nombre de sorties de chasse effectuées par le chasseur i pour le site j , TC_{ij} le coût du trajet du chasseur i vers le site j estimé à 0,22 \$ par miles, $TRVTIME_{ij}$ le temps du trajet aller-retour de l'individu i vers le site j exprimé en heures, INC_i le revenu du ménage du chasseur i , $YRSHT_i$ le nombre d'années d'expériences en chasse de l'individu i . BAG_{ij} est une variable dichotomique qui prend la valeur de 0 si le chasseur i a attrapé un animal dans le site j . $PASSNO_{ij}$ est le nombre d'occasions que le chasseur a laissé passer d'attraper un animal dans le site j , $DEERSEEN_{ij}$ le nombre d'animaux aperçus lors de la dernière sortie de chasse, $SEAS_j$ représente la longueur de la saison de chasse pour le site j en nombre de jours et $TRIPLENGHT_{ij}$ la durée moyenne de sorties de chasse de l'individu i dans le site j .

Cette spécification suit les règles standards d'utilisation des modèles de coût de déplacement. Elle inclut séparément le coût de transport et la durée du trajet afin de ne pas biaiser le coefficient lié au coût de transport réel. Le succès d'attraper un animal capté par la variable BAG_{ij} est également spécifié car les chasseurs qui ont réussi à attraper un animal dans un site j a tendance à effectuer plus de sorties.

La forme fonctionnelle qui a été adoptée suit une loi binomiale négative tronquée afin de tenir compte des nombreux chasseurs qui font une seule sortie dans la saison. D'autres types de formes fonctionnelles existent cependant : les Moindres Carrées Ordinaires (MCO), les Moindres Carrées Non Linéaires (MCONL), les Moindres Carrées Non Linéaires Tronqués (MCNLT), Poissons (POIS), Poissons tronqués (POIST), Binomiaux Négatifs (BINEG) et Binomiaux Négatifs Tronqués (BINEGT).

Le CAP moyen par visite pour les MCO est obtenu par :

$$\frac{CAP}{Trips} = \frac{Trips}{-2B_1}$$

$Trips$ étant le nombre de sorties moyen estimé à partir de la valeur moyenne de la variable indépendante. Le surplus du consommateur est la surface totale en dessous de la courbe de demande.

$$CAP = \int_{TC_{\min}}^{TC_{\max}} dTC.Trips = -Trips^2/2B_1$$

Pour tous les autres modèles, le CAP moyen par visite est :

$$\frac{CAP}{Trips} = -\frac{1}{B_1}$$

En effet, le surplus total du consommateur est donné par :

$$CAP = \int_{TC_{\min}}^{TC_{\max}} dTC.\exp(B_0 + B_1TC) = -Trips/B_1$$

Source : Creel et Loomis (1990)

1.3.4 Les paramètres économiques

Les formes fonctionnelles et les paramètres économiques sont différents de ceux utilisés par Horan et Bulte (2004). La première différence vient du fait que les bénéfices nets de la chasse seront directement calculés à partir des CAP des chasseurs et non pas uniquement des revenus provenant des safaris comme ces auteurs l'ont fait. Pour les bénéfices de non consommation (observation des cerfs et chevreuils), nous allons les estimer par l'intermédiaire des CAP des promeneurs, auxquels on va appliquer une probabilité de croiser ces espèces en forêt. Ceci constitue la deuxième différence par rapport à Horan et Bulte (2004) qui avaient utilisé une fonction logarithmique. Pour le sanglier, les paramètres de la fonction de dommage proviennent des résultats sur les modèles économétriques spatiaux sur l'agriculture. Pour le cerf et le chevreuil, les paramètres de la fonction de dommage proviennent des modèles dynamiques sur les forêts.

1.3.4.1 La fonction de bénéfice net de la chasse au cerf, chevreuil et sanglier

Nous cherchons à trouver les valeurs de α et β dans l'équation 4.23. Pour le paramètre α , il s'agit du prix fictif maximal attribué à un animal chassé. Cette valeur doit correspondre à une situation où la population de grand gibier est proche de 0. Suivant les résultats de la méta-analyse, le CAP max est de **1118,41 \$**, soit **1051,31 euros** avec l'utilisation du coefficient du Parité du Pouvoir d'Achat (PPA), d'où $\alpha = 1051$. La pente de la fonction de demande inverse β peut être obtenue par l'intermédiaire des résultats du CAP moyen des chasseurs **pour prélever un animal de plus** durant une sortie qui est de 65,82 \$ US (cf. Première partie, paragraphe 3.3.1, Tableau 1.3). Ceci représente 61,87 euros en France avec l'utilisation du Parité du Pouvoir d'Achat (PPA¹¹). Le CAP utilisé ici est différent de celui estimé par la méta-analyse sur la chasse au grand gibier du fait que seulement une partie de ces études valorisent le CAP pour un animal en plus. Selon Creel et Loomis (1990), la pente de la fonction de demande est l'inverse du CAP, soit 0,02 (Cf. Encadré 4.1).

Les mesures des CAP ont été réalisées à l'échelle individuelle. Pour passer au niveau régional, une agrégation des demandes individuelles est nécessaire. Si on considère que H est la somme des demandes individuelles des chasseurs, n le nombre de chasseurs et X une constante, la fonction de demande individuelle est donnée par l'équation (4.42).

¹¹ Selon l'INSEE, l'indice de conversion des dollars américains en euros avec le PPA est de 0,94 en 2004.

$$\frac{H}{n} = X - 0,02p(H) \quad (4.42)$$

Le CAP max (1051 euros) est introduit sur la fonction de demande inverse :

$$p(H) = 1051 - \frac{62}{n}H \quad (4.43)$$

Avec ces valeurs, la fonction de bénéfice par la chasse durant une année est :

$$B_H - C_H = \left(1051 - \frac{62}{2n}H \right) H \quad (4.44)$$

En 2004, on comptait 146 407 chasseurs dans la région Aquitaine (Source FNC). Une enquête menée par le CSA révèle en 2006 que 71 % des chasseurs chassent le grand gibier. L'analyse des tableaux de chasse permet de répartir le nombre des chasseurs par espèce. Ils sont distribués de la façon suivante : 45 % pour le sanglier, 51 % pour le chevreuil et 4 % pour le cerf (cf. Tableau 4.2).

Tableau 4.2 : Estimation du nombre de chasseurs par espèce

| Espèces | Tableaux de chasse en 2004 | % | Estimation des nombres de chasseurs |
|-------------------|----------------------------|------------|-------------------------------------|
| Sanglier | 400 000 | 45 | 46 719 |
| Chevreuril | 450 000 | 51 | 52 558 |
| Cerf | 40 000 | 4 | 4 672 |
| Total | 890 000 | 100 | 103 949 |

Nombre de chasseurs en Aquitaine en 2004 : 146 407 ; Pourcentage des chasseurs au GG : 71 %.

Les fonctions de bénéfice net marginal de la chasse suivant H sont :

$$B'_H(H) - C'_H(H) = 1051 - 0,001H \text{ pour le sanglier et le chevreuil} \quad (4.45)$$

$$B'_H(H) - C'_H(H) = 1051 - 0,01H \text{ pour le cerf}$$

1.3.4.2 La fonction de bénéfice net de l'observation du cerf et du chevreuil

Le bénéfice net de la vue des cervidés est estimé en fonction des résultats obtenus avec le transfert de bénéfices des promeneurs (cf. Première partie). Pour le paramètre a , il s'agit de la valeur maximale attribuée à un animal vu. Suivant les résultats obtenus dans la première partie, le CAP maximal est de **96,30 \$ US**, soit **91 euros** en France avec l'utilisation du

coefficient de la parité du pouvoir d'achat (PPA), d'où $a = 91$. Compte tenu de l'inexistence d'information suivant le type de grand gibier vu, nous allons poser comme hypothèse que ce coefficient est donc le même pour le cerf et le chevreuil et nul pour le sanglier.

Le CAP moyen obtenu d'après la base de données de l'USDA est de **40,39 \$ US**, soit **38 euros** en France avec l'utilisation du coefficient de la PPA. Ce surplus du consommateur a été mesuré en demandant aux individus quelle somme ils sont prêts à payer pour la vue d'un animal durant une journée de sortie en plein air. Or, c'est la valeur de la population vivante qu'on a besoin ici qui est différente du nombre d'animaux vus. En effet, le promeneur ne pourra pas voir la totalité des animaux présents sur un milieu durant une sortie.

Il est utile de considérer la probabilité de croiser un grand gibier dans les forêts pour un promeneur. En effet, ces valeurs de CAP peuvent être attribuées aux autres espèces telles que les oiseaux migrateurs.

L'estimation d'une telle probabilité est impossible à faire sans une observation sur terrain. Due à cette asymétrie d'information, nous allons utiliser les données provenant des comptages des animaux. En effet, les fédérations départementales des chasseurs procèdent chaque année à des suivis des animaux sauvages en forêt. Sur le département de la Gironde de 1999 à 2005, l'Indice Kilométrique d'Abondance (IKA) est de **0,15 chevreuil/10 km** avec un écart type de $\pm 0,31$ chevreuil/10 km (Source : statistique de la FDC de la Gironde). Les comptages d'animaux y sont réalisés sur des circuits de 5 km parcourus à pied et à l'aube. Sur le département des Landes qui est le département qui possède le plus de cerfs, l'IKA est en moyenne de **0,77 cerf/10 km** en 2003. Les comptages d'animaux y sont réalisés en voiture dans la soirée sur des circuits de 30 km. Ces chiffres sont difficiles à transposer pour un promeneur puisque les conditions d'observation peuvent être très différentes. En considérant qu'un promeneur parcourt 1 km dans la forêt, on obtient une probabilité théorique de **0,02 chevreuil** et **0,08 cerf**. Il est à noter que cette approximation est imparfaite car les comptages des animaux se font dans des conditions particulières, différentes des sorties d'un promeneur en forêt. On attend à ce que la probabilité de voir un animal par un promeneur dans la journée soit plus faible que celle des techniciens des fédérations des chasseurs. De plus, ces estimations montrent que la vue des cerfs est plus fréquente que celle des chevreuils alors que ces derniers sont moins mobiles et sont estimés être plus nombreux. Ces résultats sont donc à interpréter avec précaution.

Par ailleurs, une agrégation des demandes individuelles doit également être effectuée. La fonction de demande inverse pour l'observation d'un chevreuil ou d'un cerf est donnée par :

$$B'_N(N) = 91 - \frac{38}{n} E(N) \quad (4.46)$$

Où $E(N)$ représente le nombre d'animaux vivant que les promeneurs espèrent voir lors d'une promenade et n le nombre de promeneurs sur le site. Déhez et Lyser (2008) estiment le nombre de promeneurs dans la région Aquitaine à plus de 120 millions par an avec une fréquence annuelle de 54 jours. On peut en déduire un nombre de jours - promeneurs d'environ 2 millions. Avec les probabilités faibles de croiser des espèces et cette valeur très élevée de n , la valeur du paramètre b sera donc considérée comme nulle. Ceci implique que le nombre réel de population dans le milieu entraîne peu de variation dans le CAP des promeneurs.

1.3.4.3 La fonction de dommage agricole des sangliers

Notre objectif est d'estimer les paramètres de la fonction de dommage $D_N = cN^d$. La fonction de dommage physique obtenue avec les modèles économétriques spatiaux (cf. Deuxième partie, sous partie 1 de la thèse) est :

$$d_i = 3,67.H_i^{0,63} \quad (4.47)$$

Avec un prix du maïs à 11,2 euros¹² par quintal, la valeur économique du dommage est donnée par l'équation:

$$D(H_i) = 11,2 \times 3,67.H_i^{0,63} = 41,10.H_i^{0,63} \quad (4.48)$$

Pour trouver le dommage en fonction de la population comme on l'avait décrit dans le modèle théorique, nous devons trouver le lien entre le prélèvement H et la population vivante N . A l'équilibre, l'équation (4.36) indique que la chasse doit prélever exactement la croissance de

¹² Le prix de base pour le calcul des indemnités des dommages agricoles pratiqués dans la région Aquitaine est en moyenne de 11,2 euros par quintal de 2001 à 2004 avec des variations dues à la différence des prix de vente de chaque producteur.

la population. En enlevant l'effet de la saturation du milieu pour simplifier l'équation et la résoudre, nous prenons directement le taux de croissance intrinsèque de la population $r=1,41$ provenant de l'équation (4.41). Cette démarche simplificatrice a été adoptée dans la littérature lorsqu'on se trouve en situation d'équilibre (Ropars-Collet et Le Goffe, 2007, Schwabe *et al.*, 2002).

$$H = rN = 1,41N \quad (4.49)$$

$$D(N) = 41,1(1,41N)^{0,63} = 51N^{0,63} \quad (4.50)$$

$$D'(N) = 32,15.N^{-0,37} \quad (4.51)$$

Le dommage provoqué par un sanglier supplémentaire représente ainsi 32,15 euros. Notons que l'équation de dommage ici a été mise en place à l'échelle des communes dans les modèles économétriques spatiaux. Pour calculer le dommage total sur la région, il sera nécessaire de multiplier l'équation (4.50) par le nombre de communes (2 292).

1.3.4.4 La fonction de dommage forestier du cerf et du chevreuil

Les résultats des simulations sur les dommages forestiers ont permis de trouver les pertes économiques en 50 ans. Pour avoir une fonction de dommage annuel, nous avons calculé le dommage annuel moyen tous les scénarios confondus. Nous posons que le paramètre $d=1$ pour les dommages forestiers. Le paramètre c qui représente le dommage créé par un animal a une valeur de 25,20 euros pour le cerf et 6,56 euros pour le chevreuil. Le flot de valeurs générées (cf. annexes 11 et 12) par les modèles dynamiques développés dans la deuxième partie de la thèse, sous-partie 2 donne :

$$D_N = 25,2N \quad \text{pour le cerf} \quad (4.52)$$

$$D_N = 6,56N \quad \text{pour le chevreuil} \quad (4.53)$$

1.3.4.5 Le taux d'actualisation

En ce qui concerne le choix du taux d'actualisation, nous allons utiliser le résultat de Weitzman (1998) qui a demandé à 1 740 économistes quel taux d'intérêt devrait être utilisé dans le temps pour les bénéfices et les coûts d'un projet qui limite les effets du changement

climatique. La moyenne des réponses obtenue était de 3,967 %. Ce taux a également été retenu par le groupe d'experts pour la révision du taux d'actualisation des investissements publics (Lebègue, 2005). Nous allons utiliser un taux d'actualisation de 4 % pour la suite des calculs.

1.4 Résultats pour les trois espèces : sanglier, chevreuil et cerf

1.4.1 Le sanglier

Pour le sanglier, les paramètres du modèle sont :

$$r = 1,41 ; K = 87260 ; \beta = 0,001 ; \alpha = 1051 ; a = b = 0 ; cd = 32,15 ; d - 1 = -0,37 ; \delta = 0,04$$

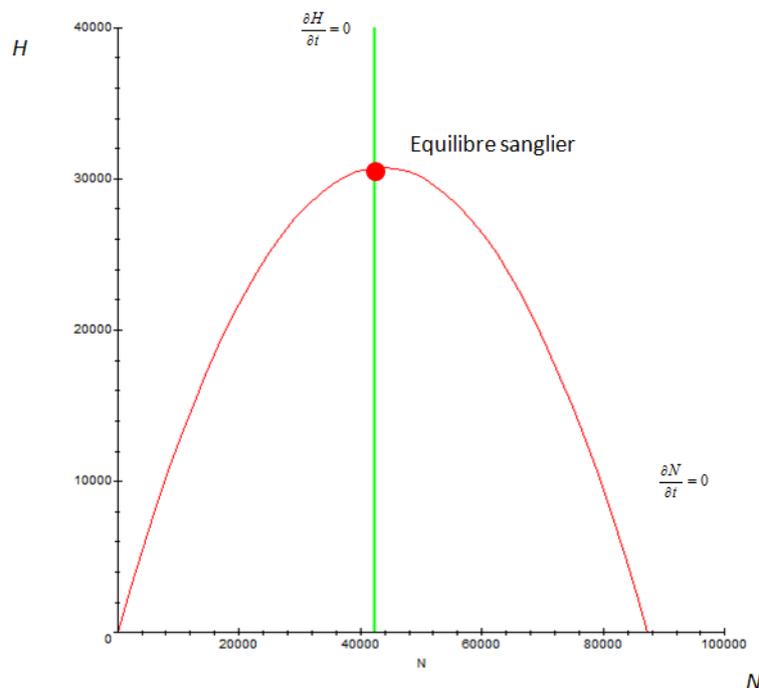
En remplaçant ces valeurs dans les équations (4.36) et (4.38), nous obtenons les deux :

$$H = 1,41N \left(1 - \frac{N}{87260} \right) \quad (4.54)$$

$$H^* = \frac{1}{0,001} \left[1051 - \frac{-32,15N^{-0,37}}{0,04 - 1,41 \left(1 - \frac{2N}{87260} \right)} \right] = 1051000 + \frac{32150N^{-0,37}}{\frac{2,82N}{87260} - 1,37} \quad (4.55)$$

Si on trace ces fonctions, on a la solution d'équilibre du système.

Figure 4.4 : La solution du modèle bioéconomique pour le sanglier pour la région Aquitaine



Le système présente une seule solution d'équilibre correspondant à $N = 42\ 373$. Les résultats économiques et biologiques sont résumés dans le tableau suivant :

Tableau 4.3 : Résultats du modèle bioéconomique agrégé sur le sanglier dans la région Aquitaine

| Solution sanglier | Solution sanglier 2 |
|---|------------------------------|
| Stock (N) | 42 373 |
| Chasse (H) | 30 734 |
| Bénéfice net des chasseurs ($B(H)-C(H)$) | 31 828 755,50 € |
| Bénéfice net des promeneurs ($B(N)$) | 0,00 € |
| Dommmage agricole moyen par commune $D_i(N_i)$ | 320,41 € |
| Dommmages agricoles $D(N)$ | 734 371,45 € |
| Bénéfice net social annuel $B(H)-C(H)+ B(N)-D(N)$ | 31 094 384,05 € |
| Bénéfice marginal des chasseurs ($B'(H)-C'(H)$) | 1 020,27 € |
| Bénéfice net marginal sur site | 1 020,27 € |
| Bénéfice marginal des promeneurs $B'(N)$ | 0,00 € |
| Dommmages marginaux agricoles $D'(N)$ | 0,62 € |
| Bénéfice net marginal hors site | -0,62 € |
| Classe de l'espèce selon Horan et Bulte (2004) | II |
| | Ressource/ Responsabilité |

Du fait de l'hypothèse que le sanglier ne produit pas de bénéfice de non consommation, le bénéfice net marginal hors site est négatif. Avec cette solution, le chasseur prélève suivant sa demande et considère le sanglier à la fois comme une ressource environnementale intéressante qui s'accompagne d'une responsabilité de contrôle des nuisances (Classe II). Cette solution peut cependant être qualifiée d'instable car la courbe $\partial H/\partial t = 0$ forme un asymptote tendant vers +/-l'infini autour de ce point. La population de sangliers crée à l'optimum environ 31,09 millions d'euros de bénéfice net annuel pour la chasse et environ 0,73 million d'euros de dommage agricole.

On peut comparer ces résultats avec le *Maximum Sustainable Yield* (MSY), Rendement Maximal Soutenable (RMS) ou Rendement Maximal Durable (RMD) défini par Schaefer (1954) sur les ressources halieutiques. C'est un principe biologique qui consiste à prélever la plus grande quantité de biomasse que l'on peut extraire en moyenne à long terme dans les conditions environnementales existantes sans affecter le processus de reproduction du stock (Schaefer, 1954). Ce principe est critiqué par les économistes car il n'intègre pas les valeurs

économiques tels que les bénéfices de prélèvement ou les externalités et peut conduire des situations de surexploitation. Ce principe donnera une taille de la population optimale notée $N_{MSY}=K/2=43\ 630$ et un prélèvement $H_{MSY}=rK/4=30\ 759$. Ici, les résultats que nous avons obtenus avec le modèle bioéconomique montrent que la population optimale est inférieure à ce seuil $N^* < N_{MSY}$. L'explication est donnée par Brown (2000) qui montre la présence des externalités négatives réduit la taille de la population optimale. De ce fait, la chasse optimale de la population de sangliers est légèrement inférieure à ce seuil $H^* < H_{MSY}$.

1.4.2 Le chevreuil

Pour le chevreuil, les paramètres du modèle sont :

$$r = 0,4 ; \quad K = 117262 ; \quad \beta = 0.001 ; \quad \alpha = 1051 ; \quad a = 91 ; \quad b = 0 ; \quad cd = 6,56 ; \quad d - 1 = 0 ; \\ \delta = 0,04$$

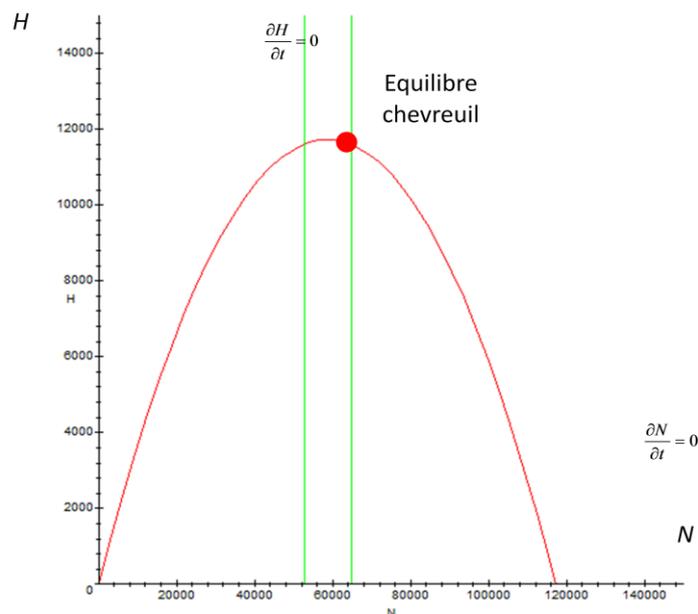
En remplaçant ces valeurs dans les équations (4.36) et (4.38), nous obtenons les deux équations d'équilibre :

$$H = 0,4N \left(1 - \frac{N}{117262} \right) \tag{4.56}$$

$$H = \frac{1}{0,001} \left[1051 - \frac{91 - 6,56}{0,04 - 0,4 \left(1 - \frac{2N}{117262} \right)} \right] = 1051000 - \frac{84440}{\frac{0,8N}{117262} - 0,36} \tag{4.57}$$

Si on trace ces deux courbes, on a la figure 4.5 :

Figure 4.5 : La solution du modèle bioéconomique pour le chevreuil dans le Massif des Landes de Gascogne



Ce graphique montre qu'il n'existe qu'une seule solution pour le problème des chevreuils qui est de préserver un stock de **64 676** chevreuils sur le Massif des Landes de Gascogne. La fonction de demande pour une taille de la population de moins de $K/2$ est largement supérieure à l'offre biologique du milieu. Ceci est dû à un partage entre les bénéfices de la chasse mais également de préservation de l'espèce pour sa vue. Le tableau 4.4 résume les résultats biologiques et les valeurs économiques correspondant à l'optimum.

Tableau 4.4 : Résultats du modèle sur le chevreuil sur le Massif des Landes de Gascogne

| | Solution chevreuil |
|--|--------------------------|
| Stock (N) | 64 676 |
| Chasse (H) | 11 602 |
| Bénéfice net des chasseurs ($B(H)-C(H)$) | 12 125 930,17 € |
| Bénéfice net des promeneurs ($B(N)$) | 5 885 516,00 € |
| Domages forestiers $D(N)$ | 424 274,56 € |
| Bénéfice net social annuel $B(H)-C(H)+B(N)-D(N)$ | 17 587 171,61 € |
| Bénéfice marginal des chasseurs ($B'(H)-C'(H)$) | 1 039,40 € |
| Bénéfice net marginal sur site | 1 039,40 € |
| Bénéfice marginal des promeneurs $B'(N)$ | 91,00 € |
| Domages marginaux forestiers $D'(N)$ | 6,56 € |
| Bénéfice net marginal hors site | 84,44 € |
| | I |
| Classe de l'espèce selon Horan et Bulte (2004) | Ressource/ Patrimoine |

A l'optimum, les chevreuils créent annuellement un bénéfice net social de 17,6 millions d'euros au Massif des Landes de Gascogne. Ce bénéfice est réparti entre 12,1 millions d'euros pour la chasse, 5,9 millions d'euros pour les promeneurs et 0,4 million d'euros de pertes pour les sylviculteurs. La chasse d'un animal supplémentaire va créer un bénéfice net marginal de 1 039 € pour les chasseurs. Un chevreuil de plus vivant dans le massif va rapporter un bénéfice de 91 euros pour les promeneurs et coûter 6,56 euros pour les sylviculteurs. Suivant la classification de Horan et Bulte (2004), il s'agit d'une ressource et d'un **patrimoine** pour l'économie (classe I).

Le principe du *Maximum Sustainable Yield* donnera pour le chevreuil une taille de la population optimale notée $N_{MSY}=K/2=58\ 631$ et un prélèvement $H_{MSY}=rK/4 = 11\ 726$. Ici, les résultats que nous avons obtenus montrent que la taille optimale de la population de chevreuils est supérieure à ce seuil $N^* > N_{MSY}$. Ceci vient de l'importance des bénéfices des promeneurs par rapport aux dommages causés par l'espèce. Par ailleurs, la chasse optimale de la population de chevreuils est inférieure à ce seuil $H^* < H_{MSY}$. Cette différence provient d'une prise en compte des usages futurs qui limiteront les risques de surexploitation de la ressource. Il convient donc pour cette espèce de chasser moins que ce seuil biologique et de préserver un stock plus élevé pour éviter les surexploitations.

1.4.3 Le cerf

Pour le cerf, les paramètres du modèle sont :

$$r = 0,3 ; \quad K = 67007 ; \quad \beta = 0,01; \quad \alpha = 1051; \quad a = 91 ; \quad b = 0; \quad cd = 25,20 ; \quad d - 1 = 0 ; \\ \delta = 0,04$$

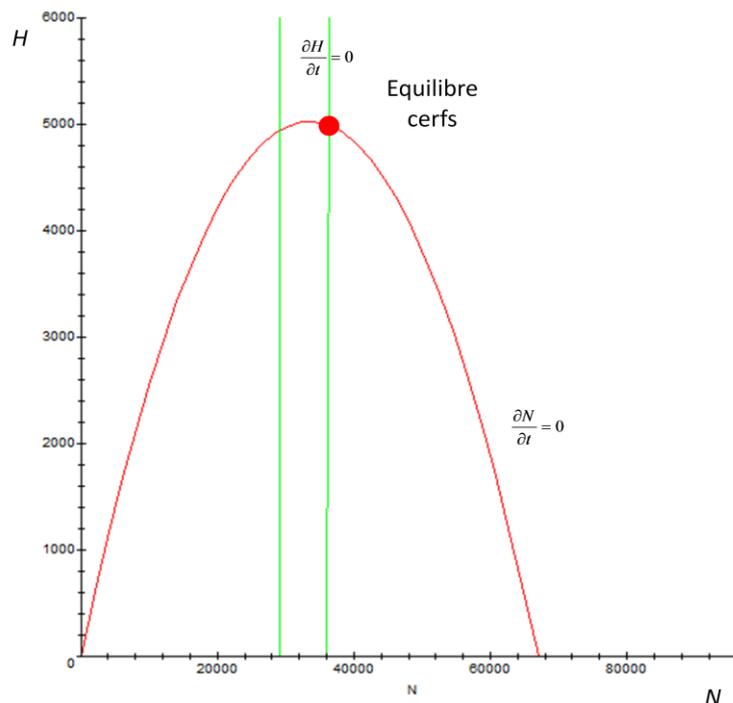
En remplaçant ces valeurs dans les équations (4.36) et (4.38), on obtient :

$$H^* = 0,3N \left(1 - \frac{N}{67007} \right) \tag{4.58}$$

$$H^* = \frac{1}{0,01} \left[1051 - \frac{91 - 25,2}{0,04 - 0,3 \left(1 - \frac{2N}{67007} \right)} \right] = 105100 - \frac{6580}{\frac{0,6N}{67007} - 0,26} \tag{4.59}$$

Si on trace ces équations dans un plan à deux dimensions avec H et N , on obtient :

Figure 4.6 : La solution du modèle bioéconomique pour le cerf dans le Massif des Landes de Gascogne



La figure 4.6 montre qu'il n'existe qu'une seule solution pour le problème des cerfs qui est de préserver un stock de **36 377** cerfs sur le Massif des Landes de Gascogne. Les résultats biologiques et économiques sont résumés dans le tableau 4.5.

Tableau 4.5 : Résultats du modèle sur le cerf sur le Massif des Landes de Gascogne

| | Solution cerf |
|--|--------------------------|
| Stock (N) | 36 377 |
| Chasse (H) | 4 989 |
| Bénéfice net des chasseurs ($B(H)-C(H)$) | 5 230 530,78 € |
| Bénéfice net des promeneurs ($B(N)$) | 3 310 307,00 € |
| Dommmages forestiers ($D(N)$) | 916 700,40 € |
| <i>Bénéfice net social annuel</i> $B(H)-C(H)+B(N)-D(N)$ | 7 624 137,38 € |
| Bénéfice marginal des chasseurs ($B'(H)-C'(H)$) | 1 046,01 € |
| <i>Bénéfice net marginal sur site</i> | 1 046,01 € |
| Bénéfice marginal des promeneurs $B'(N)$ | 91,00 € |
| Dommmages marginaux forestiers $D'(N)$ | 25,20 € |
| <i>Bénéfice net marginal hors site</i> | 65,80 € |
| Classe de l'espèce selon Horan et Bulte (2004) | I |
| | Ressource/ Patrimoine |

Ces résultats montrent que le bénéfice net social avec la solution optimale du cerf est d'environ **7,6 millions d'euros par an**. Cette somme vient des bénéfices des chasseurs estimés à 5,2 millions d'euros par an, des bénéfices des promeneurs à 3,3 millions d'euros par an et des pertes des sylviculteurs à 0,9 million d'euros par an. Suivant la classification de Horan et Bulte (2004), le cerf est une ressource et un patrimoine comme le chevreuil.

Le principe de *Maximum Sustainable Yield* donnera pour le cerf une taille de la population optimale notée $N_{MSY}=K/2=33\ 504$ et un prélèvement $H_{MSY}=rK/4=5\ 026$. Ici, les résultats que nous avons obtenus montrent que la taille optimale de la population de cerfs est supérieure à ce seuil $N^* > N_{MSY}$. Selon Brown (2000), les externalités positives créées par le stock conduisent une taille optimale plus élevée. La chasse optimale de la population de cerfs est inférieure à ce seuil $H^* < H_{MSY}$.

2. Modèle bioéconomique dynamique spatialisé

2.1 Le modèle théorique spatialisé

En plus de la dynamique temporelle abordée jusqu'ici, le grand gibier est également caractérisé par sa faculté de se déplacer sur de larges territoires. C'est notamment le cas du cerf qui est capable de traverser 60 km en une nuit et du sanglier dont le territoire peut atteindre 20 km². Le chevreuil est plutôt une espèce territoriale. Du point de vue biologique, la représentation de la migration spatiale des animaux a commencé dans les travaux sur la dynamique de la population (Levins, 1969 ; MacArthur et Wilson, 1963, 1967 ; Lande, 1987, 1988 ; Hanski et Ovaskainen, 2000). Leur idée est basée sur le fait que le déplacement d'une population vers un autre site dépend des ressources disponibles qui y sont présentes mais relève également d'un événement stochastique caractérisé par une probabilité d'apparition. Actuellement, il existe quelques travaux sur les modèles bioéconomiques qui intègrent l'espace. Clayton *et al.* (1997) ont mis en place un modèle bioéconomique sur les sangliers en Indonésie en comparant deux zones. Ces auteurs montrent que la distribution spatiale engendre une forte demande pour l'espèce dans la zone où elle est rare et que la solution sera d'autoriser la commercialisation du gibier provenant de la zone où l'espèce est en surnombre. Sanchirico et Wilen (2001) et Sanchirico *et al.* (2006) ont travaillé sur la mise en place des réserves marines pour les ressources halieutiques. Ils montrent que l'existence de coopération ou de concurrence entre les zones de pêche influencent les bénéfices de l'ensemble du secteur. Skonhøft et Olausen (2005) et Skonhøft (2005) ont montré que les mouvements spatiaux des

élans en Norvège engendraient des redistributions des bénéfices de la chasse et des dommages différenciés suivant les deux zones considérées. Boman *et al.* (2003) ont mis en place un modèle bioéconomique spatialisé sur le loup en Suède. Leur modèle intègre une dynamique spatiale de la population aussi bien dans la partie biologique que les bénéfices économiques à l'échelle régionale.

La problématique des dommages agricoles que nous avons étudiée dans cette thèse montre le rôle central de l'espace dans les dommages causés par le grand gibier. Ce problème est peu abordé par la littérature existante. Les causes de ces phénomènes de liaisons spatiales sont notamment liées à la variation de la taille et des caractéristiques de l'habitat, les liens biophysiques et les phénomènes de dispersion spatiale des espèces (Sanchirico et Wilen, 2001). Dans cette section, nous essayons de comprendre l'impact de ces phénomènes spatiaux dans la gestion du grand gibier pour chaque unité spatiale. Pour cela, nous allons nous baser sur un modèle de gestion durable en temps continu, comme le modèle global, mais avec des espaces considérés comme « discrets ».

2.1.1 Le bénéfice net social

2.1.1.1 Les bénéfices économiques du grand gibier

Pour les bénéfices, nous distinguerons :

- **les bénéfices de consommation** qui proviennent des prélèvements de la ressource. Il s'agit de la somme des bénéfices de la chasse par unité géographique noté i . On les notera de la façon suivante :

$$\sum_{\forall i} B_{Hi} = \sum_{\forall i} B(H_i) \quad (4.60)$$

Avec i le site, H_i le niveau de prélèvement par la chasse dans le site i . La dérivée partielle de ces bénéfices est supposée être positive, c'est-à-dire que plus le niveau de la chasse est élevé, plus les bénéfices sur site sont élevés. Par ailleurs, $B''(H_i) \leq 0$ montrant que les fonctions de bénéfices sont concaves.

- **les bénéfices de non consommation** qui sont les valeurs de la ressource non prélevée. Ils regroupent le bien-être ressenti par les promeneurs par la vue des animaux, la valeur d'existence et la valeur d'option qui proviennent de l'utilité marginale de la connaissance que ces espèces existent (Brookshire *et al.*, 1983). Ces bénéfices

dépendent de la taille de la population sur le site i notée N_i et de la population hors site notée N_j avec $j \neq i$. Par exemple, on peut penser que lorsqu'un individu exprime une valeur d'existence pour la préservation du chevreuil pour les générations futures, il ne pourra pas indiquer l'origine de cet animal. On va donc écrire la fonction de bénéfice de non consommation de la façon suivante :

$$\sum_{\forall i} B_{Ni} = B_{Ni}(\sum_{\forall i} N_i, N_j) \quad (4.61)$$

Avec $B_{Ni}(0) = 0$, la dérivée partielle par rapport à la somme totale de la population $\sum_{\forall i} N_i$ peut être positive ou négative suivant l'importance de la demande pour l'existence de ces espèces. Par ailleurs, B_{Ni} est une fonction concave continue. Elle peut cependant être discrète si la société prend en considération la taille minimale viable de la population. En effet, les valeurs d'existence dépendent généralement d'un seuil qui menace l'existence de la population.

2.1.1.2 Les coûts internes du grand gibier

Nous considérons la somme des coûts de contrôle du grand gibier suivant les unités géographiques i . Le coût d'opportunité des activités qui auraient pu se développer sans la chasse peut par exemple y être intégré. On considère que les coûts agrégés dépendent des prélèvements des chasseurs H_i sur le site i . Ils sont notés :

$$\sum_{\forall i} C_i = \sum_{\forall i} C_i(H_i) \quad (4.62)$$

On pose $C_i(0) = 0$ pour exprimer qu'il n'y a pas de coûts sans la chasse. C'est une fonction croissante avec H_i , $C'_H > 0$. De plus, on suppose que les coûts sont convexes, $C''_H \leq 0$ c'est-à-dire que les coûts augmentent rapidement lorsque les efforts de chasse augmentent.

2.1.1.3 Les dommages du grand gibier

Les dommages regroupent les externalités négatives du grand gibier : les dommages en milieu agricole, les dommages en milieu forestier, les accidents de voiture et les dommages indirects. On considère que la somme des dommages dépend de la taille de la population N_i présente sur le site considéré noté i . Par rapport au modèle de Boman *et al.* (2003), nous ajoutons que le

dommage du grand gibier sur le site i dépend également de la population des sites voisins notée N_j présente sur les sites j $D_{Ni} = D_i(N_i, N_j)$. La dérivée partielle de cette fonction est positive, c'est-à-dire que les coûts augmentent lorsque la population N_i ou N_j augmente, $D'_{Ni} > 0$ et $D'_{Nj} > 0$. Les dommages peuvent être concaves ou convexes suivant la réaction du milieu face aux attaques du grand gibier (Hone, 2004). Si le milieu réagit fortement, c'est-à-dire que les dommages augmentent rapidement lorsque la taille de la population augmente, $D''_{Ni} > 0$. Si le milieu arrive à compenser les impacts du grand gibier, alors $D''_{Ni} < 0$. Dans le reste, nous allons retenir uniquement que $D''_{Ni} \geq 0$

$$\sum_{\forall i} D_{Ni} = \sum_{\forall i} D_i(N_i, N_j) \quad (4.63)$$

Les agents économiques soutirent en même temps des bénéfices et des coûts sur la ressource. Le bénéfice net social est la somme totale des valeurs pour tous les secteurs et les zones :

$$\sum_{\forall i} B_{Ni}(N_i, N_j) + \sum_{\forall i} B_{Hi}(H_i) - \sum_{\forall i} C_{Hi}(H_i) - \sum_{\forall i} D_{Ni}(N_i, N_j) \quad (4.64)$$

2.1.1.4 Le dynamisme de la ressource avec mouvement migratoire

Comme Levin (1974, 1976), Boman *et al.* (2003), Sanchirico et Willen (2001), nous considérons une métapopulation de grand gibier qui évolue dans des unités géographiques discrètes désignées par i qui varient de 1 à n :

$$\dot{N}_i = \frac{\partial N_i}{\partial t} = F_i(N_i) - d_i N_i + \sum_{j=1}^n d_{ij} N_j - H_i \quad \forall i, i=1, \dots, n \quad (4.65)$$

\dot{N}_i la variation de la population sur chaque site i au cours d'un temps t et $F_i(N_i)$ une fonction de croissance naturelle de la population sur chaque site i . Le deuxième et le troisième terme de cette équation sont relatifs aux mouvements spatiaux des animaux. d_i est le taux d'émigration de la population du site i et d_{ij} est le taux d'immigration des populations provenant des sites j vers le site i . Nous posons donc que $d_i \geq 0$ et $d_{ij} \geq 0$.

L'équation (4.65) est une fonction continue par rapport à la variable temps mais elle est discrète pour les unités spatiales i allant de 1 à n .

2.1.2 Résolution du modèle spatialisé

Le problème du planificateur est de déterminer le niveau optimal de la chasse qui est un vecteur de chasse noté : $H = [H_1, H_2, \dots, H_n]$ pour maximiser le bénéfice net social actualisé pour l'ensemble des zones notées i et les différents acteurs concernés.

$$\max_{H_i} \int_0^{\infty} \left[\sum_{\forall i} B_{Ni}(N_i, N_j) + \sum_{\forall i} B_{Hi}(H_i) - \sum_{\forall i} C_{Hi}(H_i) - \sum_{\forall i} D_{Ni}(N_i, N_j) \right] e^{-\delta t} dt \quad (4.66)$$

δ est le taux d'actualisation social, t l'unité de temps, i l'unité géographique, N_i la population vivante dans la zone i qui est la variable d'état et H_i le nombre d'animaux chassés sur la zone i qui est la variable de contrôle du modèle. Ce programme est soumis à la contrainte de dynamique de la population spatialisée (4.65).

Le problème peut être résolu en passant par le Hamiltonien courant noté \mathcal{H} :

$$\mathcal{H} = \sum_{\forall i} B_{Ni}(N_i, N_j) + \sum_{\forall i} B_{Hi}(H_i) - \sum_{\forall i} C_{Hi}(H_i) - \sum_{\forall i} D_{Ni}(N_i, N_j) + \sum_{\forall i} \lambda_i \left[F_i(N_i) - d_i N_i + \sum_{\forall j} d_{ij} N_j - H_i \right] \quad (4.67)$$

λ_i sont des variables adjointes courantes reflétant le prix implicite du grand gibier à la date t dans le site i . Les n premières conditions d'optimalité associées au problème, pour une solution intérieure, nous donnent les relations suivantes :

$$\frac{\partial \mathcal{H}}{\partial H_i} = B'_{Hi}(H_i) - C'_{Hi}(H_i) - \lambda_i = 0 \quad (4.68)$$

D'où

$$\lambda_i = B'_{Hi}(H_i) - C'_{Hi}(H_i) \quad (4.69)$$

L'équation (4.69) montre l'arbitrage entre prélèvement et épargne : le chasseur va continuer à prélever jusqu'à ce que le bénéfice marginal moins le coût marginal de la chasse d'une unité supplémentaire soit égal à l'investissement dans la conservation afin de pouvoir utiliser le grand gibier dans le futur.

De plus, la condition de transversalité s'écrit :

$$\lim_{t \rightarrow \infty} e^{-\delta t} \lambda_i N(t) = 0 \quad (4.70)$$

Cette équation indique que la valeur actualisée du grand gibier $e^{-\delta t} \lambda_i N(t)$ tend vers 0 quand le temps t tend vers l'infini.

Les n deuxièmes conditions d'optimalité sont :

$$\begin{aligned} \dot{\lambda}_i - \delta \lambda_i = -\frac{\partial \mathcal{H}}{\partial N_i} = & -B'_{Ni}(N_i) - \sum_j B'_{Nj}(N_i) + \sum_j D'_{Ni}(N_i) + \sum_j D'_{Nj}(N_i) \\ & -\lambda_i F'_{Ni}(N_i) + \lambda_i d_i - \sum_j \lambda_j d_{ij} \end{aligned} \quad (4.71)$$

En supposant qu'un état stable existe $\dot{N}_i = 0$ et $\dot{\lambda}_i = 0$, on peut combiner les équations (4.69) et (4.71), ce qui conduit à la relation suivante :

$$\begin{aligned} \delta = & \frac{B'_{Ni}(N_i) + \sum_j B'_{Nj}(N_i) - \sum_j D'_{Ni}(N_i) - \sum_j D'_{Nj}(N_i)}{B'_{Hi}(H_i) - C'_{Hi}(H_i)} + F'_{Ni}(N_i) - d_i + \\ & \sum_j \frac{B'_{Hj}(H_j) - C'_{Hj}(H_j)}{B'_{Hi}(H_i) - C'_{Hi}(H_i)} d_{ij} \end{aligned} \quad (4.72)$$

Cette condition est proche de la règle d'équilibre que nous avons avancée dans le modèle global. Les différences proviennent de la prise en considération des dispersions spatiales à la fois sur la population, des bénéfices marginaux de non consommation et des dommages marginaux créés par la population des autres sites j sur le site i . Etant donné que $\dot{N}_i = 0$, on peut avoir les prélèvements optimaux H_i^* tels que :

$$H_i^* = F_i(N_i^*) - d_i N_i^* + \sum_{j=1}^n d_{ij} N_j^* \quad (4.73)$$

Le niveau de chasse optimale doit correspondre à la croissance locale de la population à laquelle on ajoute les différents mouvements de départ et d'arrivée par rapport aux régions voisines. On a alors dans ce cas une série de $2n$ conditions d'optimalité données par les relations (4.72) et (4.73) et donc n valeurs de H_i^* et N_i^* .

L'étude des solutions optimales à partir de l'équation (4.72) est cependant difficile comme nous avons vu avec le modèle global étudié puisque les fonctions marginales peuvent avoir des signes variables. Par rapport aux deux équations d'équilibre du modèle global, nous avons en plus dans l'équation (4.72) les bénéfices nets marginaux des autres sites suivant la

population N_i qui est $\sum_j B'_{N_j}(N_i) - \sum_j D'_{N_j}(N_i)$. Dans l'équation de la dynamique de la population (4.73), nous avons en plus les phénomènes de migration. Est-ce que la présence de ces termes va modifier les solutions du modèle ou s'agit-il uniquement de reparamétrer le modèle global sur des données locales ? Pour apporter une réponse claire à cette question, nous allons poser quelques formes fonctionnelles à chaque fonction et calibrer le modèle à des données réelles.

2.1.3 Les formes fonctionnelles adoptées

La fonction de croissance de la population

Nous allons garder les formes fonctionnelles utilisées dans le modèle agrégé pour les fonctions ne faisant pas intervenir la population des zones voisines. Pour chaque unité géographique i , la fonction de croissance logistique de Gordon et Schaeffer (Gordon, 1954) est conservée et donnée par l'équation suivante.

$$F(N_i) = rN_i \left(1 - \frac{N_i}{K_i} \right) \quad (4.74)$$

N_i représente la population présente dans la zone i , r le taux de croissance intrinsèque de l'espèce, K_i la capacité de charge de chaque site noté i qui peut-être différent suivant les caractéristiques de l'occupation du sol dans chaque site. En effet, la deuxième partie de la thèse nous a montré un certain nombre de type de culture qui attire les sangliers. La dérivée est donnée par :

$$F'(N_i) = r \left(1 - \frac{2N_i}{K_i} \right) \quad (4.75)$$

Cette fonction possède les mêmes propriétés que la fonction logistique dans le modèle agrégé.

Les fonctions économiques

Le bénéfice net de la chasse est la différence entre le bénéfice de chasse noté B_{Hi} et le coût de la chasse C_{Hi} sur la population du site i noté H_i . Comme dans le modèle global, il s'agit de multiplier la valeur unitaire d'un animal chassé avec le nombre des prélèvements. La valeur unitaire $p(H_i)$ est cependant variable suivant les prélèvements suivant une fonction linéaire décroissante avec H_i .

$$B_{H_i} - C_{H_i} = \int_0^{H_{i\max}} p(H_i) dH_i = \alpha H_i - \frac{\beta}{2} H_i^2 \quad (4.76)$$

Le bénéfice net marginal de la chasse suivant des prélèvements H_i est :

$$B'_{H_i} - C'_{H_i} = \alpha - \beta H_i \quad (4.77)$$

Dans le modèle théorique, nous avons avancé l'hypothèse que le bénéfice de non consommation dépend de l'ensemble de la population dans les sites. Boman *et al.* (2003) considèrent cependant que l'effet d'une modification de la taille de la population dans le site i sur les bénéfices de non prélèvement du site j est nul pour le cas du loup en Suède. Pour le cas du grand gibier, on peut admettre également cette hypothèse dans la mesure où ces espèces ne font pas partie des espèces menacées. On considère qu'une modification de la taille de la population sur un site n'a pas d'effet sur les bénéfices des promeneurs dans un autre site. En effet, il n'y a pas de tourisme local spécifique au grand gibier dans la région Aquitaine et on supposera que les promeneurs ne perçoivent pas l'origine géographique des animaux qu'ils observent.

$$\sum_{j, i \neq j} \frac{\partial B_{N_j}}{\partial N_i} = 0 \quad (4.78)$$

Le bénéfice de non consommation B_{N_i} sera donc dépendant uniquement de la population dans le site i . Nous allons utiliser la même forme fonctionnelle que dans le modèle global. La valeur de la présence sur un site sera une fonction linéaire, ce qui donne une fonction de bénéfice de non consommation de la forme :

$$B_{N_i}(N_i, N_j) = B_{N_i}(N_i) = aN_i - \frac{b}{2} N_i^2 \quad (4.79)$$

Le bénéfice net marginal de la vue suivant de la taille de la population vivante N_i est

$$B'_{N_i}(N_i) = a - bN_i \quad (4.80)$$

La fonction de dommage du grand gibier a une forme Cobb-Douglas traduisant le phénomène d'accroissement rapide des pertes économiques lorsque la taille de la population vivante est importante.

$$D_{N_i}(N_i, N_j) = cN_i^d N_j^e \quad (4.81)$$

Pour la fonction de dommage marginal suivant la taille de la population vivante N_i , nous devons prendre en compte les populations N_j dans les zones voisines. Elle se présente donc :

$$\frac{\partial D_{N_i}}{\partial N_i} = cdN_i^{d-1}N_j^e \quad (4.82)$$

L'effet spatial sur les dommages est cependant non nul traduisant l'effet de conflit spatial sur la présence du grand gibier sur un territoire. La fonction de dommage pour les autres sites sera obtenu en interchangeant les places de N_i et N_j :

$$D_{N_j}(N_j, N_i) = cN_j^d N_i^e \quad (4.83)$$

$$\frac{\partial D_{N_j}}{\partial N_i} = ceN_j^d N_i^{e-1} \neq 0 \quad (4.84)$$

2.1.4 Le modèle bioéconomique spatialisé avec les formes fonctionnelles

Nous allons insérer ces différentes formes fonctionnelles au sein du programme du planificateur que nous allons réécrire :

$$Max_{H_i} \int_0^{\infty} \left[\sum_{\forall i} B_{Ni}(N_i, N_j) + \sum_{\forall i} B_{Hi}(H_i) - \sum_{\forall i} C_i(H_i) - \sum_{\forall i} D_i(N_i, N_j) \right] e^{-\delta t} dt \quad (4.85)$$

devient :

$$Max_{H_i} \int_0^{\infty} \sum_{\forall i} \left[\left(aN_i - \frac{b}{2} N_i^2 \right) + \left(\alpha H_i - \frac{\beta}{2} H_i^2 \right) - \sum_{\forall i} cN_i^d N_j^e \right] e^{-\delta t} dt \quad (4.86)$$

Sous la contrainte :

$$\dot{N}_i = \frac{\partial N_i}{\partial t} = rN_i \left(1 - \frac{N_i}{K_i} \right) - d_i N_i + \sum_j d_{ij} N_j - H_i \quad (4.87)$$

δ est le taux d'actualisation social, t l'unité de temps, i le site considéré avec i variant de 1 à n , N_i la population vivant dans la zone i qui est la variable d'état du modèle et H_i est le nombre d'animaux chassés sur la zone i qui est la variable de contrôle du modèle. Le problème du planificateur est de choisir le vecteur de prélèvement $H_i = [H_1, \dots, H_n]$ pour l'ensemble des sites allant de 1 à n .

Le Hamiltonien courant \mathcal{H} devient:

$$\mathcal{H} = \sum_{\forall i} \left[\left(a - \frac{b}{2} N_i \right) N_i + \left(\alpha - \frac{\beta}{2} H_i \right) H_i - \sum_{\forall i} c N_i^d N_j^e \right] + \sum_{\forall i} \lambda_i \left| r N_i \left(1 - \frac{N_i}{K_i} \right) - d_i N_i + \sum_{\forall j} d_{ij} N_j - H_i \right| \quad (4.88)$$

λ_i sont des variables adjointes courantes reflétant les prix implicites du grand gibier à la date t dans chaque site i . Les n premières conditions d'optimalité associées au problème sont

$$\lambda_i = (\alpha - \beta H_i) \quad (4.89)$$

Les n deuxièmes contraintes du modèle sont :

$$\dot{\lambda}_i - \delta \lambda_i = -\frac{\partial \mathcal{H}}{\partial N_i} = -(a - b N_i) + \sum_j c d N_i^{d-1} N_j^e + \sum_j c e N_j^d N_i^{e-1} - \lambda_i r \left(1 - \frac{2N_i}{K_i} \right) + \lambda_i d_i - \sum_j \lambda_j d_{ij} \quad (4.90)$$

En supposant qu'un état stationnaire existe, on peut résoudre le problème en considérant que $\dot{N}_i = 0$ et $\dot{\lambda}_i = 0$. Pour déterminer les solutions du modèle, la première équation est obtenue avec la dynamique de la ressource. Il y a donc n équations qui déterminent un équilibre biologique de la ressource dans chaque unité géographique :

$$H_i^* = r N_i \left(1 - \frac{N_i}{K_i} \right) - d_i N_i + \sum_j d_{ij} N_j \quad (4.91)$$

Les deuxièmes équations d'équilibre sont obtenues avec l'hypothèse que la variation des prix implicites est nulle $\dot{\lambda}_i = 0$, ce qui donne :

$$\delta = r \left(1 - \frac{2N_i}{K_i} \right) - d_i + \frac{\sum_j (\alpha - \beta H_j) d_{ij}}{\alpha - \beta H_i} + \frac{a - b N_i - \sum_j c d N_i^{d-1} N_j^e - \sum_j c e N_j^d N_i^{e-1}}{\alpha - \beta H_i} \quad (4.92)$$

Pour faire sortir de cette équation la variable H_i , nous faisons les transformations suivantes :

$$\delta - r \left(1 - \frac{2N_i}{K_i} \right) + d_i = \frac{\sum_j (\alpha - \beta H_j) d_{ij} + a - b N_i - \sum_j c d N_i^{d-1} N_j^e - \sum_j c e N_j^d N_i^{e-1}}{\alpha - \beta H_i} \quad (4.93)$$

$$\alpha - \beta H_i = \frac{\sum_j (\alpha - \beta H_j) d_{ij} + a - b N_i - c d N_i^{d-1} N_j^e - \sum_j c e N_j^d N_i^{e-1}}{\delta - r \left(1 - \frac{2N_i}{K_i} \right) + d_i} \quad (4.94)$$

L'équilibre sera déterminé par cette dernière équation, la chasse optimale dans chaque site par H_i^* est:

$$H_i^* = \frac{1}{\beta} \left[\alpha - \frac{\sum_j (\alpha - \beta H_j^*) d_{ij} + a - bN_i^* - \sum_j cdN_i^{*d-1} N_j^{*e} - \sum_j ceN_j^{*d} N_i^{*e-1}}{\delta - r \left(1 - \frac{2N_i^*}{K_i} \right) + d_i} \right] \quad (4.95)$$

Le niveau de chasse optimale est déterminé par la combinaison de l'équilibre biologique (4.91) et économique (4.95).

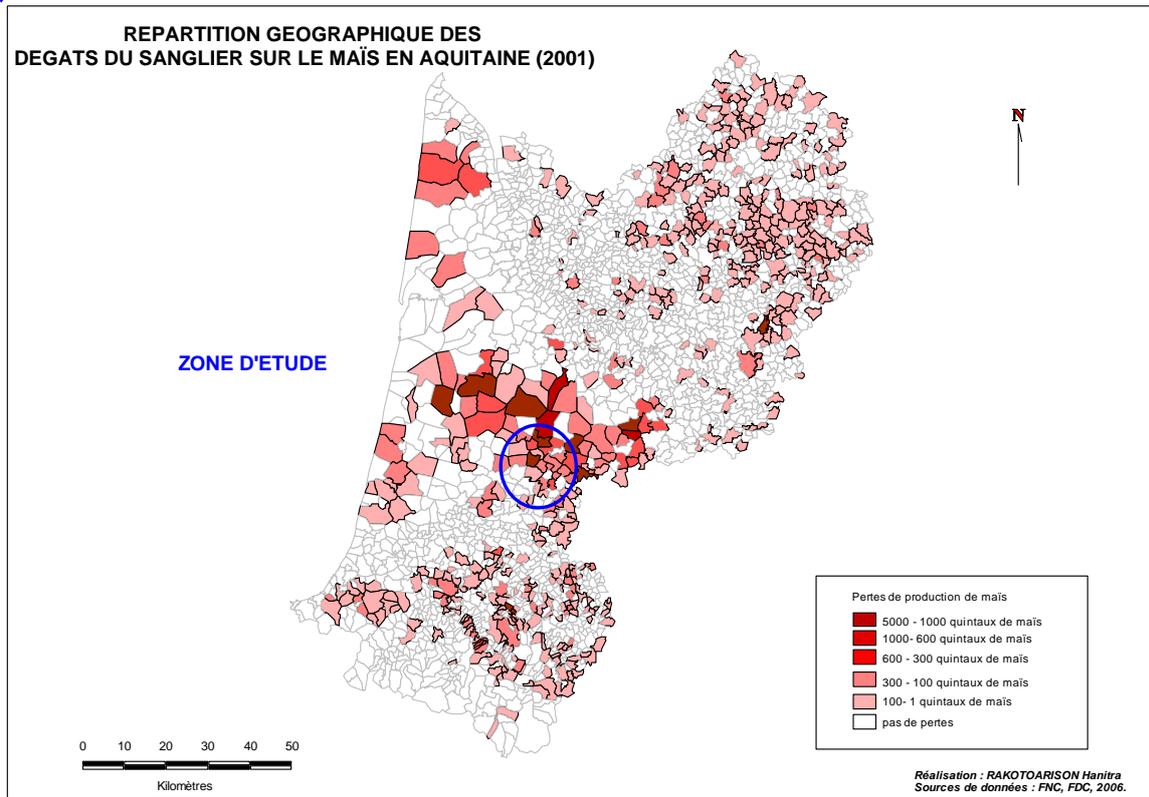
2.2 Calibrage du modèle spatialisé pour le sanglier à l'échelle d'une unité de gestion

Le sanglier est une espèce territoriale qui possède un domaine vital assez large. Il peut donc se déplacer sur plusieurs communes puisqu'il n'y a pas de barrière physique limitant leur mouvement. Les fédérations des chasseurs ont mis en place des unités de gestion afin de mieux suivre les chasses et les dommages au niveau local. Elles ont été délimitées en intégrant les caractéristiques de l'occupation du sol et les connaissances locales des chasseurs. Le niveau de chasse en sanglier est cependant déterminé jusqu'ici suivant uniquement la demande des Associations Communales de Chasse Agréée (ACCA) ou des Sociétés Communales de chasse. Il est important de prendre en compte dans ce cas des problèmes de migrations spatiales et de les intégrer dans les modèles bioéconomiques.

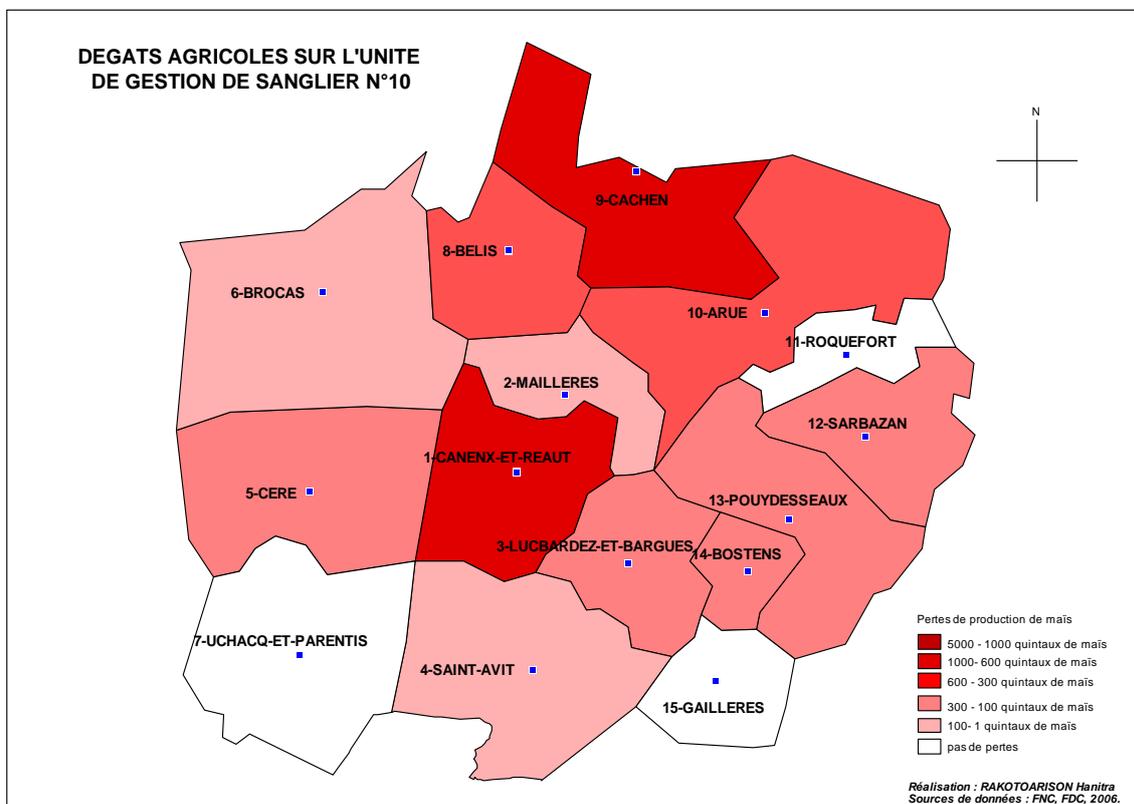
Pour appliquer le modèle théorique, nous avons pris l'exemple de l'unité de gestion n° 10 sur le département des Landes. Comme le montre la carte 4.1, les communes de cette unité de gestion enregistrent les niveaux de dommages agricoles les plus élevés dans la région Aquitaine. De plus, les surfaces des communes y sont très faibles augmentant ainsi les chances de mesurer les mouvements spatiaux des sangliers. Ces deux raisons font de cette unité de gestion un exemple intéressant pour étudier l'impact des migrations spatiales du point de vue économique.

La carte 4.2 donne les détails de cette unité de gestion. Elle est composée par 15 communes de taille et de structure géographique différente. Nous remarquons que par rapport à la délimitation effectuée par la Fédération Départementale des Chasseurs des Landes, nous avons rajouté la commune d'Arue par contiguïté à l'unité de gestion.

Carte 4.1 : Localisation de la zone d'application du modèle spatialisé



Carte 4.2 : L'unité de gestion du sanglier n°10 sur le département des Landes.



2.2.1 Les paramètres économiques

Nous gardons les mêmes hypothèses que dans le modèle agrégé pour les bénéfiques avec $\beta = 0,001$ et $\alpha = 1051$. Les bénéfiques de non consommation sont considérés comme nuls pour le sanglier car on peut imaginer que celui-ci peut plutôt faire fuir les promeneurs, ainsi $a = b = 0$. La fonction de dommage physique sur l'agriculture notée d_{N_i} dépend de la population vivante dans la commune i notée N_i et de la population dans la commune j notée N_j .

$$d_{N_i} = cN_i^d N_j^e \quad (4.96)$$

c est un paramètre fixe qui prend en compte les effets du milieu et des variables non intégrées dans le modèle. Il vient de la constante trouvée dans la fonction de dommage et de l'effet moyen de chaque type d'occupation du sol. la fonction de dommage est multipliée par le prix du quintal de maïs (11,2 euros). d et e sont respectivement les coefficients d'élasticité liés de la population vivante dans la commune i notée N_i et la population dans la commune j notée N_j . La fonction de dommage agricole construite dans la deuxième partie de la thèse (sous partie 1) montre que $c = 0,55$; $d = 0,63$ et $e = 1,11$. Enfin, on a également gardé l'hypothèse qu'à l'équilibre, $H_i = rN_i$ avec $r = 1,41$ pour le sanglier. On a ainsi la fonction de dommage spatialisé par commune :

$$D_{N_i, N_j} = 11,2 \times 0,55 (1,41N_i)^{0,63} (1,41N_j)^{1,11} = 11,2 (N_i)^{0,63} (N_j)^{1,11} \quad (4.97)$$

Comme dans le modèle bioéconomique global, la fonction de dommage a été mise en place à l'échelle communale. Le dommage marginal en fonction de la population dans la commune i sera déduit de la fonction (4.97) :

$$\frac{\partial D_{N_i}}{\partial N_i} = 7,05 \cdot N_i^{-0,37} N_j^{1,11} \quad (4.98)$$

Le dommage marginal en fonction de la population dans la commune j est :

$$\frac{\partial D_{N_j}}{\partial N_i} = 12,43 \cdot N_j^{0,63} N_i^{0,11} \quad (4.99)$$

Le taux d'actualisation reste également inchangé par rapport au modèle global $\delta = 0,04$. La valeur du dommage au niveau de l'unité de gestion sera obtenue en multipliant D_{N_i, N_j} par le

nombre de communes (15).

2.2.2 Les paramètres biologiques

Le taux de croissance intrinsèque de la population est maintenu à $r = 1,41$. Pour le calcul de la capacité de charge de chaque commune notée K_i , nous nous sommes basés sur l'hypothèse de Stone et Dunn (2008) avec 4 sangliers/km². Les surfaces sensibles sont les types de surfaces agricoles et forestières qui ont un impact positif sur la présence de sangliers. Suivant les corrélations positives avec les dommages agricoles mesurées dans la deuxième partie de la thèse (Sous-partie 2), il s'agit des surfaces de maïs, de vignoble, de forêt de feuillus et de forêt de conifères estimées avec les données de CORINE Land Cover (IFEN, 2005). Les résultats de l'estimation des capacités de charge de chaque commune sont donnés dans le tableau 4.6.

Tableau 4.6 : Estimation des capacités de charge maximales de chaque commune dans l'unité de gestion n°10

| i | Nom de la commune | Surface totale (km ²) | Surfaces sensibles (km ²) | Pourcentage | Capacité de charge K_i (sangliers) |
|-----|----------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|-------------|--------------------------------------|
| 1 | CANENX-ET-REAUT | 28,82 | 24,08 | 84 % | 96 |
| 2 | MAILLERES | 16,18 | 14,19 | 88 % | 57 |
| 3 | LUCBARDEZ-ET-BARGUES | 21,23 | 17,92 | 84 % | 72 |
| 4 | SAINT-AVIT | 40,75 | 33,94 | 83 % | 136 |
| 5 | CERE | 38,87 | 31,94 | 82 % | 128 |
| 6 | BROCAS | 53,66 | 42,50 | 79 % | 170 |
| 7 | UCHACQ-ET-PARENTIS | 39,21 | 29,43 | 75 % | 118 |
| 8 | BELIS | 21,7 | 14,96 | 69 % | 60 |
| 9 | CACHEN | 34,61 | 27,22 | 79 % | 109 |
| 10 | ARUE | 46,08 | 38,50 | 84 % | 154 |
| 11 | ROQUEFORT | 11,75 | 5,36 | 46 % | 21 |
| 12 | SARBAZAN | 22,39 | 13,18 | 59 % | 53 |
| 13 | POUYDESSEAUX | 33,83 | 26,89 | 79 % | 108 |
| 14 | BOSTENS | 8,81 | 5,73 | 65 % | 23 |
| 15 | GAILLERES | 14,94 | 10,17 | 68 % | 41 |

La distance de dispersion moyenne des sangliers est de 11 km. Dans certains cas, ce seuil est franchi car environ 10 % des animaux s'éloignent de plus de 15 km de leur lieu de naissance, et environ 5 % à plus de 50-100 km (Maillard, Fournier, 1994). Le taux d'émigration moyen des sangliers pris comme hypothèse est donc de 15 %. Pour obtenir le taux d'immigration

pour chaque commune i , nous avons mesuré la distance moyenne entre le centre géographique de chaque commune (pointé en bleu dans la carte 4.2) et les bordures des communes voisines. Le risque de dispersion des sangliers dans chaque commune est donc le rapport entre la dispersion moyenne des sangliers (11 km) et le rayon moyen de la commune. Comme Boman *et al.* (2003), nous considérons que le taux d'émigration pour chaque commune d_i est le produit entre le risque de dispersion et le taux d'émigration moyen noté T_{emi} .

$$d_i = \frac{\text{Rayon}}{\text{Dispersion}} * T_{emi} \quad (4.100)$$

Par exemple pour la commune de Canenx-et-Reaut (1), le rayon moyen est de 3,16 km. D'où $d_i = \frac{3,16}{11} * 0,15 = 4,3\%$. Ces paramètres auront un effet négatif sur le nombre de population dans la commune considérée.

Tableau 4.7 : Estimation des taux d'émigration dans chaque commune de l'unité de gestion n°10

| Commune i | Nom de la commune | Rayon moyen (km) | d_i |
|----------------|----------------------|---------------------|--------|
| 1 | CANENX-ET-REAUT | 3,16 | 4,30 % |
| 2 | MAILLERES | 2,10 | 2,86 % |
| 3 | LUCBARDEZ-ET-BARGUES | 3,37 | 4,60 % |
| 4 | SAINT-AVIT | 3,49 | 4,75 % |
| 5 | CERE | 3,26 | 4,45 % |
| 6 | BROCAS | 4,36 | 5,95 % |
| 7 | UCHACQ-ET-PARENTIS | 3,80 | 5,18 % |
| 8 | BELIS | 2,47 | 3,37 % |
| 9 | CACHEN | 2,90 | 3,95 % |
| 10 | ARUE | 3,66 | 4,98 % |
| 11 | ROQUEFORT | 1,84 | 2,50 % |
| 12 | SARBAZAN | 2,46 | 3,35 % |
| 13 | POUYDESSEAUX | 2,59 | 3,53 % |
| 14 | BOSTENS | 1,45 | 1,97 % |
| 15 | GAILLERES | 2,23 | 3,03 % |

Le taux d'immigration des communes j vers la commune i noté d_{ij} est obtenu avec la matrice de distance w entre les communes multipliée par le taux d'émigration moyen de chaque commune j noté d_j . La matrice w est celle qui a été utilisée dans les analyses spatiales des dommages du sanglier. Elle est de taille $n \times n$, soit 15×15 suivant le nombre des communes

étudiées. Chaque élément de cette matrice noté w_{ij} qui prend en compte la distance géographique entre le barycentre de la commune i et le barycentre de toutes les communes voisines j se trouvant à moins de 11 km. La matrice de distance a ensuite été normalisée, c'est-à-dire que la somme en ligne est égalisée à 1.

$$d_{ij} = w_{ij} * d_j \quad (4.101)$$

2.3 Résultats pour le sanglier

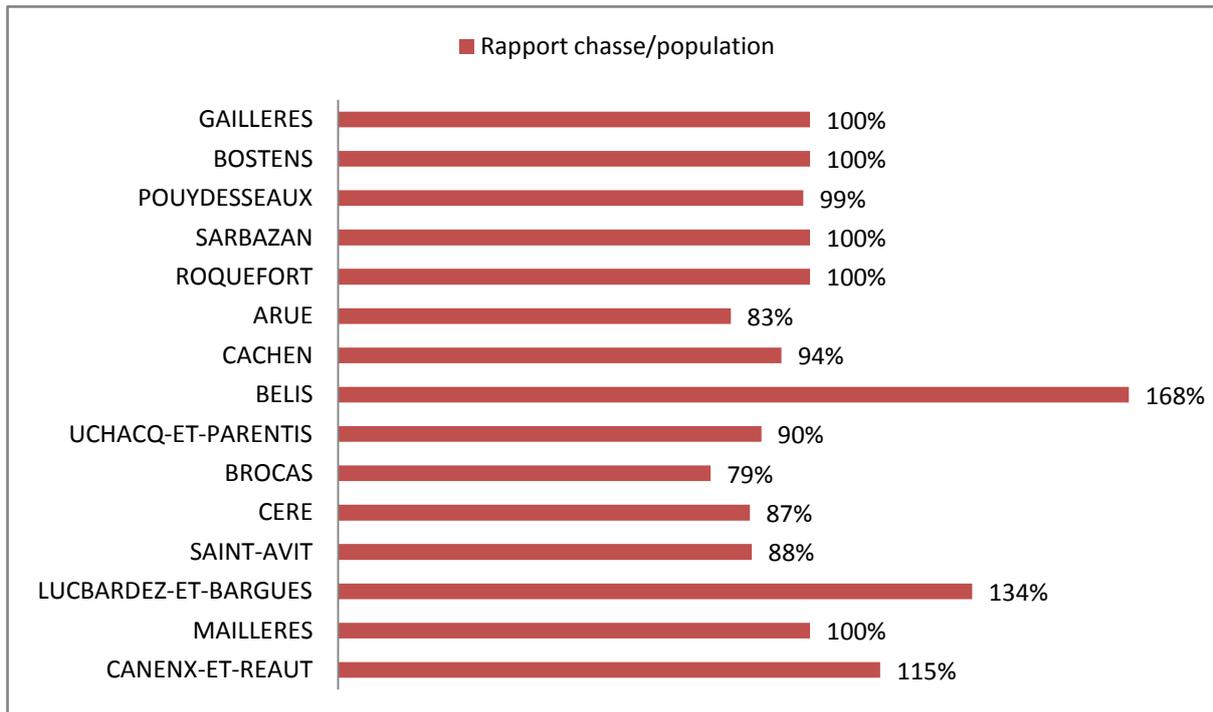
Le tableau 4.8 résume le nombre de sangliers à chasser, à laisser vivant et ceux qui circulent entre les différents sites. L'équilibre est bien entendu théorique.

Tableau 4.8 : Résultat du modèle spatialisé pour l'unité de gestion n°10

| i | Nom de la commune | Chasse $H_i(t+1)$ | Population optimale $N_i(t)$ | Capacité de charge K_i | Emigration $d_i N_i(t)$ | Immigration $d_{ij} N_j(t)$ | Migration Nette |
|----|----------------------|-------------------|------------------------------|--------------------------|-------------------------|-----------------------------|-----------------|
| 1 | CANENX-ET-REAUT | 24 | 21 | 96 | -1 | 2 | 1 |
| 2 | MAILLERES | 1 | 0 | 57 | 0 | 1 | 1 |
| 3 | LUCBARDEZ-ET-BARGUES | 12 | 9 | 72 | 0 | 1 | 1 |
| 4 | SAINT-AVIT | 43 | 49 | 136 | -2 | 1 | -1 |
| 5 | CERE | 41 | 47 | 128 | -2 | 1 | -1 |
| 6 | BROCAS | 55 | 70 | 170 | -4 | 1 | -3 |
| 7 | UCHACQ-ET-PARENTIS | 38 | 43 | 118 | -2 | 2 | 0 |
| 8 | BELIS | 9 | 5 | 60 | 0 | 2 | 2 |
| 9 | CACHEN | 34 | 36 | 109 | -1 | 1 | 0 |
| 10 | ARUE | 48 | 57 | 154 | -3 | 0 | -3 |
| 11 | ROQUEFORT | 1 | 0 | 21 | 0 | 1 | 1 |
| 12 | SARBAZAN | 0 | 0 | 53 | 0 | 0 | 0 |
| 13 | POUYDESSEAUX | 32 | 32 | 108 | -1 | 1 | 0 |
| 14 | BOSTENS | 1 | 0 | 23 | 0 | 1 | 1 |
| 15 | GAILLERES | 1 | 0 | 41 | 0 | 1 | 1 |
| | TOTAL | 340 | 370 | 1 344 | -16 | 16 | 0 |

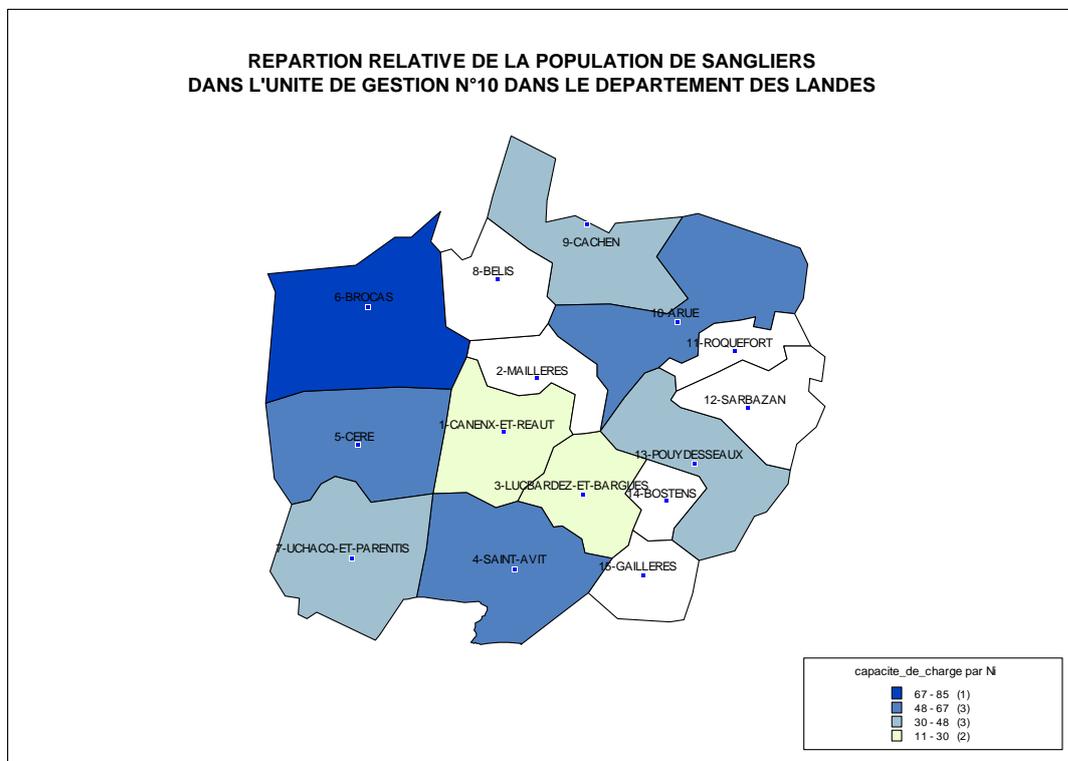
Ces résultats sont indépendants de la situation actuelle dans cette unité de gestion. Ils montrent que le niveau optimal de chasse est différent en fonction des communes compte tenu des mouvements des animaux dans l'espace géographique et des capacités de charge différentes des milieux. Les résultats dans le tableau 4.8 sont des bilans annuels (après naissance, mortalité, immigration et émigration et chasse de l'année passée). La figure 4.7 montre que la proportion d'animaux à chasser par rapport à la taille de la population totale est différente suivant les communes. Elle peut excéder la totalité de la population de l'année précédente du fait de la forte croissance naturelle de la population et de la dynamique spatiale.

Figure 4.7 : Le rapport entre chasse optimale et population totale sur chaque commune de l'unité de gestion n°10



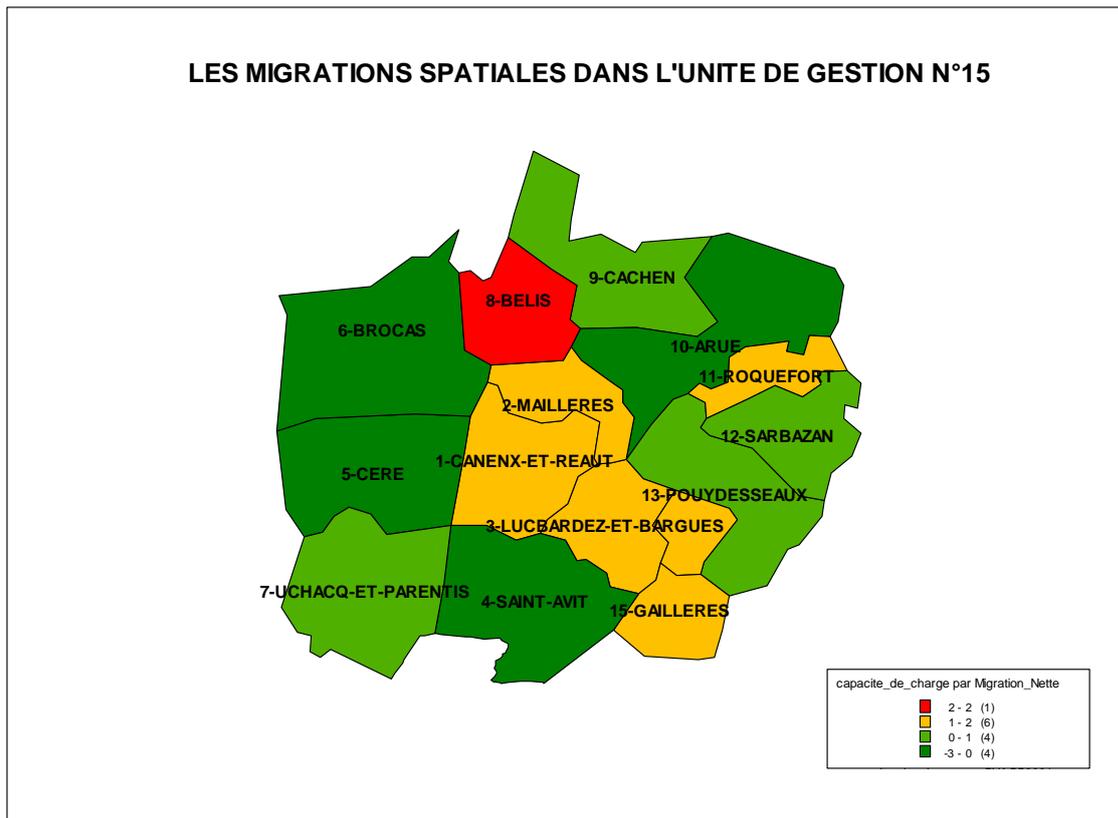
La distribution relative de la population est donnée par la carte suivante.

Carte 4.3 : Répartition de la population de sanglier au niveau optimal



Dans une situation optimale, les communes se trouvant au milieu de l'unité de gestion telles que Belis (8), Bostens (14), Maillères (2), Roquefort (11) ... accueillent les populations provenant des communes voisines comme nous le montre la carte 4.4. En rouge apparaissent les communes avec une immigration élevée et en vert foncé celles qui présentent une émigration élevée. Ceci provient du fait qu'elles sont entourées par des communes offrant une grande capacité d'accueil de la population.

Carte 4.4 : Cartographie des migrations estimées dans l'unité de gestion n°10 en situation optimale



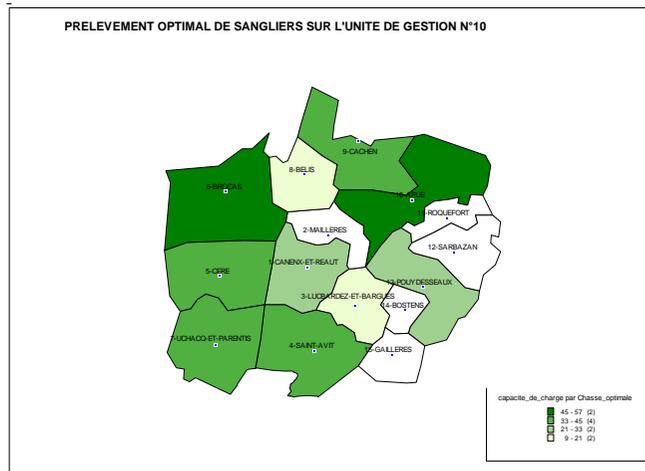
Les cartes 4.5, 4.6, 4.7 et 4.8 présentent la comparaison entre le niveau de chasse optimale pour les 15 communes et les chasses réalisées au cours des années 2001, 2002 et 2003. Sur cette unité de gestion du département des Landes, le niveau total de prélèvement des sangliers était de 351 en 2001, ce qui est proche de l'optimum social 340. Cependant, il y a de grandes différences entre les plans de chasse réalisés et les optimums sociaux de chaque commune. Les prélèvements dans la commune de Brocas doivent être multipliés par 5,5 ; ceux de l'Uchacq-et-Parentis par 3,5 ; ceux d'Arue par 1,5 et à Saint-Avit, les prélèvements doivent être augmentés de 30 %. Dans ces communes, la densité de sangliers est élevée pour permettre des pressions de chasse élevées et qui vont satisfaire la demande des chasseurs. En revanche, certaines communes doivent au contraire diminuer leurs prélèvements, tels sont les

cas de Sarbazan, Maillères, Belis et Bostens afin de préserver la population pour l'usage futur de la ressource et même si elles subissent actuellement les dommages agricoles les plus élevés dans l'unité de gestion et la région Aquitaine.

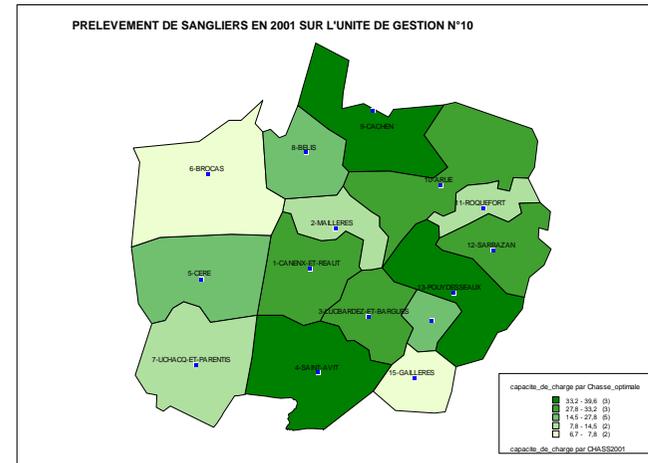
A l'optimum, les communes qui se trouvent à l'ouest de l'unité de gestion doivent chasser le plus de sangliers. Il s'agit des communes de Brocas (6), Saint Avit (4), Cere (5) ainsi que la commune Arue (10). Ces communes sont celles qui ont les niveaux de capacité de charge les plus élevées à l'inverse, les communes de petites surfaces telles que Bostens (14), Roquefort (11), Sarbazan (12) et Gaillères (15).

La gestion du grand gibier à cette échelle géographique doit prendre en compte les déplacements spatiaux des espèces ainsi que les caractéristiques biophysiques du milieu. Lorsqu'une commune décide de planter des cultures particulièrement attirantes pour les sangliers, elle va se transformer en « puits » ou « *sink* » du point de vue écologique c'est-à-dire accueillir les populations des communes voisines. Ce sont les communes de Bostens, Belis, Roquefort, Maillères, Canenx-Et-Réaut et Gaillères dans notre exemple. Ces communes vont présenter des immigrations d'environ 1 à 2 sangliers. Les 10 autres communes étudiées représentent les « sources » de population. Le modèle bioéconomique spatialisé montre qu'il faut surtout agir sur les communes sources de sangliers que celles qui sont des puits.

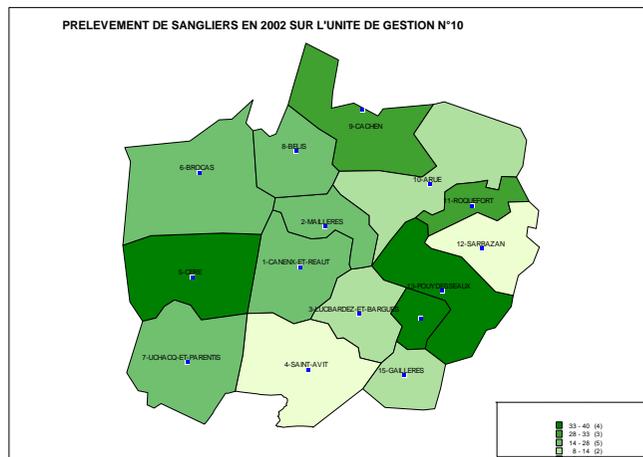
Carte 4.5 : Répartition spatiale de la chasse optimale



Carte 4.6 : Répartition spatiale de la chasse en 2001



Carte 4.7 : Répartition spatiale de la chasse en 2002



Carte 4.8 : Répartition spatiale de la chasse en 2003

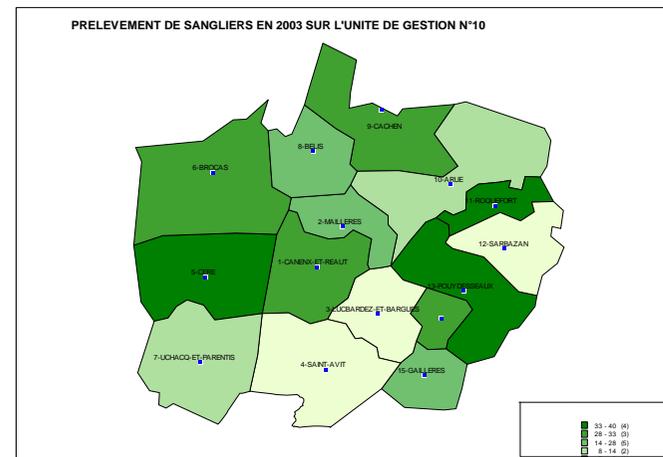
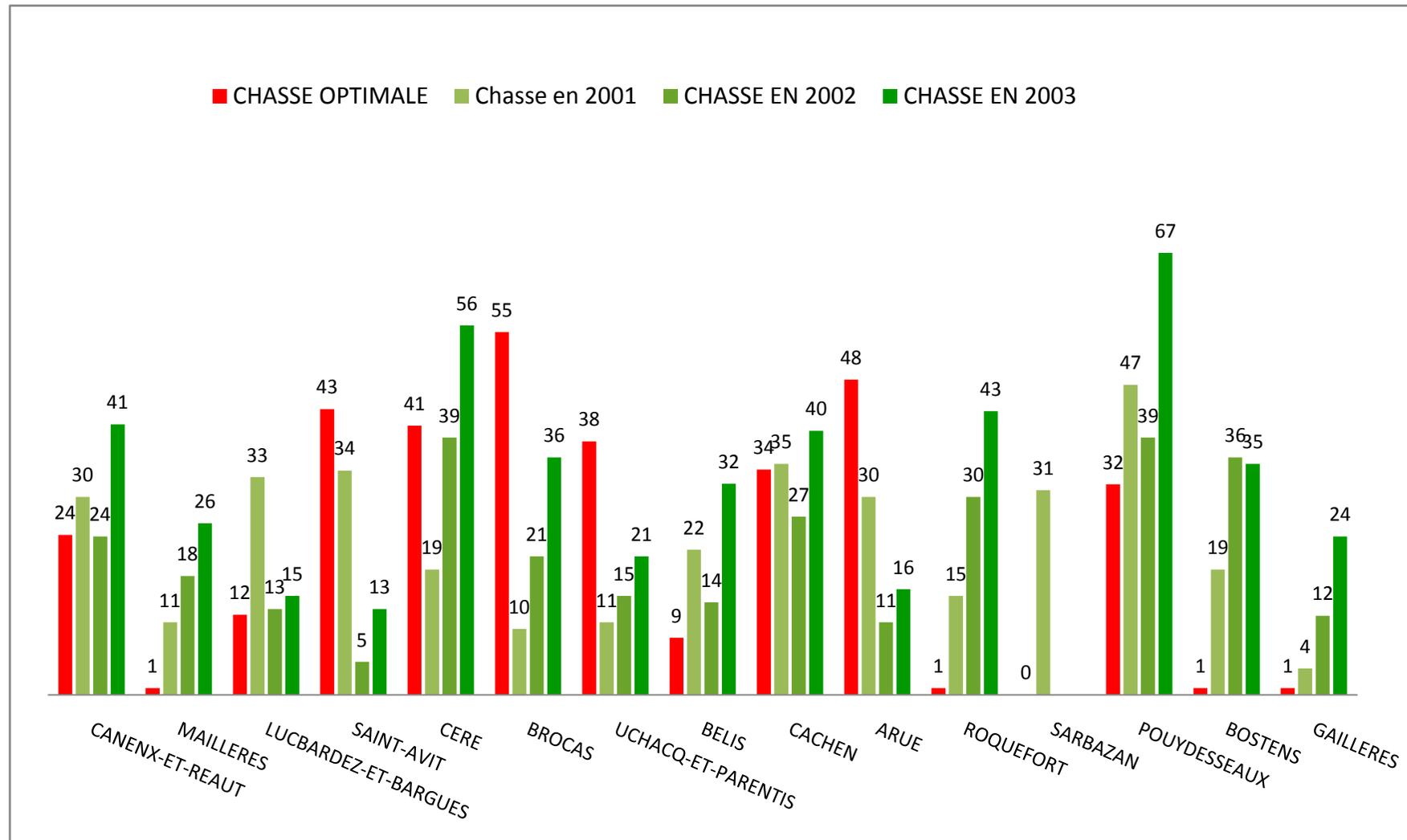
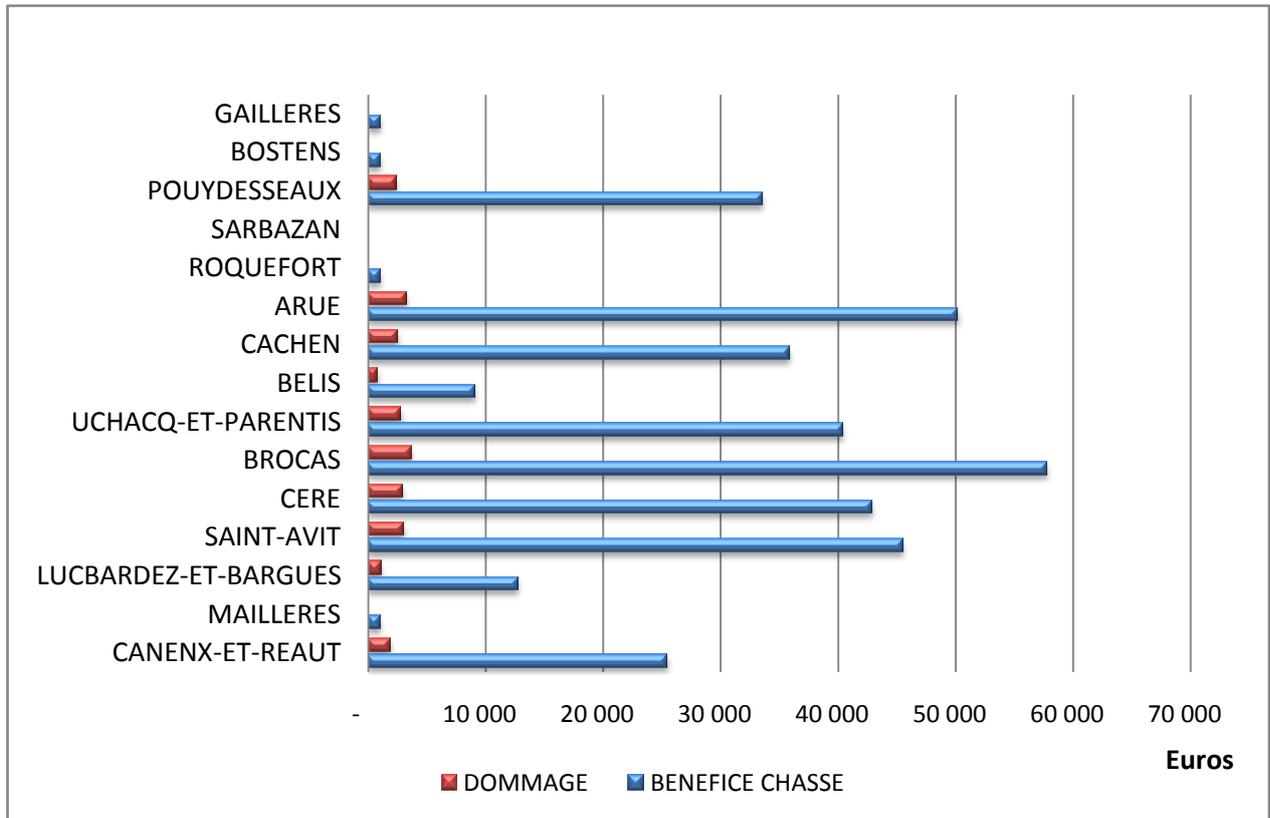


Figure 4.8 : Comparaison entre la chasse optimale et les chasses réalisées entre 2001 à 2003



Ces solutions optimales pour la gestion du sanglier vont engendrer une répartition des bénéfices et des dommages du sanglier de la façon suivante :

Figure 4.9 : Comparaison des bénéfices de la chasse et des dommages agricoles à la situation optimale par an



Pour l'ensemble des communes, les bénéfices de la chasse sont toujours supérieurs aux dommages agricoles. Les bénéfices sont les plus élevés dans les communes où la chasse est la plus élevée par exemple en Brocas (6) et en Arue (10). Ceci montre que l'abondance des sangliers est profitable pour l'économie s'ils sont chassés. Les bénéfices de la chasse couvrent largement les pertes économiques liées aux dommages agricoles.

Les mouvements spatiaux ainsi que les différences de capacité de charge de chaque commune entraînent cependant des différences d'équilibre économique. Malgré la même fonction de demande en chasse, les valeurs économiques des bénéfices de la chasse sont différentes du fait de la variation de l'abondance des animaux. Les dommages agricoles pour chaque commune sont également différents.

Conclusion

En France, le Conseil Départemental de la Chasse et de la Faune Sauvage propose au Préfet le nombre maximum et minimum d'animaux à prélever selon les territoires, répartis le cas échéant par sexe et par âge des animaux. Ce conseil est composé, à parité, de représentants des intérêts cynégétiques et des intérêts agricoles et forestiers. La gestion du grand gibier est une tâche difficile pour le planificateur et la prise de décision sur le niveau des prélèvements est basé sur les résultats des négociations entre les acteurs, après de longs conflits, et pas forcément suivant des solutions optimales pour l'environnement et l'économie.

Cette dernière partie de la thèse propose de traiter le problème par l'intermédiaire des modèles bioéconomiques. Elle regroupe l'ensemble des résultats des valeurs économiques du grand gibier. Les bénéfices de consommation par la chasse, de non consommation par l'observation des animaux sont confrontés aux dommages liés à l'agriculture et à la sylviculture de pin maritime. Dans cette partie, deux types de modèles économiques ont été développés : un modèle global qui s'applique à l'échelle de la région, puis un modèle spatialisé qui s'applique à l'échelle d'une unité de gestion.

Le modèle bioéconomique global permet de modéliser simultanément les bénéfices et les coûts avec la dynamique de la population du grand gibier afin d'étudier à long terme l'évolution du système. Les résultats de l'optimisation dynamique sont différents suivant les espèces. Pour le sanglier, un prélèvement important est nécessaire car la chasse apporte à la fois des bénéfices directs pour les chasseurs tout en régulant les dommages agricoles. En 2003, les prélèvements en sangliers étaient de 18 569 sur l'ensemble de la région Aquitaine. Les prélèvements optimaux se situent à 30 734 sangliers, cela suppose **qu'il faut augmenter les prélèvements de sangliers de 65 %** pour atteindre l'optimum social. Le sanglier peut être considéré comme une **ressource** pour les chasseurs et une **responsabilité** de contrôle du dommage pour l'ensemble des acteurs.

Pour les cervidés, la chasse doit être plus faible du fait de l'importance des bénéfices de non consommation. Ces derniers sont actuellement peu importants mais on s'attend à une demande des promeneurs plus prononcée si ces animaux tendent à diminuer dans le milieu. Par ailleurs, les dommages forestiers créés par les cervidés sont très faibles. Pour le cerf, les prélèvements sous le massif des Landes de Gascogne étaient de 1400 en 2002 alors que l'optimum est de 4 989. **Il faut multiplier par 3,5 les prélèvements de cerfs** pour atteindre l'optimum social, ceci permettra de mieux contrôler les dommages mais surtout d'augmenter les bénéfices de la chasse.

Seuls les prélèvements sur les chevreuils semblent être proches de l'optimum. Sous le massif des Landes de Gascogne, les prélèvements étaient d'environ 13 000 chevreuils en 2003. L'optimum social que nous avons obtenu dans le modèle est de 11 602 chevreuils. **Il faut donc maintenir les mêmes prélèvements de chevreuils.** Ceci ne signifie cependant pas que le stock de population de chevreuils soit au niveau optimal puisqu'on ne le connaît pas avec exactitude. Suivant les classifications de Horan et Bulte (2004), le chevreuil et le cerf font partie de la classe I qui montre qu'ils représentent une **ressource** pour les chasseurs et un **patrimoine** envers l'ensemble des acteurs. Pour les trois espèces, les résultats montrent que les bénéfices de la chasse dépassent toujours les pertes économiques pour les dommages agricoles et forestiers sur l'ensemble des communes que nous avons étudié.

Le modèle spatial permet d'appliquer le modèle global au niveau communal. C'est à cette échelle géographique que les décisions des prélèvements du grand gibier se prennent en France. En effet, la taille de l'habitat des sangliers dépasse souvent les limites administratives, une approche spatialisée est donc nécessaire. Seul le sanglier a été étudié avec ce type de modèle compte tenu de l'insuffisance de données pour les cervidés. Le modèle montre que **le niveau de chasse optimale pour chaque commune est différent.** Ceci vient de la capacité de charge différente du milieu entre chaque commune qui entraîne une répartition inégale de la population ainsi que des bénéfices et des dommages inégalement répartis. Actuellement, les chasseurs semblent avoir atteint le niveau optimal dans cette unité de gestion mais c'est la répartition par commune qui doit être modifiée. Les chasseurs doivent concentrer leur effort de chasse aux sangliers dans les communes présentant des capacités de charge élevées. Ces dernières dépendent cependant des choix de type de culture des agriculteurs. Ces deux types d'acteurs doivent donc collaborer ensemble.

Il est important de souligner que l'approche empirique dans cette partie de la thèse se base sur les valeurs économiques qu'on a pu mesurer. Il existe d'autres valeurs économiques sur le grand gibier qui n'ont pas pu être intégrées du fait de l'inexistence de données. Parmi les bénéfices, les valeurs de legs, d'option et d'existence doivent être prises en compte notamment pour les cervidés. Les autres dommages agricoles (prairies, vignoble, etc.), forestiers (abroutissement du cerf, frottis, etc.) et les accidents routiers causés par les trois espèces peuvent modifier les équilibres identifiés dans cette thèse.

* *

*

Bibliographie

- Boman, M., Bostedt, G., Persson, J., 2003. The bioeconomics of the spatial distribution of an endangered species- the case of the Swedish wolf population. *Journal of Bioeconomics*, 5, 55-74.
- Brookshire, D.; Eubanks L.; Randall A., 1983, Estimating Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources, *Land Economics*, 59 (1), 1-15.
- Brown, G., 2000. Renewable Natural Resource Management and Use without Markets *Journal of Economic Literature*, 38 (4), 875-914.
- Brown, G., Layton ,D., 1998. Saving Rhinos, Paper Presented at First World Conference of Environmental and Resource Economists in Venice.
- Bulte, E., Horan, R., 2003. Habitat conservation, wildlife extraction and agricultural expansion, *Journal of Environmental Economics and Management*, 45 (1), 109-127.
- Bulte, E.H., van Kooten, C., 1999. Economic efficiency, resource conservation and the ivory trade ban, *Ecological Economics*, 28 (2), 171-181.
- Clark, C.W. 1976. *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*. J. Wiley & Sons, New York.
- Clark, C., 1990. *Mathematical bioeconomics: the optimal management of renewable resources*, 2nd edition. Wiley Interscience, New York:
- Clayton, L., Keeling M., Milner-Gulland E. J., 1997. Bringing Home the Bacon: A Spatial Model of Wild Pig Hunting in Sulawesi, Indonesia, *Ecological Applications*, 7, 2, 642-652.
- Creel, M. D., Loomis, J., 1990. Theoretical and Empirical Advantages of Truncated Count Data Estimators for Analysis of Deer Hunting in California. *American Journal of Agricultural Economics*, 72 (2), 434-441.
- Eeckhoudt, Hammit, 2001. Background risks and the value of statistical life” *Journal of risk and uncertainty*, 23 (3), 261-279.
- Fisher, R.A., 1930. *The Genetical Theory of Natural Selection*, Clarendon Press, Oxford.
- Fischer, C., Muchapondwa E., Sterner T., 2005. A Bioeconomic Model of Community Incentives for Wildlife Management before and after CAMPFIRE, *Resources for the Future*, Discussion paper 05-06, 27 p.
- Freeman, 2003. *The measurement of environmental resource values*. 2nd edition, Resources for the future, Washington D.C.
- Gordon, H.S., 1954, The economic theory of a common property resource: the fishery, *Journal of Political Economy*, 62 , 124–142.

- Hamilton, Atkinson, 2006. Wealth and welfare and sustainability: advances in measuring sustainable development. Cheltenham, Edward Elgar.
- Hanski, I., Ovaskainen, O., 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404, 755-758
- Hicks, J. R., 1939. The foundations of welfare economics. *Economic Journal* 49: 696-712.
- Hone, J., 2004. Yield, compensation and fertility control: a model for vertebrate pest, *Wildlife Research* 31, 357-368.
- Horan, R., Bulte, E., 2004. Optimal and open access harvesting of multi-use species in a second-best world. *Environmental and Resource Economics* 28, 251-272.
- IFEN, 2005. L'utilisation de CORINE Land Cover 2000. 15p. N° réf. : DMDS/UATD/FB/05-026.
- Kaldor, N., 1939. Welfare propositions in economics and interpersonal comparisons of utility. *Economic Journal*, 49, 549-52.
- Krutilla, J.V., 1967, Conservation reconsidered, *American Economic Review*, 57 (4), 777-786.
- Lande, R., 1987. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. *Am. Nat.* 130: 624-635.
- Lande, R., 1988. Demographic models of the northern spotted owl (*Sorex occidentalis caurinus*). *Oecologia* 75, 601 -607.
- Lebègue 2005. La révision du taux d'actualisation des investissements publics (Rapport Lebègue), Le Plan Commissariat Général.
- Levins, R., 1969. Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control, *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15: 237-240.
- Loomis, J., Updike, D., Unkel, W., 1989. Consumption and non consumption values of a game animal: The case of California deer. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resource Conference* 54, 640-650.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoology. *Evolution*, 17, 373-387.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Mburu, J., Birner, R., Zeller, M., 2003. Relative importance and determinants of landowners' transaction costs in collaborative wildlife management in Kenya: an empirical analysis. *Ecological Economics*, 45, 59-73.
- McCollum, D.W., Peterson, G.L., Arnold, J.R., Markstrom, D.C., Hellerstein, D.M., 1990. The net economic value of recreation on the national forests: Twelve types of primary

- activity trips across nine Forest Service regions. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Mitchell, P., 2001. Ecological Foundations for Pest Damage Functions: Why Ecology Matters.
- Norton-Griffiths, M., 1996. Property rights and marginal wildebeest: an economic analysis of wildlife conservation opinions in Kenya. *Biodiversity and Conservation* 5, 1557–1577.
- Pearce, D., Atkinson G., Mourato S., 2006. *Cost Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*, OCDE, Paris.
- Pearce D., 2004. *The cost and the benefits of crime prevention and control revisited : a fresh look at the conceptual foundations*, London, home office.
- Rondeau, D., 2001. Along the way back from the brink, *Journal of Environmental Economics and Management* 42, 156-182.
- Ropars-Collet, C., Le Goffe, P. (2007). La gestion des populations de gibier : modèle bioéconomique et dégâts du sanglier à l'agriculture. Journées INRA-SFER de Recherches en Sciences Sociales, 13 et 14 décembre 2007, AgroParisTech, Paris.
- Ropars-Collet, C., Le Goffe, P., 2009. La demande de chasse en France: une application de la méthode des prix hédonistes au cas du sanglier. Papier présenté au Colloque du SFER Chasse durable, Du 25/03/2009 au 26/03/2009 à Clermont-Ferrand.
- Sanchirico, J., Malvadkar, U., Hastings A., Wilen J. 2006. When Are No-Take Zones an Economically Optimal Fishery Management Strategy? *Ecological Applications*, 16, 5, pp. 1643-1659
- Sanchirico, J., Wilen J., 1999. Bioeconomics of Spatial Exploitation in a Patchy Environment, *Journal of Environmental Economics and Management*, 37 (2), 129-150.
- Schaefer, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Bulletin of the Inter-American tropical tuna commission* 1, 25--56.
- Schwabe, K.A., Schuhmann, P.W., Tonkovich, M.J., Wu, E., 2002. An analysis of deervehicle collisions : the case of Ohio. United States Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service, National Wildlife Research Centre, Fort Collins, Colorado.
- Schulz, C.E., Skonhoft, A., 1996. Wildlife management, land-use and conflicts, *Environ. Develop. Econom.* 1, 265–280.
- Skonhoft, A., Solstad, J.T., 1996. Wildlife management, illegal hunting and conflicts, *Environ. Develop. Econom.* 1, 165–181.
- Skonhoft, A., Stenseth, N., Leirs, H., Andreassen, H., Mulungu L., 2003. The Bioeconomics of Controlling an African Rodent Pest Species, Working Paper Series 3103, Department of Economics, Norwegian University of Science and Technology.

- Skonhoft, A., 2004. The cost, or benefit, of predation. An analysis of the recent wolf re-colonisation in Scandinavia, Cambridge, 18p
- Skonhoft, A., 2005. The costs and benefits of a migratory species under different management schemes. *Journal of Environmental Management*, 76, 167–175
- Skonhoft, A., Schulz, C., 2004. On the Economics of Ecological Nuisance. 6th Annual Bioecon Conference, Cambridge.
- Skonhoft, A., Olausson, O., 2005. Managing a migratory species that is both a value and pest, *Land Economics*, 81, 34-50.
- Stone, D., Dunn, S., 2008, Introducing a new species into Nova Scotia. [www.unb.ca/fredericton/science/biology/Downloads/Wild %20Boar.ppt](http://www.unb.ca/fredericton/science/biology/Downloads/Wild%20Boar.ppt).
- Weitzman, M.L., 1998. The Noah's ark problem. *Econometrica* 66, 1279–1298.
- Zivin, J., Hueth, B., Zilberman, D., 2000. Managing a Multiple-Use Resource: The Case of Feral Pig Management in California Rangeland. *Journal of Environmental Economics and Management*, 39, 189-204.

CONCLUSION GENERALE

Dans cette thèse, nous avons cherché à évaluer l'utilité sociale du grand gibier en lien avec sa dynamique de population. Nous avons présenté l'intérêt de faire une approche économique face aux problèmes de surpopulation du grand gibier car ils opposent quatre types d'acteurs économiques : les chasseurs, les agriculteurs, les sylviculteurs et les promeneurs (avec le reste de la société). L'objectif final attendu était de déterminer le sens de l'évolution des politiques en identifiant le ou les optimums théoriques à atteindre en matière de gestion du grand gibier. Pour cela, le bénéfice net social a été décomposé en valeurs d'usage actif et en valeurs d'usage passif (non usage). La démarche proposée a été d'analyser chaque composante et ensuite, de les intégrer dans la politique du planificateur à travers un modèle bioéconomique. Chaque partie de cette thèse s'est révélée être riche d'enseignements tant sur les interactions mesurées entre l'économie, le grand gibier et le milieu naturel, que sur les apports des outils de l'analyse économique à un système complexe.

Transfert de bénéfices

Dans la première partie de la thèse, nous avons justifié l'existence des valeurs d'usage actif et passif non marchandes du grand gibier. Elles sont cependant importantes à prendre en compte car elles expliquent l'attachement des chasseurs et des promeneurs au grand gibier à travers deux activités récréatives en milieu naturel : la chasse et l'observation des animaux. Du point de vue théorique, la pratique des activités de loisir rentre dans la fonction de consommation du consommateur par deux manières : (i) l'arbitrage qu'il fait entre le loisir et la consommation d'autres produits ; (ii) la contribution du grand gibier considéré comme une qualité des sites de récréation. L'estimation empirique de valeurs économiques créées par le grand gibier a nécessité l'utilisation des méthodes d'évaluation économique des services récréatifs. Nous avons choisi d'utiliser les techniques de transfert de bénéfices dans cette thèse. En effet, elles sont rapides, peu coûteuses et offrent la possibilité de mener une analyse approfondie des résultats antérieurs dans d'autres sites. Par ailleurs, les applications des transferts de bénéfices à l'échelle internationale sont peu connues dans la littérature (Ready et Navrud, 2006).

Le transfert de bénéfices a été effectué à partir d'une base de données constituée aux Etats-Unis et diffusée par de l'USDA à laquelle nous avons rajoutée des études récentes. Une analyse descriptive des 250 valeurs économiques de la chasse et des 108 valeurs de l'observation du grand gibier sur la période de 1970 à 2007 a été présentée. Nous avons pu montrer la supériorité des valeurs économiques de la chasse par rapport à celles de

l'observation des animaux. Nous avons justifié la méta-analyse comme la méthode ayant la capacité de prédiction la plus élevée par rapport à un simple transfert de valeurs ou d'une seule équation. Elle offre également la possibilité de contrôler les différences socioéconomiques, environnementales et méthodologiques entre les études. Les deux méta-modèles construits sur la chasse et l'observation des animaux soulignent l'importance de ce troisième groupe de variables explicatives. Le méta-modèle sur la chasse comporte en plus des variables sociologiques et environnementales significatives. Il est également plus robuste que celui sur l'observation des animaux.

Le transfert proprement dit des bénéfices mesurés aux Etats-Unis vers la région Aquitaine n'a pu être réalisé que pour la chasse. Cette étape a démarré par l'identification des similitudes et des différences de conditions de chasse entre les Etats-Unis et la région Aquitaine en France. Puis, un ajustement avec trois variables du méta-modèle a été réalisé afin de tenir compte des conditions locales du site d'application. Enfin, la différence de revenu et de système de prix entre les deux pays a été résolue par l'utilisation des coefficients de la parité du pouvoir d'achat. Le surplus moyen du consommateur obtenu pour une journée de chasse au grand gibier en Aquitaine a été estimé à 61,44 € avec un intervalle de confiance de 50,11 € à 72,77 € à 95% de niveau de confiance. Malgré tous nos efforts pour corriger les défaillances de la base de données, l'évaluation de la chasse par la méthode de transfert de bénéfices reste imparfaite. Néanmoins, elle a permis d'analyser les tendances générales des valeurs économiques du grand gibier et elle offre un exemple d'application des transferts de bénéfices entre deux pays du Nord : les Etats-Unis et la France.

Les dommages causés par le grand gibier

Dans la gestion du grand gibier, il est nécessaire de prendre en compte les externalités négatives. En effet, la surpopulation engendre différents types de dommages pour l'économie. Nous avons brièvement exposé deux modèles économiques internalisant l'impact des dommages de la faune sauvage sur l'utilité des producteurs. Le modèle de Zivin *et al.* (2000) et de Skonhofs et Schulz (2005) utilise une fonction de dommage simple, linéaire et non spatialisée mais qui décrit bien l'aspect dynamique du problème. Puis, nous avons également exposé le modèle de van Wenum *et al.* (2004) qui tient compte des types de culture et de la localisation géographique des fermes agricoles. Par ailleurs, la théorie de l'écologie montre que les dommages sur le milieu résultant d'une relation de type prédateur-proie ne sont pas aussi simples que les modèles économiques semblent l'avancer. Différents types de fonctions

de dommage ont été présentés avec leurs conditions d'utilisation. Pour trouver celui qui s'adapte le mieux à la région Aquitaine, nous avons traité séparément les dommages agricoles par l'économétrie spatiale et les dommages forestiers par les modèles dynamiques. Ce choix méthodologique a été déterminé par la nature des dommages ainsi que la disponibilité des données. En effet, les premiers ont des effets à court terme mais ils sont dispersés sur tout le territoire Aquitain ; une analyse spatiale a donc été retenue pour ces types de dommage. Pour les seconds, ce sont des effets à long terme des cervidés. Nous nous sommes surtout intéressés à l'analyse systémique et dynamique du système forêt-cervidés.

Les dommages agricoles

Dans la première sous-partie de la thèse, nous avons analysé les dommages agricoles provoqués par le sanglier, espèce responsable de la majorité des dégâts. Notre objectif n'a pas été de tester formellement les liens de cause à effet de sa gestion sur les dommages agricoles mais de fournir une évaluation des interactions spatiales des activités humaines. Le terrain d'application s'étend à l'ensemble de la région Aquitaine avec un échantillon de 2 292 communes, appartenant à 5 départements¹³, sur la période 2000-2001. Les données utilisées provenaient des dossiers d'indemnisation des dommages agricoles et des tableaux de chasse tenus par les fédérations des chasseurs (nationale et départementales) ainsi que du fond cartographique CORINE Land Cover. Les méthodes de l'analyse exploratoire des données spatiales ont été appliquées pour décrire, visualiser, identifier les localisations atypiques et les schémas d'association spatiale sur les dommages agricoles. Les tests d'autocorrélation spatiale que nous avons effectués (statistique *I* de Moran et statistiques LISA¹⁴) sont significatifs. De ce fait, les modèles économétriques spatiaux utilisés doivent tenir compte de la probabilité d'occurrence des dommages et des regroupements spatiaux. Le modèle spatial de Durbin Tobit, qui est le plus significatif, montre que les dommages agricoles sont fortement liés aux distributions spatiales de la population des sangliers dans la commune considérée ainsi que celle des communes voisines. Ces variables avaient été mesurées par les tableaux de chasse. Nous avons également pu mesurer et classer le rôle de chaque type d'occupation du sol sur les dommages agricoles. En effet, les résultats du modèle montrent

¹³ Les cinq départements de la région Aquitaine sont : la Gironde, les Landes, le Lot-et-Garonne, la Dordogne, les Pyrénées-Atlantiques.

¹⁴ LISA : *Local Indicator of Spatial Association*

que le sanglier est attiré selon l'ordre d'importance suivant : d'abord par les zones de culture de maïs, puis par les zones humides, ensuite par les forêts de feuillus et enfin par les forêts de conifères. Les dommages sont d'autant plus forts que la commune considérée présente ces types d'occupation du sol et se différencie des communes voisines. Les facteurs qui réduisent les dommages sont la présence de zones urbaines, de forêts ouvertes, de lacs et rivières. L'ensemble des résultats obtenus peut contribuer à une meilleure gestion de la chasse au sanglier. Il apparaît que l'organisation de la chasse doit prendre en compte les caractéristiques du milieu et établir des concertations avec les chasseurs des communes voisines.

Les dommages forestiers

La deuxième sous-partie avait pour but d'explorer les pertes économiques engendrées par la pression des cervidés à long terme sur le Massif des Landes de Gascogne. Elles sont moins connues que les dommages agricoles du fait que jusqu'en 2008, les dégâts forestiers n'ont pas pu être indemnisés. Désormais les sylviculteurs peuvent faire une demande d'indemnisation des dommages. Une revue de la littérature sur les abrouissements, les écorçages et les frottis a été réalisée afin d'identifier leurs facteurs, leur importance actuelle et leurs conséquences potentielles à long terme. L'analyse des données d'une enquête auprès de sylviculteurs a prouvé que ces derniers constatent les mêmes types de dommages mais avec une grande variabilité des réponses.

La théorie de la dynamique des systèmes a permis d'approfondir la question et d'évaluer les pertes économiques à long terme en simulant différents scénarios de gestion du grand gibier. Deux modèles dynamiques ont été construits : un sur l'écorçage du cerf et un autre sur l'abrouissement du chevreuil. Ils comportent chacun trois parties : une partie biologique, sur la dynamique de la population, une partie technique sylvicole, qui décrit l'évolution d'une parcelle de pin maritime en mode de plantation et enfin, une partie économique qui analyse les pertes économiques dues aux dégâts des cervidés et les coûts de réparation possibles. Chaque partie a été construite sur la base de la littérature existante et les paramètres ont été calibrés avec des données réelles.

Nous avons pu reproduire avec le logiciel Vensim DSS le fonctionnement d'une population en tenant compte de l'hypothèse de saturation du milieu et des différentes options de gestion des cervidés. L'évolution de la consommation annuelle des plantes par les cervidés a été mesurée suivant les différents scénarios de gestion et de la taille initiale de la population des cervidés.

La croissance des forêts de pin maritime a également été modélisée suivant la conduite sylvicole effectuée par les sylviculteurs. Elle a servi au calcul des biomasses en écorces et en branches de pin maritime disponibles pour les cervidés sur le Massif Landais. Comme les pins maritimes ne sont sensibles aux dommages forestiers que pendant les premières années de culture, la rotation sylvicole a dû être introduite dans les modèles. 10 générations de pin maritime ayant des dates d'implantation différentes ont été croisées avec la dynamique de la population afin de calculer les taux de dommage à pas de temps annuel.

Concernant les impacts économiques, nous avons comparé simultanément les pertes avec et sans réparation des dommages. Les résultats ont avancé que sans intervention sylvicole spécifique, les pertes liées à l'abroustissement sont supérieures à celles liées à l'écorçage au niveau du massif landais. Celles-ci ont été estimées entre 13,57 et 46,68 millions d'euros pour le premier type de dommage forestier contre 3,31 à 16,42 millions d'euros pour le second, ces montants ont été actualisés sur 50 ans. Ceci vient de la concentration de ces écorçages sur uniquement une partie de la région. Les pertes économiques liées aux dégâts des cervidés sont faibles mais non négligeables. Nous avons donné des fourchettes larges du fait de la méconnaissance de la taille initiale de la population et des différents scénarios de gestion de la population de cervidés proposés.

La présence d'un chevreuil engendre en moyenne une perte économique de 6,10 euros par an alors que celle d'un cerf de 25,20 euros par an. La présence des cerfs semble donc coûter plus cher que celle des chevreuils. Les traitements par une coupe des arbres fourchus et l'enlèvement précoce des arbres présentant des dégâts sont des solutions économiquement intéressantes.

Ces modèles ont permis de synthétiser le fonctionnement du système forêt-cervidés et d'étudier son évolution à long terme avec une évaluation des pertes économiques. Ils sont intéressants car ils n'utilisent que peu d'information (une dizaine de paramètres au total par modèle). Ce travail souligne cependant l'importance de fortes incertitudes sur les évaluations des pertes économiques liées aux dommages forestiers.

Les modèles bioéconomiques

La dernière partie a regroupé l'ensemble des résultats des valeurs économiques du grand gibier. Elle répond à la question de départ de la thèse qui était de trouver des repères en matière de taille optimale de la population de grand gibier et de déterminer le niveau de

prélèvement optimal. Deux approches ont été proposées : un modèle d'équilibre global qui s'adapte à la région et un modèle d'équilibre spatialisé.

Pour la première section, nous avons commencé par mettre en place un cadre théorique qui analyse la faune sauvage engendrant simultanément des bénéfices et des coûts pour la société. Nous nous sommes appuyé sur les travaux de Rondeau (2001) et de Horan et Bulte, (2004) pour montrer que la gestion du grand gibier peut admettre plusieurs solutions d'équilibre. Ceci tient au fait que le bénéfice net marginal hors site (différence entre bénéfice de consommation et dommage) et le bénéfice net marginal sur site (différence entre bénéfice et coût de la chasse) qui peuvent être de signe positif ou négatif.

Nous avons ensuite eu recours à des formes fonctionnelles usuelles afin de résoudre analytiquement le problème : une fonction logistique pour la dynamique de la population, des fonctions de demande inverse linéaires pour la chasse et l'observation des animaux et une fonction de type Cobb-Douglas pour les dommages.

Avec les paramètres issus des autres parties de la thèse, la solution trouvée pour le sanglier est un équilibre instable ($N= 42\ 373$, $H= 30\ 734$). Le sanglier peut être considéré dans ce cas comme une ressource cynégétique qui entraîne une responsabilité de contrôle par rapport aux dommages qu'il engendre. Pour le chevreuil, le point d'équilibre trouvé est $N = 64\ 676$ et $H = 11\ 606$. Pour le cerf, le point d'équilibre trouvé a été $N= 36\ 377$ et $H= 4\ 989$. Les cervidés représentent une ressource pour les chasseurs et un patrimoine pour le reste de la société.

Dans la deuxième section, le modèle bioéconomique spatialisé développé à partir des travaux de Boman *et al.* (2003) afin de tenir compte des phénomènes spatiaux dans la prise de décision sur la gestion du grand gibier à une échelle locale telle que la commune. En effet, l'espace intervient aussi bien dans les fonctions économiques, notamment dans les bénéfices des promeneurs et les dommages, que dans les fonctions biologiques de dynamique de la population. Ce modèle d'équilibre a été appliqué sur une unité de gestion dans le département des Landes comportant 15 communes. Cette unité de gestion a été sélectionnée car elle a enregistré les dommages agricoles les plus élevés dans la région Aquitaine en 2001. De plus, les communes sont de petites surfaces augmentant les probabilités d'échange entre les populations. Seul le sanglier a été étudié avec ce type de modèle compte tenu de l'insuffisance de données sur les cervidés. Le modèle montre que le niveau de chasse optimal pour chaque commune est différent. Ceci vient de la variabilité de la capacité de charge de chaque commune qui entraîne une répartition inégale de la population ainsi que des bénéfices et des

dommages inégalement répartis. Actuellement, les chasseurs semblent avoir atteint le niveau optimal de chasse du sanglier dans cette unité de gestion mais la répartition de la chasse par commune devrait être modifiée. Ce n'est pas exclusivement sur les communes qui présentent les dommages agricoles importants qu'il faut agir actuellement mais aussi sur celles qui les entourent qui présentent des caractéristiques favorisant la présence du sanglier.

Il ressort de cette thèse les conclusions suivantes :

- ❖ Il est possible d'atteindre les équilibres économiques et environnementaux sur le grand gibier même si ces équilibres sont difficiles à trouver du fait des bénéfices et des coûts multiples engendrés.
- ❖ Le bénéfice économique de la chasse du grand gibier domine de loin toutes les autres valeurs économiques. En effet, le rapport entre les valeurs économiques des dommages sur les bénéfices reste faible. La politique de gestion de grand gibier ne doit pas empêcher les chasseurs de jouir des bénéfices de cette activité. Cependant, le planificateur doit jouer son rôle central en veillant à la durabilité de la ressource.
- ❖ Parmi les trois espèces de grand gibier étudiées, le sanglier est la plus intéressante par ses retombées économiques. En effet, son fort taux de reproduction naturelle permet une chasse avec un prélèvement supérieur par rapport au cerf et au chevreuil et il crée ainsi des bénéfices importants pour l'économie. Cette espèce cause également le plus de dommages. Le chevreuil procure également des bénéfices de chasse importants complétés par les bénéfices des promeneurs. Le cerf, du fait de son cantonnement dans uniquement une partie de la région, génère des bénéfices de chasse trois fois plus faibles que le sanglier mais crée autant de dommages marginaux. Rappelons qu'ici, seuls les dommages liés aux cultures et aux forêts ont été pris en compte.

L'ensemble de ces résultats confirme que la gestion du grand gibier doit se faire dans une démarche systémique avec une approche à long terme et à une échelle géographique large.

Les apports de cette thèse sont limités par les données incomplètes qui affectent les résultats finaux des modèles bioéconomiques.

La limite la plus importante réside dans les estimations de valeurs économiques de la chasse et de l'observation du grand gibier. Les fonctions de bénéfice que nous avons pu construire n'intègrent pas les variables les plus importantes en matière d'évaluation économique des services environnementaux (ex : fréquence des sorties, revenus des agents, niveau

d'éducation, catégorie socioprofessionnelle, nombre d'animaux attrapés ou aperçus, etc.). Un effort de recherche dans ce sens pourrait amener des résultats plus intéressants.

Sur les dommages agricoles, tous nos modèles reposent sur l'utilisation des tableaux de chasse aux sangliers à un instant donné pour mesurer la densité de la population. Or, cette relation n'est pas linéaire comme Ropars-Collet et Le Goffe (2009) le montrent. Des indicateurs de la population et des données sur la répartition des chasseurs et le nombre de sorties par commune pourraient être intégrées dans les modèles spatiaux. Actuellement, ces informations ne sont pas disponibles.

Les modèles dynamiques sur les études des systèmes forêts-cervidés donnent des résultats particulièrement intéressants en termes de projection pour le futur et de compréhension du fonctionnement du système. Toutefois, ces estimations de pertes économiques sont caractérisées par une forte incertitude. Certains paramètres biologiques et économiques doivent être étudiés davantage.

D'autres dommages économiques du grand gibier n'ont pas été examinés dans cette thèse : les accidents routiers, les autres dommages forestiers (abrutissement du cerf, frottis, arrachage) et les autres dommages agricoles sur les cultures, autres que le maïs (vigne, légumes...).

Dans la troisième partie, le modèle bioéconomique spatialisé apporte des réponses pratiques aux interrogations du planificateur sur la gestion de la chasse. L'application a été réalisée uniquement pour une unité de gestion, l'extension à d'autres unités de gestion devrait être envisagée. Les résultats finaux peuvent être biaisés par les données manquantes. Ces résultats devraient être affinés selon de nouvelles données disponibles.

Sur un plan technique, différents outils utilisés dans le cadre de cette thèse doivent être améliorés ou leurs propriétés davantage précisées. Ainsi, dans la deuxième partie, concernant l'économétrie spatiale, il faut noter que cette science est en pleine évolution. Les inférences et les estimations que nous avons effectuées montrent l'intérêt de ces outils dans l'analyse des données afin de mieux comprendre et mesurer les interactions entre les variables. Cependant, le choix des matrices de poids est un peu déconnecté de la problématique. Nous avons réussi à mettre en place une matrice de distance tenant compte des déplacements des sangliers dans les analyses spatiales. Dans les modèles économétriques, la matrice de Delaunay se base sur la contiguïté des communes. Or celles-ci sont de tailles et de formes différentes. Par ailleurs, il peut y avoir d'autres types de modèles économétriques spatiaux tels que les modèles censurés

avec des erreurs présentant des autocorrélations spatiales (SEMT¹⁷) qui n'ont pas pu être testés faute d'accès à des techniques économétriques à caractère expérimental.

Sur les modèles bioéconomiques spatialisés, l'optimisation a été effectuée avec le solveur d'Excel afin d'introduire facilement les matrices de poids et les fonctions interdépendantes non linéaires dans le modèle. Des logiciels plus performants pourraient être utilisés pour automatiser les calculs et étendre l'étude vers les autres unités géographiques.

Sur un plan économique, plusieurs pistes peuvent rester à explorer. Une fois que les objectifs de la politique cynégétique sont bien identifiés et quantifiés tels que nous avons cherché à le faire dans cette thèse, il faut se poser la question : comment les atteindre ? Nous avançons ici quelques réflexions sur les instruments de régulation existant sur la chasse actuellement en France, même si celles-ci sont au stade embryonnaire.

Quelques réflexions sur l'efficacité des instruments de régulation de la chasse

Différents types d'instruments de régulation existent déjà sur la chasse en France. A la lumière des résultats de cette thèse, il sera nécessaire d'étudier leur effet sur l'activité de chasse et les autres secteurs économiques concernés.

Le plan de chasse : une norme différenciée efficace ?

Le planificateur impose le plan de chasse pour le cerf et le chevreuil. Il fixe par unité spatiale le nombre minimal et maximal d'animaux que les chasseurs peuvent prélever durant une saison avec des précisions sur le mode de chasse, les dates et les lieux de prélèvement du gibier. Le plan de chasse est un instrument de régulation intéressant car il permet d'atteindre des objectifs environnementaux recherchés par le planificateur. Cette norme quantitative de gibier à chasser, différente pour chaque commune, évite un prélèvement excessif ou insuffisant. Elle protège également les bénéfices des non chasseurs et diminue les risques d'accidents, si par exemple les zones de chasse sont bien délimitées.

Une réflexion supplémentaire doit être menée sur cet outil car c'est un instrument juridique qui permet d'inciter des chasseurs à mieux exploiter la ressource mais qui crée un coût d'opportunité pour le chasseur. En effet, il est obligé, d'arrêter ses sorties dès qu'il a rempli

¹⁷ SEMT : *Spatial Error Tobit Models*

ses quotas (Creel et Loomis, 1992), de limiter sa période de chasse et de se conformer au mode de chasse préconisée par la loi chasse.

Ce type d'instrument est également critiqué dans la littérature économique car il ne permet pas de choisir les usagers de la ressource. Suivant la théorie économique, l'allocation de la ressource n'est pas efficace si elle n'est pas allouée aux usagers qui la valorisent au maximum (Rollins et Briggs, 1996). Si on applique ce principe dans le cas de la chasse, il faut vendre le plan de chasse aux plus offrants. En France, seules les chasses dans les forêts domaniales gérées par l'ONF remplissent cette condition. Celles-ci sont cependant minoritaires.

Enfin, le plan de chasse ne se base pas toujours sur les externalités négatives et positives de la ressource. Si l'on se base sur les résultats trouvés dans cette thèse, le plan de chasse ne doit pas être utilisé de la même façon pour le chevreuil et le cerf. En effet, les prélèvements de cerfs sur le massif des Landes de Gascogne sont à multiplier par 3,5 car ils sont très demandés par les chasseurs (Ropars-Collet, Le Goffe, 2009) et créent des dommages d'écorçage importants. Imposer une limitation quantitative des prélèvements sur cette espèce ne semble pas être adapté actuellement dans cette zone. Pour le chevreuil, le plan de chasse permet de stabiliser les prélèvements.

Impact de la taxe sur la chasse

Théoriquement, une taxe environnementale vise à modifier le comportement des agents en leur fournissant des incitations sous forme de prix afin qu'ils adoptent un comportement volontaire moins nocif à l'environnement (Glachant, 2002). La taxe élève le coût de production des produits polluants afin d'internaliser les dommages externes à la société. Les redevances cynégétiques peuvent être considérées comme une écotaxe car elles augmentent le prix d'accès à la ressource. Cet instrument est préféré par les économistes aux normes et il incite les agents à ajuster leur prélèvement et à faire coïncider leur intérêt avec l'optimum social.

L'application pratique sur la chasse est cependant différente de ces théories puisque le planificateur fixe le montant de chaque bracelet de chasse de façon exogène aux impacts économiques du grand gibier. La taxe cynégétique vise dans ce cas à protéger le grand gibier contre une chasse excessive de la ressource.

Par ailleurs, le taux de la taxe optimale doit cependant amener les chasseurs à internaliser les effets externes de la chasse. Cette solution est dans ce cas similaire à la taxe pigouvienne

(Pigou, 1932) dans le cadre d'un problème de pollution. Le chasseur doit payer une taxe cynégétique suivant son bénéfice net marginal sur site auquel s'ajoute l'effet de son activité sur les autres acteurs. Actuellement, le prix d'un bracelet de cerf est d'environ 83 euros, celui du chevreuil de 17 euros et du sanglier 6 euros dans le département de la Gironde¹⁸. On constate immédiatement les écarts par rapport aux résultats du modèle bioéconomique global.

Impact de l'indemnisation des dommages

Cette thèse a mesuré l'importance des dommages forestiers et agricoles. L'indemnisation de ces dommages évite une baisse de revenu aux agriculteurs et aux sylviculteurs. Elle présente cependant de nombreux inconvénients :

- **Importance des coûts de la recherche d'information** : Au cours de la saison 2001-2002, la somme des dommages du grand gibier représentait de 21,5 millions d'euros mais cette dépense s'est accompagnée de 17 millions de coût de transaction (Bourcet *et al.*, 2003). Cette dépense administrative est composée par des frais de dossier (expertise et secrétariat) et des coûts de recherche d'information sur le terrain (personnel, achat de matériels, frais de déplacement, etc.). Ces frais sont d'autant plus importants que les dossiers d'indemnisation traités par les fédérations des chasseurs plus nombreux.
- **Un problème de hasard moral sur des agriculteurs** : Selon Rollins et Briggs (1996), le dommage dépend également de la responsabilité de l'agriculteur par le choix des types de culture, certains attirent particulièrement les animaux, mais également par la mise en place de système de protection et/ou de régulation des nuisibles. Les agriculteurs peuvent également avoir tendance à augmenter leurs déclarations et diminuer les activités de défense. Les fédérations des chasseurs appliquent actuellement des coûts d'abattement sur les indemnisations proposées aux agriculteurs pour tenir compte de ces problèmes.
- Enfin, **des difficultés de financement de ce fonds d'indemnisation** : ce sont les redevances cynégétiques qui les couvrent. L'indemnisation des dégâts agricoles peut engendrer dans ce cas des distorsions économiques car elle est supportée par les chasseurs, ce qui à long terme les incite à sortir de l'activité. L'indemnisation des

¹⁸ <http://www.chasseurs33.com/cms/images/stories/echos/echo%20mars%202009.pdf>

dommages ne semble pas être une solution durable car elle favorise la croissance de la population de grand gibier.

D'autres types d'instruments de régulation sont à analyser tel que le système de permis négociable par plan de chasse. Il sera également pertinent d'évaluer l'effet de l'utilisation simultanée de plusieurs types d'instruments de régulation sur l'économie.

Autres pistes de recherche

Sur le plan biologique, les indicateurs de présence de la population du grand gibier tels que les Indices Kilométriques d'Abondance (IKA) sont particulièrement intéressants car ils permettent de suivre la population. Il sera nécessaire dans les recherches futures d'étudier avec les biologistes travaillant dans ces domaines l'extension de ces outils à de grande échelle (ex : département). Cette thèse nous a souligné que l'évolution temporelle et spatiale de la population est importante à prendre compte. Les fédérations départementales des chasseurs doivent travailler entre elles de façon à mettre en place les mêmes protocoles de collecte de données. Une analyse de données multivariable poussée dans ce domaine pourrait servir d'outils d'aide à la décision plus performants.

* *

*

Bibliographie

- Boman, M., Bostedt, G., Persson, J., 2003. The bioeconomics of the spatial distribution of an endangered species- the case of the Swedish wolf population. *Journal of Bioeconomics*, 5, 55-74.
- Bourcet J., Bracque P., Nonancourt P., Sapor C., 2003. Evaluation des risques liés à l'augmentation des densités de sangliers sauvages en France, Rapport N° C 2003 T 067.
- Creel, M. D., Loomis, J.B., 1990. Theoretical and empirical advantages of truncated count data estimators for analysis of deer hunting in California. *American Journal of Agricultural Economics*, 72 (2), 434-441.
- Glachant, M., 2005. Les instruments de politique environnementale en matière de contrôle de la pollution. CERNA, Ecole des Mines de Paris, Cours de Microéconomie de l'environnement, DEA Economie de l'Environnement et des Ressources Naturelles.
- Horan, R., Bulte, E., 2004. Optimal and open access harvesting of multi-use species in a second-best world. *Environmental and Resource Economics*, 28, 251-272.
- Ready, R., Navrud, S., 2006. International benefit transfer: Methods and validity tests. *Ecological Economics*, 60, 429 – 434.
- Rollins, K., Briggs, H.C., 1996. Moral hazard, externalities and compensation for crop damages from wildlife. *Journal of Environmental Economics and Management*, 31, 368-386.
- Rondeau, D., 2001. Along the way back from the brink, *Journal of Environmental Economics and Management*, 42, 156-182.
- Ropars-Collet, C., Le Goffe, P., 2009. La gestion du sanglier : modèle bioéconomique, dégâts agricoles et prix des chasses en forêt domaniale. Working Paper SMART – LERECO N°09-11.
- Skonhoft, A., Schulz, C., 2004. On the Economics of Ecological Nuisance. 6th Annual BIOECON Conference, Cambridge.
- Verheyden, H., Angibault, J.M., 2006. Relation cerf-milieu en Pyrénées centrales, Colloque Groupe CERF, Nogent-Sur-Vernisson.
- Zivin, J., Hueth B., Zilberman, D., 2000. Managing a Multiple-Use Resource: The Case of Feral Pig Management in California Rangeland, *Journal of Environmental Economics and Management*, 392, 189-204.

ANNEXES

Annexe 1 : Les méthodes d'évaluation économique des bénéfices du grand gibier dans la littérature, une revue de la littérature

Dans les paragraphes suivants, nous allons faire une revue transversale des applications de ces méthodes d'évaluation pour l'activité de chasse au grand gibier et d'observation des animaux en forêts.

I. La méthode d'évaluation contingente

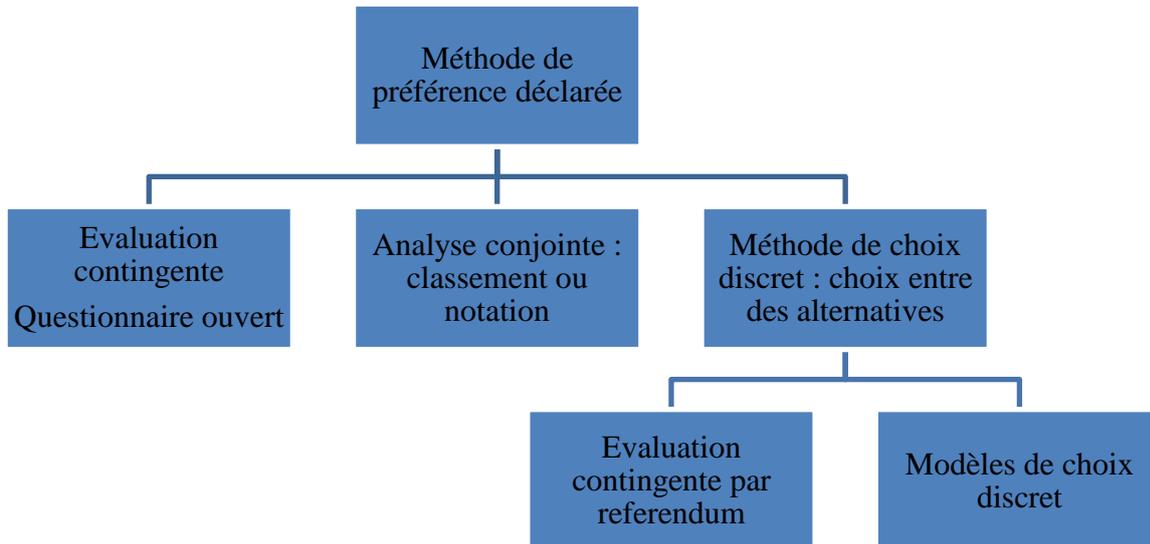
L'évaluation contingente consiste à faire révéler en grandeur monétaire la variation de l'utilité qu'un individu peut anticiper d'une modification de son environnement. Cette méthode a été utilisée pour la première fois dans une étude de Ciriacy-Wantrup en 1947, mais a été académiquement étudiée suite à la thèse de Davis en 1963 (Dachary-Bernard, 2004). L'usage de cette méthode qui était auparavant un exercice purement académique a pris de l'importance lors de l'évaluation de l'impact de l'accident de l'Exxon Valdez en mars 1989 qui entraîna la pollution de la baie de Prince William Sound en Alaska. On suppose que l'individu a un comportement rationnel et qu'il est capable de faire des arbitrages entre diminution de la consommation de biens marchands et augmentation des dépenses permettant d'améliorer la qualité de son environnement. Si cela n'était pas le cas, la valeur obtenue ne pourrait être assimilée à un prix et serait inutilisable dans une analyse coûts-bénéfices. Les individus sont interrogés soit sur leur Consentement A Payer (CAP) soit leur Consentement A Recevoir (CAR).

Cette méthode se base notamment sur une question qui devra permettre de faire révéler la variation du bien-être de l'individu. Il place la personne enquêtée sur un marché hypothétique appelé « marché contingent ». Il décrit également le scénario envisagé qui devra être crédible : la modification de la qualité de l'actif naturel, l'augmentation des prélèvements, la renonciation au permis de chasse... et la manière dont sera réglée la transaction.

En ce qui concerne la question sur la révélation des valeurs, plusieurs techniques peuvent être utilisées : (i) la question ouverte : on demande directement à l'individu de déclarer son CAP ou CAR, l'usage de la carte de paiement ou d'une échelle de valeur peut être utilisé ; (ii) le classement ou notation ou analyse conjointe, un système d'enchères montantes ou descendantes peut être proposé à la personne enquêtée ; (iii) le choix entre différentes alternatives. Cette dernière catégorie se décompose en deux méthodes dites à choix discret : d'abord, la question fermée ou technique dite de referendum : une valeur est proposée à l'individu et celui répond oui ou non. Les valeurs proposées aux individus sont tirées de

manière aléatoire parmi un ensemble de valeurs estimées au cours d'une enquête préparatoire. Enfin, il est également possible de procéder à des modèles de choix discrets ou multi-attribut.

La famille des techniques de préférence déclarée peut être représentée suivant le schéma suivant :



I.1 Les études utilisant une question ouverte

En Kansas, Goodwin *et al.* (1993) utilise la méthode d'évaluation contingente des chasseurs. L'hypothèse dans cette étude est la possibilité de chasser sur des terrains privés. Les auteurs utilisent la fonction de demande inverse Hicksienne pour mesurer le surplus du chasseur.

$$WTP_i = f(q, Y_i, T_i)$$

WTP_i désigne le consentement à payer du chasseur, q représentent les quantités de biens non marchands, Y_i le niveau de revenu minimum de l'âge i pour maintenir l'utilité pour des prix et des quantités données et T_i le vecteur qui explique les goûts et les préférences de chaque chasseur interrogé.

Le CAP peut alors prendre une valeur positive, négative ou nulle. Les auteurs utilisent une question ouverte ce qui permet d'avoir suffisamment de variation et d'éviter d'influencer les valeurs données par la question. Pour le traitement économétrique, les auteurs utilisent les modèles Tobit pour tenir compte des valeurs nulles.

$$WTP_i = \begin{cases} WTP_i^* = \beta X_i + \varepsilon_i \\ 0 \end{cases}$$

où X_i représente le vecteur des variables explicatives. Les auteurs ont considéré les caractéristiques socio-économiques (revenu, niveau d'étude, âge, urbain ou non), les caractéristiques des sites (beauté du site, succès de chasse, ...) et les variables liées à la pratique de l'activité de chasse (équipement, nombre de sorties annuelles, propriétaire ou non de terrains de chasse).

I.2 Les études utilisant la question fermée

Hanemann (1984) est l'un des premiers économistes à utiliser la question fermée, son étude a justement été appliquée dans le cadre de l'évaluation du CAP des chasseurs. Son expérience consistait à reconstruire l'utilité des chasseurs à travers une question fermée. 353 chasseurs dans l'Etat de Wisconsin ont été interrogés sur la somme d'argent qu'ils accepteraient de recevoir en échange de leur permis de chasse. Soit une fonction d'utilité qui s'écrit :

$$U(j, y, s) = v(j, y, s) + \varepsilon_j$$

où j est une variable dichotomique qui prend la valeur de 1 si l'individu chasse et 0 sinon, y le revenu du ménage, s les caractéristiques observables de l'individu (âge, profession, ect.) et ε_j une variable aléatoire de distribution normale et de moyenne 0. Lorsqu'un montant A est proposé à l'individu, il acceptera l'offre si :

$$v(0, y + A, s) + \varepsilon_0 \geq v(1, y, s) + \varepsilon_1$$

La réponse de l'individu est une variable aléatoire dont la distribution de probabilité est donnée par :

$$P_0 = \Pr(\text{vente}) = \Pr\{v(0, y + A, s) + \varepsilon_0 \geq v(1, y, s) + \varepsilon_1\}$$

$$P_1 = \Pr(\text{nonvente}) = 1 - P_0$$

Si l'on définit η tel que $\eta = \varepsilon_1 - \varepsilon_0$ et la fonction de densité cumulée de η , la probabilité du consentement à vendre est égale à :

$$P_0 = F\eta(\Delta v)$$

$$\text{Et } (\Delta v) = v(0, y + A, s) - v(1, y, s)$$

La spécification choisie est le modèle logit qui est donnée par la formule suivante :

$$P_0 = F\eta(\Delta v) = \frac{e^{\Delta v}}{1 + e^{\Delta v}}$$

Avec une forme linéaire simple de l'utilité, $v(j, y, s) = a_j + \beta y$ avec $\beta > 0$. On obtient une variation de l'utilité $\Delta v = (a_0 - a_1) + \beta A$. Il a testé la sensibilité des réponses par rapport au fait de proposer une vraie offre d'achat du permis dans le questionnaire pour les chasseurs à proximité et ceux des zones voisines. Le résultat a donné un CAR de 63 \$ pour le premier groupe et de 101 \$ pour le deuxième groupe. Les systèmes d'enchères montantes ou descendantes peuvent influencer les réponses des personnes enquêtées.

II. La méthode de coût de déplacement

La méthode de coût de déplacement a été initiée par Hotelling en 1949. Elle a été utilisée dès les années 50 par différentes administrations américaines régionales et nationales, chargées de la gestion des eaux, des forêts, de la vie sauvage et de la pêche pour estimer les bénéfices de politiques alternatives. Elle a été largement utilisée ces 30 dernières années pour l'estimation des bénéfices liés à l'usage récréatif des services naturels : pêche, chasse, baignade, promenade, etc.

II.1. Les variables explicatives à prendre en compte

Pour la variable dépendante, deux options sont possibles : le nombre de visites par zone ou le nombre de visites par individu. La première est retenue dans l'approche par zone, la seconde lorsqu'on travaille sur des données individuelles. Selon Bonnieux et Desaignes (1998), la demande d'activité récréative sur un site dépend de quatre catégories de variables explicatives : le coût d'accès au site, le temps, la facilité d'accès au site et le revenu.

Le coût d'accès au site

Dans la plupart des études utilisant la méthode de coût de déplacement, le coût d'accès au site est la variable clé. Il regroupe deux éléments : les dépenses liées au trajet (coût du trajet aller-retour) et le coût d'opportunité du temps (Loomis, 1994 ; Creel et Loomis, 1992 ; Goodwin et Offenbach, 1994). Plus le site est éloigné, plus ces dépenses augmentent, ce qui aura pour conséquence de diminuer les fréquentations du site.

Certains auteurs (Desaignes et Point, 1993 ; Desaignes et Bonnieux, 1998) ajoutent également les autres dépenses nécessaires pour pratiquer l'activité : droit d'entrée, achat de licence de chasse, dépenses sur le site, matériels, etc. En ce qui concerne les dépenses fixes, ils considèrent les investissements à annualiser. C'est le cas des dépenses en acquisition de matériels de chasse et des chiens de chasse.

Se pose également le problème d'affectation des dépenses au site dans le cas où le chasseur fréquente plusieurs sites. Il n'y a pas de réponses unanimes dans la littérature : certains auteurs traitent l'ensemble des sites comme un site commun, d'autres ne prennent en compte que les chasseurs fréquentant plusieurs sites, d'autres encore n'affectent le coût du trajet qu'à la destination principale, d'autres enfin répartissent les coûts suivant un indice d'attraction tel qu'exprimé par les individus (Hanley et Spash, 1994).

Le temps

Le temps que le chasseur consacre à la pratique de cette activité peut être considéré comme un coût d'opportunité. Il est plus facile de fréquenter des sites proches de son domicile que des sites éloignés mais cela dépend de chaque individu. Les personnes retraitées disposent par exemple plus de disponibilité que les actifs et donc leur disponibilité à voyager est plus grande. Il est donc légitime de valoriser le temps mais à quel prix ? Nous avons déjà noté que la valeur du temps n'est le même pour un actif et un passif. Pour ce dernier, le temps du trajet peut-être conçu comme un plaisir et non comme un coût. Dans les travaux de Cesario (1976), Knoche et Lupi (2007), le temps est valorisé du tiers à la moitié du salaire horaire. On peut distinguer la valeur du temps de trajet comme un coût et la valeur du temps passé sur le site comme un bénéfice (Chevas *et al.*, 1989).

L'usage du temps et de la distance conduit cependant à une forte corrélation et notamment si on utilise des moyennes. La solution habituelle est alors d'additionner le coût d'opportunité du temps au coût de transport. Mais si on travaille sur des données individuelles, il est possible que la variable temps demeure significative (Brown et Nawas, 1973).

La valorisation du temps de pratique du loisir peut également être difficile à effectuer pour les individus qui partent pour un long séjour. En effet, celui-ci peut utiliser une partie de son temps à effectuer d'autres activités non étudiées dans l'étude (visite de proches, promenade ...). Offenbach et Goodwin (1994) proposent alors d'introduire dans la fonction de demande le nombre d'heures passés à faire d'autres activités.

La facilité d'accès au site

La facilité d'accès au site par la présence d'aménagement attirera un plus grand nombre de visiteurs qu'un site d'accès difficile, même si les préférences individuelles peuvent modifier le choix entre les deux sites.

Le revenu

Le revenu, comme n'importe quel bien, les individus vont faire un arbitrage entre la consommation de biens et la consommation de loisirs. Cet arbitrage dépend des préférences et de la contrainte budgétaire de chacun. Une famille nombreuse à revenu égal aura moins de disponibilité à payer et donc à fréquenter un site, qu'un célibataire. Si on travaille sur des données individuelles, on retiendra le revenu total du ménage.

Les sites de substitut

Jusqu'à présent, l'hypothèse retenue est que la diminution de la fréquentation est due à une augmentation du coût de déplacement. En réalité, elle peut également être imputable à l'existence de sites de substitut. Le substitut est par définition imparfait mais il est difficile de savoir pour un ensemble de sites pourquoi tel site est préféré à un autre, la distance n'étant pas le seul facteur. Il faut également prendre en compte les caractéristiques intrinsèques de chaque site.

Il existe trois types d'approches pour l'utilisation de la méthode de coût de déplacement : l'approche par zone, l'approche individuelle et l'approche par utilité aléatoire.

II.2. L'approche par zone

Il s'agit de construire une courbe de demande qui exprime le CAP maximal d'un individu, en supplément des dépenses qu'il engage aujourd'hui pour utiliser les ressources. En d'autres termes, il s'agit d'anticiper la modification de la fréquentation d'un site de chasse en particulier lorsque le prix ou le coût d'accès augmente. Pour cela, l'application de cette méthode passe par deux étapes. En premier lieu, il s'agit de déterminer une courbe de fréquentation pour différentes zones d'origine, ce qui suppose de connaître les coûts et les durées de transport. En second lieu, il faut dériver une courbe de demande afin d'estimer la valeur économique nette de la ressource.

La demande de fréquentation est construite à partir de la relation existant entre le taux de fréquentation (Nombre de visites total/nombre de population par 1000) et le coût total du déplacement (le coût du temps plus le coût de déplacement).

Soit $Trips_i$ le nombre total de visites effectuées par les résidents de la zone i pour le site de chasse étudié, TC_i le coût moyen pour se rendre vers la zone, N_i le nombre de population de la zone i . La demande observée de visites est égale à :

$$\frac{Trips_i}{N_i} = B_0 - B_1 TC_i$$

On suppose ensuite qu'il y a une augmentation du coût d'accès vers ce site, suite à une modification de la gestion de la chasse (augmentation des tarifs des bracelets de chasse, création de zone de chasse privée, etc.). Les variations des fréquentations peuvent être interprétées comme une modification de la demande. Si l'on note P^* cette variation du prix, le taux de fréquentation sera :

$$\frac{Trips_i^*}{N_i} = B_0 - B_1 (TC_i + P^*)$$

La valeur totale que l'on peut attribuer au site est la somme totale de la demande agrégée.

$$CS = \int_0^P Trips^*(P^*) dP$$

L'utilisation de l'approche zonale dans les méthodes de coût de déplacement pose cependant plusieurs problèmes du point de vue théorique. En premier lieu, il est difficile de trouver un regroupement efficace pour l'agrégation des coûts de déplacements et des variables liées à la distance (Brown et Nawas, 1973). En effet, le modélisateur est souvent amené à faire un regroupement suivant une distance définie à priori, avec des individus ayant des coûts de déplacement différents. En deuxième lieu, l'approche par zone engendre des problèmes d'autocorrélation importante entre les variables explicatives. En effet, le nombre des variables explicatives est faible et peut ne pas faire apparaître les différences entre les observations, d'où l'intérêt de l'approche individuelle.

II.3. L'approche individuelle

Balkan et Kahn (1988) utilisent un modèle de coût de déplacement individuel relativement simple. Ils construisent une fonction de demande suivant de la somme totale des sorties effectuées par les chasseurs toute destination confondue.

$$Trips_{ij} = \alpha_0 + \alpha_1 C + \sum_{i=1}^n \alpha_i X_i + \sum_{j=1}^m \alpha_j Q_j$$

$Trips_{ij}$ désigne le nombre total de sorties de chasse par chasseur, X_i l'ensemble des variables socio-économiques de l'individu i et Q_j le vecteur lié à la qualité des sites j visités par le chasseur. C qui désigne le coût de déplacement est calculé de la façon suivante :

$$C = \frac{d}{v} \times \left(\frac{1}{3} w \right) + d \times c$$

où d désigne la distance entre le lieu de chasse et le lieu d'habitation et v la vitesse moyenne de roulement du véhicule. Dans cette étude, la valeur choisie pour cette dernière est de 50 miles/heure. w représente le salaire horaire de la personne, c le coût unitaire de déplacement, ici fixé à 2 \$/miles. Le coût inclut donc le coût d'opportunité du temps et les dépenses liées au déplacement.

Offenbach et Goodwin (1994) réalisent une étude appliquant la méthode de coût de déplacement sur des chasseurs en Kansas. La variable expliquée est le nombre de visites, cette fois-ci, concernant uniquement le site de chasse préféré des chasseurs. Leur modèle apporte cependant une inclusion des dépenses autres que le coût de déplacement, c'est-à-dire les dépenses en restauration et en hôtellerie en plus du carburant. Par ailleurs, ils introduisent également le niveau d'équipement des chasseurs et la beauté du site de chasse dans l'équation de la demande. Cette dernière variable montre l'importance des caractéristiques physiques des sites fréquentés. La spécification choisie est un modèle de binomial négatif afin de tenir compte des chasseurs qui font peu de sorties. En effet, ils posent un problème de troncature de l'échantillon car plus ils font de sorties plus la probabilité qu'ils soient interrogés est élevée.

Des travaux plus récents ont apporté des modifications à ce modèle de base. Le modèle qui a été proposé par Gonzalez, *et al.* en 2003 a la forme suivante :

$$\begin{aligned} Trips_{ij} = & C_0 - C_1 TRVMILES_{ij} - C_2 TRVTIME_{ij} + C_3 INC_i + C_4 AGE_i + C_5 BAG_{ij} + C_6 HUNTopen_{ij} \\ & + C_7 HUNTorg_i + C_8 PRIVland_i - C_9 TRIPLENGHT_{ij} + C_{10} PREVseas \end{aligned}$$

$Trips_{ij}$ désigne le nombre de sorties de chasse effectuées par le chasseur i pour le site j . $TRVMILES_{ij}$ est le coût du trajet du chasseur i vers le site j (0,3 \$ par mile), $TRVTIME_{ij}$ le temps du trajet aller-retour de l'agent i vers le site j exprimé en heures. INC_i représente le revenu du ménage du chasseur i et AGE_i l'âge du chasseur i . BAG_{ij} est une variable dichotomique qui prend la valeur de 0 si le chasseur i a attrapé un animal dans le site j . Cette fonction de demande considère également la participation à la première journée de la saison de chasse $HUNTopen_{ij}$ et l'appartenance à une association de chasseurs $HUNTorg_i$. La variable $PREVseas$ représente le fait que le chasseur a déjà chassé dans le site j la saison précédente. $PRIVland_i$ indique si le chasseur chasse dans des terrains privés. La spécification choisie suit une distribution binomiale négative.

L'activité d'observation de la faune sauvage peut également être évaluée avec la méthode de coût de déplacement. Bergstrom *et al.* (1996) l'étudie parmi 12 autres activités en pleine nature. La fonction de demande utilisée par les auteurs s'écrit de la façon suivante :

$$Trips_{ij}^{ke} = f(INC_i, TC_{ij}, SUBST_i, Z_i)$$

$Trips_{ij}^{ke}$ représente le nombre de sorties annuelles de l'individu i pour le site j et qui se trouve dans une écorégion e pour une activité k . INC_i représente le revenu annuel de l'individu i , TC_{ij} le coût de transport par sortie de l'individu i vers le site j , $SUBST_i$ le prix d'un substitut logique d'un site par un autre et Z_i un vecteur des autres caractéristiques sociodémographiques de l'individu i . La prise en compte de la notion d'écorégions apporte des éléments spécifiques sur le choix des sites. La spécification choisie est le modèle de poisson tronquée afin de tenir compte des valeurs nulles. Le surplus du consommateur mesuré pour la vue des animaux est de 18,13 \$ environ.

II.3. L'approche par utilité aléatoire

A la différence des modèles de coût de déplacement individuel, cette approche permet d'introduire la possibilité de substitution du site en question par d'autres, le sujet qui intéresse ici est le choix d'un agent pour un site en particulier et non plus le nombre de sorties pour un site en particulier. Il s'agit d'analyser l'utilité des chasseurs et les valeurs de l'attribut d'un site à travers l'analyse des choix individuels en présence de plusieurs sites de substitut. En effet pour le même niveau de dépenses, l'agent économique peut choisir un autre site que celui qui est considéré, d'où l'intérêt des modèles multi-sites tels que les modèles RANDOM. Ce choix est supposé être dépendant du coût de déplacement, du niveau de la qualité des attributs de plusieurs sites. Parmi ces études, une des plus connues est celle réalisée par Schwabe *et al.* (2001) sur la valeur de la longueur de la saison de la chasse aux chevreuils. Ils utilisent pour cela un modèle mutli-logit tronqué ce qui permet de traiter des variables discrètes ainsi que la similitude entre les observations dont certains attributs ne sont pas observables. Ce type de spécification tient également en compte la possibilité de covariance de séquence entre les choix des personnes enquêtées.

En effet, le chasseur peut par exemple prendre des décisions séquentielles lors du choix de la période de chasse puis choisir le lieu de chasse en fonction de sa première décision. L'utilité de celui-ci dépend alors de la combinaison de ces deux types de choix. Pour formaliser, nous

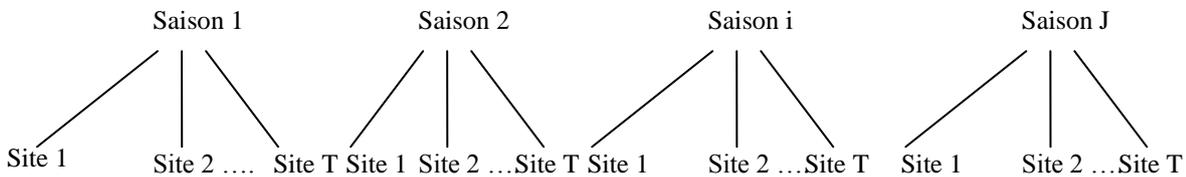
allons reprendre les mêmes notations que ces auteurs. Soit V_{sik} l'utilité indirecte du chasseur k lors de la visite durant une saison i dans le site s , elle est donnée par :

$$V_{sik} = V(Z_{sik}) + \varepsilon_{sik}$$

Z_{sik} est un vecteur des variables déterministes qui regroupent les caractéristiques perçus par le chasseur k lors de la visite du site s pendant la saison i . On considère qu'il influence l'utilité marginale du chasseur, mais celle-ci dépend également de facteurs aléatoires ε_{sik} qui ne sont connus que par le chasseur lui-même. Un chasseur k prend la décision de faire une sortie dans le site s si et seulement si :

$$V(Z_{sik}) + \varepsilon_{sik} \geq V(Z_{tjk}) + \varepsilon_{tjk} \text{ pour tout } i \neq j \text{ et } t \neq s$$

Si les choix du site et de la saison sont considérés séparément, le vecteur Z_{sik} peut être divisé suivant les attributs qui influencent les deux choix. Cependant, la plupart des chasseurs prennent leurs décisions de façon dépendante, mais on ignore en réalité lequel des deux choix se fait en premier. On pose comme hypothèse que c'est le choix de la saison i qui est fait en premier avant celui du site s .



Les caractéristiques du site peuvent influencer à la fois le choix de la saison et celui du site. Sous forme linéaire, la fonction d'utilité indirecte s'écrit :

$$V_{sik} = \beta_a x_{sk} + \beta_b x_{ik} + \beta_c x_{sik} + \varepsilon_{sik}$$

x_{sk} est une série d'attributs influençant l'utilité qui varie d'un site à un autre, x_{ik} le vecteur d'attributs influençant l'utilité qui varie en fonction de la saison ; x_{sik} le vecteur d'attributs influençant l'utilité qui varie à la fois suivant les saisons et les sites et β un vecteur de coefficients associés à chaque attribut. En supposant qu'il y a N_j sites potentiels et N_T saisons, un individu est amené à choisir entre $(N_j \cdot N_T)$ alternatives exclusives pour leur première sortie. La probabilité jointe que l'individu choisisse le site s et la saison i est :

$$P(si) = P(s/i)P(i)$$

Où $P(i)$ est la probabilité marginale de choisir la saison i et $P(s/i)$ est la probabilité conditionnelle de choisir le site s pour une saison i donnée. Si on pose que les termes d'erreur de l'équation sont indépendants et de distribution normale, la probabilité d'apparition de l'évènement joint est écrite de la façon suivante :

$$P(s/i) = \frac{\exp\left[\frac{(\beta_1 x_s + \beta_3 x_{is})}{(1-\sigma_i)}\right]}{\sum_{j \in N_j} \exp\left[\frac{(\beta_1 x_j + \beta_3 x_{ij})}{(1-\sigma_i)}\right]}$$

La probabilité d'apparition de choisir la saison i est écrite de la façon suivante :

$$P(i) = \frac{\exp\left[\beta_2 x_s + (1-\sigma_i) I_i\right]}{\sum_{t \in N_t} \exp\left[\beta_2 x_t + (1-\sigma_t) I_t\right]}$$

Avec $I_i = \ln \sum_{j \in N_j} \exp\left[\frac{(\beta_1 x_j + \beta_3 x_{ij})}{(1-\sigma_i)}\right]$

I_i est la valeur de la saison i qui contient les variables qui vont déterminer le choix de la saison s . $1-\sigma_i$ désigne le degré de substituabilité entre les saisons avec σ_i le coefficient de corrélation entre les saisons.

De façon explicite, la fonction d'utilité indirecte des chasseurs est donnée par :

$$V_{si} = B_1 TC_s + B_2 AREA_s + B_3 PDH_{si} + B_4 BAG_{si} + B_5 DOGarea_s + B_6 LAKE_s + B_7 SHOOTING_s + B_8 LTEMP_i + B_9 LNdays_i + B_{10} GUN_i$$

Par rapport à une approche individuelle, les informations relatives aux caractéristiques socio-économiques du chasseur ne sont plus présentes telles que le revenu, l'âge, l'expérience, l'appartenance à une association de chasseurs. Elles sont remplacées par les caractéristiques physiques des sites et des saisons. Les variables qui varient suivant les sites sont le coût de transport TC_s , la surface des sites de chasse $AREA_s$, la présence ou non de secteur d'épreuves pour les chiens $DOGarea_s$, la présence ou non d'un lac sur le site $LAKE_s$ et la présence de secteur d'essai de tir $SHOOTING_s$.

Les variables qui varient en fonction des saisons sont la température minimale de la saison $LTEMP_i$, le log de la longueur d'une saison $LNdays_i$, la possibilité ou non de tirer le chevreuil avec un fusil GUN_i .

Les variables qui dépendent des saisons et des sites sont le nombre d'animaux chassés sur le site en 1995, qui est la saison de référence PDH_{si} , l'existence ou non de plan de chasse sur un site BAG_{si} .

B_1 représente l'utilité marginale suivant le coût du transport. Le bénéfice provenant d'un changement sur les caractéristiques d'un site ou d'une saison est donné par la variation de compensation suivante :

$$WTP_k = \frac{1}{B_1} \left\{ \ln \sum_{i=1}^{N_J} \left[\sum_{s=1}^{N_T} \exp \left[\frac{V_{si}^0}{1-\sigma_i} \right] \right]^{1-\sigma} - \ln \sum_{i=1}^{N_J} \left[\sum_{s=1}^{N_T} \exp \left[\frac{V_{si}^1}{1-\sigma_i} \right] \right]^{1-\sigma} \right\}$$

V_{si}^0 et V_{si}^1 représentent l'utilité avant et après le changement. Les surplus du consommateur estimés par les auteurs varient entre 2,92 \$ et 3,41 \$ pour une journée de chasse supplémentaire suivant les saisons considérées.

Cette méthode a également été utilisée par Knoche (2006) et Knoche et Lupi (2007) pour estimer la valeur économique du chevreuil au Michigan. Les variables qui sont supposées avoir une influence sur le choix d'un site de chasse sont les caractéristiques des sites. En premier, il s'agit du coût total qui regroupe le coût de transport (0,30 \$/mile) et le coût d'opportunité du temps de trajet qui varie suivant le lieu de résidence de chaque chasseur et les 83 zones de chasse qui sont étudiées. Le deuxième facteur est la durée du trajet qui est calculée en posant une vitesse moyenne de 40 miles/heure et valorisée à 1/3 du coût du salaire horaire. Ensuite, le choix des chasseurs dépend également de la taille de la population de chevreuils dans chaque site, plus elle est élevée plus le site est considéré comme une zone de chasse de qualité. La taille des sites chassables est calculée en fonction des zones définies par les responsables de la gestion de la chasse. Le nombre de population se trouvant dans chaque conté a par contre un effet négatif sur le choix du chasseur car c'est une variable *proxy* de l'urbanisation. Enfin, la localisation des sites est prise en compte par une variable *dummy* selon qu'ils se trouvent au Nord ou au Sud. Ces auteurs ont trouvé ainsi un CAP de 5,22 \$ pour chasser un chevreuil supplémentaire.

III Références bibliographiques

- Balkan, E., Kahn, J. 1988. The Value of Changes in Deer Hunting Quality: A Travel Cost Approach. *Applied Economics*, 20, 533-539.
- Bergstrom, J. C., Bowker, J. M., Cordell, H. K., Bhat, G., English, D. B. K., Teasley, R. J., et al., 1996. Ecoregional estimates of the net economic values of outdoor recreational activities in the United States: Individual mode results. Final Report, Resources Program and Assessment Staff, USDA Forest Service, Washington, D. C. Athens, GA: Outdoor Recreation and Wilderness Assessment Group SE-4901, USDA Forest Service, and Department of Agricultural and Applied Economics, University of Georgia.
- Bonnieux F., Desaignes B., 1998, *Economie et politique de l'environnement*, Edition Dalloz, Paris, 328p.
- Bonnieux, F., Desaignes B., 1998. *Economie et politiques de l'environnement. Précis Sciences économiques*, Dalloz : Paris.
- Brown, W. G., Nawas, F., 1973. Impact of Aggregation on the Estimation of Outdoor Recreation Demand Functions", *American Journal of Agricultural Economics*, 55 (2), 246-9.
- Cesario. F. J., 1976. Value of Time in Recreation Benefit Studies, *Land Economics*, 52, 32-41.
- Chevas, J.P., J Stoll, C. Sellar, 1989. On the commodity time value of travel time in recreational activities, *Applied Economics* 21, 711-722.
- Ciracy-Wantrup, S.V., 1962. *Resource Conservation: Economics and Policies*. University of California, Berkeley.
- Creel M. D. et Loomis J. B., 1992. Modeling Hunting Demand in the Presence of a Bag Limit, with Tests of Alternative Specifications, *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, 99-113.
- Dachary-Bernard, J., 2004. *Approche multi-attributs pour une évaluation économique du paysage*. Thèse de doctorat Sciences Economiques. Université Montesquieu - Bordeaux IV.
- Desaignes, B. and P. Point (1993), *Economie du patrimoine naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*. Economica.
- Goodwin, B.K., Offenbach, L., Cable, T., Cook P., Discrete/Continuous Contingent Valuation of Private Hunting Access in Kansas, *Journal of Environmental Management*, 39 (1), 1-12.
- Hanemann, W.M., 1984. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. *Am. J. Agric. Econ.*, 66: 332-341.
- Hanley, N.D., Spash, 1993. *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar, Hants.

- Hotelling, H., 1949. An Economic Study of the Monetary Valuation of Recreation in the National Parks. Washington, DC.
- Knoche S.D., Lupi F., 2007. Valuing deer hunting ecosystem services from farm landscapes, *Ecological Economics*, 64 (2), pp 313-320.
- Knoche, S.D., Travel cost models of deer hunting in michigan. Thesis in Masters of science, Michigan State University.
- Loomis, J., 1994. Four models for determining environmental quality effects on recreational demand and regional economics. *Ecological economics*, 12 (1), 55-65.
- Offenbach, L.; Goodwin B.K., 1994. A Travel-Cost Analysis of the Demand for Hunting Trips in Kansas *Review of Agricultural Economics*, 16 (1), 55-61.
- Schwabe, K., Schuhmann, P., Boyd, R., and Doroodian, Khosrow. (2001). The Value of Changes in Deer Season Length: An Application of the Nested Multinomial Logit Model. *Environmental and Natural Resource Economics*. 19: 131-147

Annexe 2: Liste de l'ensemble des variables contenues dans la base de données de l'USDA

Toutes les variables présentes dans la base de données de l'USDA sont listées ici.

I. CARACTERISTIQUES GENERAUX DE L'ETUDE

| CODE | ABBREVIATION | DESCRIPTION |
|-------|------------------|---|
| V000 | STUDYID | Numéro identification de l'étude |
| V001 | ORIGDATA | 1,0; 1= c'est une étude primaire |
| V002 | AUTHOR(s) | Noms des auteurs |
| V003 | STUDY TITLE | Titre de l'étude |
| V004 | SOURCE/VOL/PAGES | Source, volume, pages |
| V005 | PUBDATE | Année de publication |
| V005A | DATEANAL | Année de l'étude |
| V006 | PUBLISHER | Editeur |
| V007 | DOCUMENT TYPE | Type de document : 1= journal, 2= ouvrage, 3= Acte de conférence, 4= rapport, 5= thèse ou mémoire, 6= document de travail |
| V008 | CTRY NAME | Pays : USA, CANADA |

II. MESURE DU BENEFICE

| | | |
|---------|---------------|---|
| V009 | BENMEAS | Bénéfice mesuré : 1= CAP ; 0 = CAR |
| V010 | MEAN/MED | Type de valeurs, 1= moyenne, 2 = médiane |
| V010aa | IF 10a is MED | |
| V010a | MEAN/MED VAL | Valeur de la moyenne ou de la médiane |
| V011 | DOLVALUE | Valeur convertie par personne par jour en dollars en 2004 |
| V011org | ORIVVAL | Valeur d'origine rapportée dans le rapport qui peut être par voyage et par groupe |
| V012 | YEARVAL | Année de collecte des données pouvant être une période (ex : 1994-1997) |
| V012a | YEARVALUSED | Année de référence de la valeur (ex : 1997) |
| V013 | ORIGVALUNITS | Unité de valeur d'origine 1= jour, 2 = sortie, 3 = année, 4 = saison |
| V013a | AVGTRIP | Nombre moyen de sortie en jours |
| V013aa | REPESTASK | |
| V013b | ORIGNUM | Nombre de personnes incluses dans un groupe |
| V014 | STD ER | Ecart type autour de la moyenne ou de la médiane en dollars |
| V015 | CIS | Intervalle de confiance;1,0; 1 = rapporté dans le rapport |
| V016 | NATIONAL | Etude nationale; 1,0; 1= nationale |
| V017 | MULTI-STATE | Plusieurs états; 1,0; 1= oui |
| V018 | STATE | Un état; 1,0; 1= oui |
| V019 | ST NAMES | Nom de l'Etat |

| | | |
|---------|-------------------------------|--|
| V019b | REGION | Catégorie de régions aux USA 1 à 10 (11 pour toutes les régions) |
| V019cc | Region for Tables | 1 = Nord Est (Zone de forêts R9), 2=SE (R8), 3= Entre montagne (R1, R2, R3, R4), 4=Côte Pacifique (R5, R6) 5=Alaska (R10), 6=Plusieurs zones d'étude (R11) |
| V019ccc | Region description for tables | 1 = Nord Est (Zone de forêts R9), 2=SE (R8), 3= Entre montagne (R1, R2, R3, R4), 4=Côte Pacifique (R5, R6) 5=Alaska (R10), 6=Plusieurs zones d'étude (R11) |
| V19b1 | CENSUSREG | Catégorie de régions aux USA 1 à 5 (6 pour toutes les régions) |
| V020 | ESTSELEC | Recommandation de l'auteur ; 1,0; 1= oui |
| V021 | AVGSITIME | Durée moyenne d'une sortie en heure (conversion des jours en 12 heures) |
| V022 | GROUPSIZE | Nombre moyen de personnes incluses dans un groupe |
| V023 | TOTSITEVIS | Nombre total de sorties dans la zone par année |
| V023a | TOTSITDES | Description du nombre de visites |
| V024 | SEASLNGTH | Longueur de la saison convertie en jours (saison de chasse) |
| V025 | ALL/NO-SQ | Valeur dans les conditions existantes; 1,0; 1 = oui; 0 =non |
| V026 | CHGVAL | Valeur pour un changement de qualité; 1,0; 1= oui; 0= non |
| V026b | DOLVALCHG | Valeur du changement en dollars |
| V027 | CHGDESCRIP | Description textuelle du changement |
| V028 | CHGSIZE | % de changement, changement absolue |
| V029 | STDYSPONSOR | Financement de l'étude, 0= industrie, 1= université, 2= Gouvernement, 3= environnement/conservation, 4 = multiple, 5= autres |
| V030 | NUMSVYSRET | Nombre de questionnaires retournés |
| V030a | NUMUSE | Nombre de questionnaires utilisables |
| V031 | RESPRATE | Taux de réponse |
| V0331a | RESUSE | Taux de réponse utilisable |
| V032 | MAILSVY | Enquête par email ; 1,0; 1= oui; 0= non |
| V033 | PHONESVY | Enquête par téléphone ; 1,0; 1= oui; 0= non |
| V034 | INPERSON | Enquête directe ; 1,0; 1= oui; 0= non |
| V035 | SAMPFRAME | Sélection de l'échantillon 1= sur site; 2= liste des usagers; 3 = liste générale de recensement de la population, 4= autres |
| V036 | VALMETHOD | Méthode d'évaluation 1= Evaluation contingente; 0= Coût de déplacement; 2= les deux |
| V037 | GEOGAREA | Distance moyenne de provenance des visiteurs (en miles) |

III. DETAILS SUR L'APPLICATON DE LA METHODE D'EVALUATION CONTINGENTE

| | | |
|------|------------|---|
| V038 | PAYVEHICLE | Support de paiement 1= coût de déplacement; 2= frais d'entrée; 3= passe annuel; 4= autres |
| V039 | OECVM | Question fermée; 1,0; 1= oui |
| V040 | ITBID | Utilisation d'enchère répétitive; 1,0; 1= oui |
| V041 | CONJOINT | Conjointe; 1,0; 1= oui |
| V042 | ST&RP | Méthode mixte ; 1,0; 1= combinaison de méthode de révélation des préférences et constat des préférences |
| V043 | PAYCARD | Utilisation de la carte de paiement; 1,0; 1= oui |

| | | |
|------|------------|---|
| V044 | MIDPTS | 1 = midpoint; 2= montant encerclé (sur la carte de paiement) |
| V045 | PCCAMHUPLF | Fonction de vraisemblance de Cameron- Huppert (sur la carte de paiement) |
| V046 | DCCVM | Choix dichotomique ou referendum ; 1,0; 1= oui |
| V047 | SB | Nombre d'offres pour le choix dichotomique; 1= simple; 2= double ou multiple |
| V048 | DCSTAT | Type de spécification pour la variable dichotomique ; 1= Logit; 2= Probit; 3= non paramétrique, 4 = semi non paramétrique |
| V049 | CVWTPEQ | Question ouverte CVM : équation estimée ; 1,0; 1= oui; 0= pas d'équation |
| V050 | CVEQTYPE | Type de spécification pour question ouverte; 1= MCO, 2= MCO Semi paramétrique (SLS) 3= Tobit; 4 = autres |
| V051 | HNNEGMEAN | Valeurs négatives 1 = autorisée; 2= non autorisée |
| V052 | CVUPTRUNC | Limite maximale ; 1,0; 1= oui; 0= pas de limites |
| V053 | CVOUTLIE | Valeurs extrêmes; 1,0; 1= suppression ou ajustement ; 0= non simple |
| V054 | PROTESTR | Réponses non valides; 1,0; 1= supprimées ; 0=toutes les observations sont utilisées |

IV. DETAILS SUR L'APPLICATION DE LA METHODE DE COUT DE DEPLACEMENT

| | | |
|-------|--------------|--|
| V055 | TCMTYPE | Type, 1= Zonal, 2= individuel, 3 = RUM/MNL |
| V056 | TCMEQTYPE | Type de spécification 1=MCO ; 2=2Semiparametric MCO (SLS) or SUR; 3=TOBIT; 4=Count data (POISSON, Neg Binomial); 5=Autres (tel que MNL, NMNL, quand TCMTYPE=3, |
| V057 | TRUNCADJ | Ajustement de la troncature; 1,0; 1= oui |
| V058 | ENDOGSTRT | Correction de la stratification endogène 1,0; 1= oui |
| V059 | TRAVTIMEVAR | Temps de trajet donné comme variable séparée 1,0; 1= oui |
| V060 | OPCOSTIME | Taux de rémunération salariale du temps (%) |
| V060a | OPCTIN | Si V060 a une valeur ; 1,0; 1= oui |
| V061 | COSTMILE | Coût de trajet \$/miles parcouru |
| V061a | COSTKM | Coût de trajet \$/km parcouru |
| V062 | SUBS | Présence de sites de substitution dans l'équation ; 1,0; 1= oui |
| V063 | SITEQUAL | Qualité ou facilité du site indiqué par l'auteur ; 1,0; 1= oui |
| V064 | HEDTCM | TCM hédonique ; 1,0; 1= oui |
| V065 | LHSFUNCFRM | Variable dépendante =1 linéaire ; 2=Log, Pois, Négative Binomial; 3=autres |
| V066 | RHSFUNCFRM | Variables explicatives 1=Linéaire 2=Log 3=Autres |
| V067 | EXPENDAT | Données sur les dépenses rapportées dans l'étude (ex : hôtel, restauration, équipement, etc.) ; 1,0; 1= oui |
| V068 | TCMWTPTTRUNC | Intégration de la limite supérieure pour la troncature pour un niveau de TC maximale |
| V069 | TCMOUTLIE | Si les valeurs extrêmes sur les sorties ont été supprimées ; 1,0; 1= oui |

V. LOCALISATION DE L'ETUDE

| | | |
|---------|----------------|--|
| V070A | GENDES | Description générale de la zone d'étude |
| V070 | COUNTY | Comté ; 1,0; 1= oui |
| V071 | CTY NAME | Nom du comté |
| V072 | SITE NAME | Nom du site |
| V073 | LAKE/RESERVOIR | Lac ou réservoir ; 1,0; 1= oui |
| V074 | LAKE NAME | Nom du lac |
| V075 | ESTBAY | Estuaire ; 1,0; 1= oui |
| V076 | OCEAN | Océan 1= Atlantique; 2= Pacifique; 3= Golfe de Mexique |
| V077 | RIVER | Rivière ; 1,0; 1= oui |
| V078 | RIVNAME | Nom de la rivière |
| V079 | GREAT LAKES | Grand lac ; 1,0; 1= oui |
| V080 | AREASIZE | Surface de la zone de récréation en acres |
| V081 | NAT FOREST | Forêt naturelle ; 1,0; 1= oui |
| V082 | NFNAME | Nom de la forêt naturelle |
| V083 | NATPARK | Parc naturel ; 1,0; 1= oui |
| V084 | N.P.NAME | Nom du parc naturel |
| V084bbb | NP,NF,Other | Si parc naturel, forêt nationale, ou autres ; 1,0; 1= oui |
| V085 | NRAREA | Zone de récréation nationale ; 1,0; 1= oui |
| V086 | NRANAME | Nom de la zone de récréation |
| V087 | W/L AREA | Zone de refuge pour la faune sauvage ou de gestion de la chasse ; 1,0; 1= oui |
| V088 | W/L AREA NAME | Nom du refuge ou de gestion de la chasse |
| V089 | WILDERNESS | Région désertique ; 1,0; 1= oui |
| V090 | WILDNAME | Nom de la région désertique |
| V091 | STPARKFOR | Forêt publique appartenant à l'Etat ; 1,0; 1= oui |
| V092 | STPKNAME | Nom de la forêt publique |
| V093 | PUBLIC | Forêt publique appartenant à l'Etat fédéral, la comté, ville ; 1,0; 1= oui |
| V094 | PRIVATE | Forêt privée 1,0; 1= oui |
| V095 | W/L SPECIES | Espèces de faune sauvage : 1= Grand gibier ; 2 = petit gibier, 3= oiseaux sauvages; 4=T&E ; 5=Oiseaux chanteurs ; 6=Rapaces, faucons, aigles etc. 7=poissons 8=Faune sauvage en général |
| V095a | W/L SPECIES 2 | Espèces citées dans V095 |
| V095b | W/L SPECIES 3 | Espèces citées dans V095 |
| V095c | W/L SPECIES 4 | Espèces citées dans V095 |
| V096 | FOREST | Site de récréation dans une forêt ; 1,0; 1= oui |
| V097 | ENV TYPE | Environnement 1= zone humide; 2= ripicole; 3 = Autres |
| V098 | WATERQUAL | Si la qualité de l'eau est valorisée dans l'étude ; 1,0; 1= oui |
| V099 | AIRQUAL | Si la qualité de l'air est valorisée dans l'étude ; 1,0; 1= oui |
| V100 | DEVELOP | Présence d'aménagement touristiques (tables, aire de camping, de pratique de bateau,,) |
| V101 | DISPERSED | Dispersion de l'aire de récréation, pas d'aménagement ; 1,0; 1= oui (ex : chasse) |
| V102 | ROSCCLASS | Type de routes 1= primaire; 2= SPNM; 3= SPM; 4= route nationale, 5= route rurale, 6= urbaine, 7= varié |

| | | |
|-------|------------|---|
| V103 | ACT TYPE 1 | Type d'activités 1= camping; 2 = pique-nique;3= natation; 4= vue des animaux; 5= conduite sur route secondaire; 6= Pratique de bateaux motorisés; 7 = Pratique de bateau flottant; 8 = escalade; 9 = bicyclette en montagne; 10= ski en pente11=ski en parcours national; 12= Ski en moto; 13= Jeux en neige; 14= chasse ; 15= pêche; 16= vue de la faune sauvage ; 17= équitation; 18= sortie en pleine nature; 19= Escalade en montagne; 20= récréation générale; 21= Autres récréations; 22= Promenade en désert; 23= Ski nautique; 24= plaisir de conduire; 25= Visite d'un arboretum; 26 = aller à la plage; 27= activités de relaxation en plein air; 28= visite d'un aquarium; 29= plongée sous marine; 30= surf en mer; 31 = vue des animaux; 32= plongée;33=randonnée; 34= visite d'un centre d'éducation environnementale |
| V104 | ACT TYPE 2 | Une des activités citées dans ACTTYPE 1 |
| V105 | ACT TYPE 3 | Une des activités citées dans ACTTYPE 1 |
| V106 | ACT TYPE 4 | Une des activités citées dans ACTTYPE 1 |
| V107 | NUMACT | Nombre d'activités offertes par le site |
| V108 | AVGINC | Revenu moyen des visiteurs |
| V108a | AVGINC96 | Revenu moyen des visiteurs en dollars en 1996 |
| V109 | AVGED | Niveau moyen d'éducation des visiteurs |
| V110 | AVGAGE | Age moyen |
| V111 | AVGSEX | Pourcentage de femmes enquêtées |
| V112 | RESIDENTS | Résidents 1,0; 1= oui |
| V113 | USEEXP | Expérience 1,0; 1= oui |
| V114 | SUCESRATE | Succès de chasse en pourcentage |
| V115 | BAG | Nombre d'animaux autorisés dans le plan de chasse |
| V116 | HOUR | Plan de chasse rapporté par heure 1,0; 1= oui |
| V117 | DAY | Plan de chasse rapporté par jour 1,0; 1= oui |
| V118 | TRIP | Plan de chasse rapporté par voyage 1,0; 1= oui |
| V118a | YEAR | Plan de chasse rapporté par année 1,0; 1= oui |
| V119 | HIQUAL | Qualité du site (ex : espèces rares, très connues, spécifiques à la région) 1,0; 1= oui |
| V120 | DATAYEAR | Année de collecte des données |
| V121 | SAMPSIZE | Nombre de questionnaires utilisés dans l'étude |
| V122 | NUMTCZONES | Nombre de zones ou sites les TCM zonal |
| V123 | MULTSITE | Mutlisite 1,0; 1= oui |
| V124 | NUMSITES | Nombre de sites modélisés dans les modèles RUM |
| V125 | CHOICEOC | Fréquences des occasions |
| | COMMENTS | Commentaires ou détails supplémentaires |

Annexe 3 : Liste des références bibliographiques utilisées dans la méta-analyse sur la chasse au grand gibier

n = nombres d'estimations, Min et Max correspondent aux valeurs minimales et maximales de surplus du consommateur mesurées par jour en \$ US en 2004, TCM = méthode de coût de déplacement, CVM = méthode d'évaluation contingente.

| Auteurs | Date | Titres | Sources bibliographiques | Méthode | n | Min | Max |
|--|------|---|--|---------|----|--------|--------|
| Adamowicz, Wiktor, Sarah Jennings, and Alison | 1990 | A Sequential Choice Model of Recreation Behavior | Western Journal of Agri. Economics V.15(1) pp.1-99 | TCM | 1 | 24,07 | 24,07 |
| Balkan, Erol and James R. Kahn | 1988 | The Value of changes in Deer Hunting Quality: a Travel Cost Approach | Applied Economics, v.20, pp.533-539 | TCM | 1 | 106,30 | 106,30 |
| Bergstrom, John C.; H. Ken Cordell | 1991 | An Analysis of the Demand for and Value of Outdoor Recreation in the United States | Journal of Leisure Research, Vol. 23(1) pp 67-86 | TCM | 1 | 12,07 | 12,07 |
| Bergstrom, <i>et al.</i> | 1996 | Ecoregional Estimates of the Net Economic Values of Outdoor Recreational Activities in the United States: Individual Model Results | USDA, Forest Service P68 | TCM | 5 | 4,31 | 43,52 |
| Bishop, Richard; Thomas Heberlein; Michael Welsh; Robert Baumgartner | 1984 | Does contingent valuation work? Results of the Sandhill experiment. | Joint meetings of the AERA and AAEA | CVM | 1 | 32,00 | 32,00 |
| Boyle, Kevin J., Brian Roach, and David G. Waddington | 1996 | 1996 Net Economic Values for Bass, Trout and Walleye Fishing, Deer, Elk and Moose Hunting, and Wildlife Watching: Addendum to the 1996 National Survey of Fishing, Hunting and Wildlife-Associated Recreation | U.S. Fish and Wildlife Service Report 96-2, 36 pages | CVM | 18 | 5,00 | 69,00 |
| Boyle, Kevin J.; Marcia L. Phillips, Stephen D. Reiling, Lawrence K. Demirelli | 1988 | Economic values & Economic Impacts Associated with Consumptive Uses of Maine's Fish & Wildlife Resources | University of Maine, pp 41 | CVM | 1 | 74,00 | 74,00 |
| Boyle, Kevin J.; Stephen D. Reiling; Marcia L. Philips | 1990 | Species Substitution and Question Sequencing in Contingent Valuation Surveys Evaluating the Hunting of Several Types of Wildlife | Leisure Science, Vol. 12, pp. 103-118 | CVM | 1 | 7,90 | 7,90 |
| Boyle, Kevin; Stephen Reiling; Mario Teisel; Marcia Phillips | 1990 | A study of the impact of game and nongame species on Maine's economy. | | CVM | 3 | 37,47 | 68,45 |
| Brooks, R. | 1988 | The net economic value of deer hunting in Montana | | TCM | 2 | 19,30 | 54,55 |

| Auteurs | Date | Titres | Sources bibliographiques | Méthode | n | Min | Max |
|--|------|--|---|---------|--------|-------|-------|
| Brown, Gardner; Michael Hay | 1987 | Net economic recreation values for deer and waterfowl hunting and trout fishing. | Working Paper No. 23 | CVM | 4 9 | 13,00 | 28,00 |
| Capel, R.E; R.K. Pandey | 1972 | Estimation of benefits from deer and moose hunting in Manitoba. | Canadian Journal of Ag Econ, ,p7-16 | TCM | 2 | 7,04 | 9,31 |
| Cory, D.C.; W.E.Martin | 1985 | Valuing wildlife for efficient multiple use: elk vs. cattle. | Western Journal of Ag Econ | CVM | 1 | 8,04 | 8,04 |
| Creel, Michael D. and John B. Loomis | 1990 | Theoretical and Empirical Advantages of Truncated Count Data Estimators for Analysis of Deer Hunting in California | American Journal of Agricultural Economics; 72(2), pp 434-441 | TCM | 1 | 70,07 | 70,07 |
| Donnelly, Dennis; Louis Nelson | 1983 | Net economic value of deer hunting in Idaho | Resource Bulletin RM-13 | TCM | 2 | 23,39 | 26,86 |
| Donnelly, Dennis; Louis Nelson | 1983 | Net economic value of deer hunting in Idaho | Resource Bulletin RM-13 | CVM | 1 | 19,18 | 19,18 |
| Duffield, John & Chris Neher | 1990 | A Contingent Valuation Assessment of Montana Deer Hunting: Attitudes and Economic Benefits | Montana Dept. of Fish, Wildlife & Parks | CVM | 1 | 61,40 | 61,40 |
| Duffield, John; | 1988 | The net economic value of elk hunting in Montana. | | TCM | 2 | 34,81 | 68,77 |
| Feltus, D.G; E.E. Langenau | 1984 | Optimization of firearm deer hunting and timber values in northern lower Michigan. | Wildlife Society Bulletin, v.12, p612 | TCM | 1 | 2,84 | 2,84 |
| Fisher, Warren | 1982 | Travel cost and contingent value estimates explored. | Eastern Economic Assoc Meeting | TCM | 1 | 80,00 | 80,00 |
| Garrett, J.; G.Pon; D. Arosteguy | 1970 | Economics of big game resource use in Nevada. | | TCM | 1 | 5,76 | 5,76 |
| Hansen, Chris | 1977 | A report on the value of wildlife. | Miscellaneous Pub No.1365 | CVM | 1 5 | 2,95 | 45,84 |
| Loomis, John and Joseph Cooper | 1988 | The Economic Value of Antelope Hunting in Montana | Montana Dept. of Fish, Wildlife, and Parks pp.1-28 | TCM | 1 | 62,00 | 62,00 |
| Loomis, John, Douglas Updike & William Unkel | 1989 | Consumption and Non-consumption Values of a Game Animal: The Case of California Deer | Trans. 54th N.A. Wildlife & Natural Resources Convention pp640-650. | CVM | 1 | 69,00 | 69,00 |
| Loomis, John; | 1982 | Use of travel cost models for evaluation lottery rationed recreation: application to big game hunting. | Journal of Leisure Research,v.14.2,p.117-124 | TCM | 1 | 20,77 | 20,77 |
| Loomis, John; Dennis Donnelly; Cindy Sorg; Lloyd Oldenburg | 1985 | Net economic value of hunting unique species in Idaho; bighorn sheep, mountain goat, moose and antelope | GTR RM-10 | TCM | 8 | 10,24 | 90,00 |

| Auteurs | Date | Titres | Sources bibliographiques | Méthode | n | Min | Max |
|---|------|--|---|---------|--------|-------|-------|
| Loomis, John; Joseph Cooper, Stewart Allen | 1988 | The Montana Elk Hunting Experience: A Contingent Valuation Assessment of Economic Benefits to Hunters | DFWP, P47 | CVM | 2 | 14,24 | 39,90 |
| Loomis, John; Michael Creel; Joseph Cooper | 1989 | Economic benefits of deer in California: hunting and viewing values. | | TCM | 1 | 13,18 | 13,18 |
| Loomis, John; Michael Creel; Joseph Cooper | 1989 | Economic benefits of deer in California: hunting and viewing values. | | CVM | 1 | 36,96 | 36,96 |
| Martin, William; Russell Gum; Arthur Smith | 1974 | The demand for and value of hunting, fishing and general rural outdoor recreation in Arizona. | | TCM | 2 | 3,21 | 3,49 |
| McCollum, D.W.; R.C. Bishop; M.P. Welsh | 1988 | A probabilistic travel cost model. | | TCM | 5 | 35,11 | 69,70 |
| McCollum, Daniel W., George L. Peterson, J. Ross Arnold, Donald C. Markstrom, Daniel M. Hellerstein | 1990 | The Net Economic value of Recreation on the National Forests: Twelve Types of Primary Activity Trips Across Nine Forest Service Regions. | USDA, Forest Service, RMFRES, Research Paper RM: 89 | TCM | 5 | 4,18 | 7,56 |
| McCollum, Daniel W., SuzAnne M. Miller | 1994 | Alaska Voters, Alaska Hunters and Alaska Non-resident Hunters: Their Wildlife Related Trip Characteristics and Economics | Alaska Depart. of Fish and Game | CVM | 3 | 41,88 | 49,35 |
| Miller, John; Michael Hay | 1984 | Estimating substitute values for fishing and hunting. | Transactions of the NA Wildlife and Natural Resources Conference, v49, p345-355 | TCM | 1 | 35,00 | 35,00 |
| Park, Timothy; John Loomis; Michael Creel | 1991 | Confidence intervals for evaluating benefits estimates from dichotomous choice contingent valuation studies. | Land Economics, v.67.1, p64-73 | CVM | 1 | 29,73 | 29,73 |
| Sorg, Cindy; Louis Nelson | 1986 | Net economic value of elk hunting in Idaho. | | TCM | 2 | 22,24 | 35,15 |
| Sorg, Cindy; Louis Nelson | 1986 | Net economic value of elk hunting in iaho. | | CVM | 1 | 22,57 | 22,57 |
| Waddington, David G., Kevin J. Boyle and Joseph Cooper | 1991 | 1991 Net Economics Values for Bass and Trout Fishing, Deer Hunting, and Wildlife Watching. | Division of Federal Aid, US Fish and Wildlife Service. 39p | CVM | 4 8 | 22,00 | 95,00 |
| Wilman, Elizabeth | 1984 | Benefits to deer hunters from forest management practices which provide deer habitat. | Transactions of the NA Wildlife and Natural Resources Conference, 49, p334-344 | TCM | 1 | 33,69 | 33,69 |

| Auteurs | Date | Titres | Sources bibliographiques | Méthode | n | Min | Max |
|---|------|---|--|---------|--------|-------------|-------------|
| Boyle, Kevin J., Brian Roach, and David G. Waddington | 1999 | 1997 Net Economic Values for Bass, Trout and Walleye Fishing, Deer, Elk and Moose Hunting, and Wildlife Watching: Addendum to the 1996 National Survey of Fishing, Hunting and Wildlife-Associated Recreation | U.S. Fish and Wildlife Service Report 96-2, 36 pages | CVM | 3 | 10,8 | 25,2 |
| Brown, Gardner; Michael Hay | 1988 | Net economic recreation values for deer and waterfowl hunting and trout fishing. | Working Paper No. 24 | CVM | 3 | 25,2 133 | 28,5 751 |
| Boyle, Kevin J., Brian Roach, and David G. Waddington | 1999 | 1997 Net Economic Values for Bass, Trout and Walleye Fishing, Deer, Elk and Moose Hunting, and Wildlife Watching: Addendum to the 1996 National Survey of Fishing, Hunting and Wildlife-Associated Recreation | U.S. Fish and Wildlife Service Report 96-2, 36 pages | CVM | 2 | 34,8 | 73,2 |
| Kurt A, Schwabe et al | 2002 | The value of changes in deer season length : an application od the nested multinomial logit model | Environmental and Resource Economics, 19: 131-147. | TCM | 1 | 4,02 | 4,02 |
| Knoche S, Lupi F, | 2008 | Valuing deer hunting ecosystem services from farm landscape | Ecological Economics, | TCM | 6 | 1,73 | 4,01 |
| Loomis J, | 1995 | Four models for determining environmental quality effects on recreational demand and regional economics | Ecological Economics, 12, 55-66 | TCM | 1 | 131, 6 | 131, 6 |
| Hussain A, Zhang D,, Armstrong J, | 2005 | Willingness to pay for hunting leases in Alabama | Southern Journal of Applied forestry, vol 28, n°2 | CVM | 1 | 1,34 | 1,34 |
| Aiken, Richard., La rouché Genevieve Pullis | 2004 | Net economic values for wildlife related recreation in 2001 (report 2001-3) | Division of Federal Aid, US Fish and Wildlife Service. 39p | CVM | 3 8 | 30,0 4 | 118, 01 |

Annexe 4 : Liste de références bibliographiques utilisées dans le méta-modèle sur l'observation de la faune sauvage

n = nombres d'estimations, Min et Max correspondent aux valeurs minimales et maximales de surplus du consommateur mesurées par jour en \$ US en 2004, TCM = méthode de coût de déplacement, CVM = méthode d'évaluation contingente.

| Auteurs | Date | Titres | Sources bibliographiques | Méthode | n | Min | Max |
|--|------|---|--|---------|----|--------|--------|
| Adamowicz, Wiktor, Sarah Jennings, and Alison | 1990 | A Sequential Choice Model of Recreation Behavior | Western Journal of Agri. Economics V.15(1) pp.1-99 | TCM | 1 | 24,07 | 24,07 |
| Balkan, Erol and James R. Kahn | 1988 | The Value of changes in Deer Hunting Quality: a Travel Cost Approach | Applied Economics, v.20, pp.533-539 | TCM | 1 | 106,30 | 106,30 |
| Bergstrom, John C.; H. Ken Cordell | 1991 | An Analysis of the Demand for and Value of Outdoor Recreation in the United States | Journal of Leisure Research, Vol. 23(1) pp 67-86 | TCM | 1 | 12,07 | 12,07 |
| Bergstrom, et al. | 1996 | Ecoregional Estimates of the Net Economic Values of Outdoor Recreational Activities in the United States: Individual Model Results | USDA, Forest Service P68 | TCM | 5 | 4,31 | 43,52 |
| Bishop, Richard; Thomas Heberlein; Michael Welsh; Robert Baumgartner | 1984 | Does contingent valuation work? Results of the Sandhill experiment. | Joint meetings of the AERA and AAEA | CVM | 1 | 32,00 | 32,00 |
| Boyle, Kevin J., Brian Roach, and David G. Waddington | 1996 | 1996 Net Economic Values for Bass, Trout and Walleye Fishing, Deer, Elk and Moose Hunting, and Wildlife Watching: Addendum to the 1996 National Survey of Fishing, Hunting and Wildlife-Associated Recreation | U.S. Fish and Wildlife Service Report 96-2, 36 pages | CVM | 18 | 5,00 | 69,00 |
| Boyle, Kevin J.; Marcia L. Phillips, Stephen D. Reiling, Lawrence K. Demirelli | 1988 | Economic values & Economic Impacts Associated with Consumptive Uses of Maine's Fish & Wildlife Resources | University of Maine, pp 41 | CVM | 1 | 74,00 | 74,00 |
| Boyle, Kevin J.; Stephen D. Reiling; Marcia L. Phillips | 1990 | Species Substitution and Question Sequencing in Contingent Valuation Surveys Evaluating the Hunting of Several Types of Wildlife | Leisure Science, Vol. 12, pp. 103-118 | CVM | 1 | 7,90 | 7,90 |
| Boyle, K.; Stephen Reiling; Mario Teisel; M. Phillips | 1990 | A study of the impact of game and nongame species on Maine's economy. | | CVM | 3 | 37,47 | 68,45 |

| Auteurs | Date | Titres | Sources bibliographiques | Méthode | n | Min | Max |
|--|------|--|---|---------|----|-------|-------|
| Brooks, R. | 1988 | The net economic value of deer hunting in Montana. | | TCM | 2 | 19,30 | 54,55 |
| Brown, Gardner; Michael Hay | 1987 | Net economic recreation values for deer and waterfowl hunting and trout fishing. | Working Paper No. 23 | CVM | 49 | 13,00 | 28,00 |
| Capel, R.E; R.K. Pandey | 1972 | Estimation of benefits from deer and moose hunting in Manitoba. | Canadian Journal of Ag Econ, v.?,p7-16 | TCM | 2 | 7,04 | 9,31 |
| Cory, D.C.; W.E.Martin | 1985 | Valuing wildlife for efficient multiple use: elk vs. cattle. | Western Journal of Ag Econ | CVM | 1 | 8,04 | 8,04 |
| Creel, Michael D. and John B. Loomis | 1990 | Theoretical and Empirical Advantages of Truncated Count Data Estimators for Analysis of Deer Hunting in California | American Journal of Agricultural Economics; 72(2), pp 434-441 | TCM | 1 | 70,07 | 70,07 |
| Donnelly, Dennis; Louis Nelson | 1983 | Net economic value of deer hunting in Idaho | Resource Bulletin RM-13 | TCM | 2 | 23,39 | 26,86 |
| Donnelly, Dennis; Louis Nelson | 1983 | Net economic value of deer hunting in Idaho | Resource Bulletin RM-13 | CVM | 1 | 19,18 | 19,18 |
| Duffield, John & Chris Neher | 1990 | A Contingent Valuation Assessment of Montana Deer Hunting: Attitudes and Economic Benefits | Montana Dept. of Fish, Wildlife & Parks | CVM | 1 | 61,40 | 61,40 |
| Duffield, John; | 1988 | The net economic value of elk hunting in Montana. | | TCM | 2 | 34,81 | 68,77 |
| Feltus, D.G; E.E. Langenau | 1984 | Optimization of firearm deer hunting and timber values in northern lower Michigan. | Wildlife Society Bulletin, v.12, p612 | TCM | 1 | 2,84 | 2,84 |
| Fisher, Warren | 1982 | Travel cost and contingent value estimates explored. | Eastern Economic Assoc Meeting | TCM | 1 | 80,00 | 80,00 |
| Garrett, J.; G.Pon; D. Arosteguy | 1970 | Economics of big game resource use in Nevada. | | TCM | 1 | 5,76 | 5,76 |
| Hansen, Chris | 1977 | A report on the value of wildlife. | Miscellaneous Pub No.1365 | CVM | 15 | 2,95 | 45,84 |
| Loomis, John and Joseph Cooper | 1988 | The Economic Value of Antelope Hunting in Montana | Montana Dept. of Fish, Wildlife, and Parks pp.1-28 | TCM | 1 | 62,00 | 62,00 |
| Loomis, John, Douglas Updike & William Unkel | 1989 | Consumption and Nonconsumption Values of a Game Animal: The Case of California Deer | Trans. 54th N.A. Wildlife & Natural Resources Convention pp640-650. | CVM | 1 | 69,00 | 69,00 |
| Loomis, John; | 1982 | Use of travel cost models for evaluation lottery rationed recreation: application to big game hunting. | Journal of Leisure Research, v.14.2, p.117-124 | TCM | 1 | 20,77 | 20,77 |

| Auteurs | Date | Titres | Sources bibliographiques | Méthode | n | Min | Max |
|---|------|--|---|---------|---|-------|-------|
| Loomis, John; dennis Donnelly; Cindy Sorg; Lloyd Oldenburg | 1985 | Net economic value of hunting unique species in Idaho; bighorn sheep, mountain goat, moose and antelope | GTR RM-10 | TCM | 8 | 10,24 | 90,00 |
| Loomis, John; Joseph Cooper, Stewart Allen | 1988 | The Montana Elk Hunting Experience: A Contingent Valuation Assessment of Economic Benefits to Hunters | DFWP, P47 | CVM | 2 | 14,24 | 39,90 |
| Loomis, John; Michael Creel; Joseph Cooper | 1989 | Economic benefits of deer in California: hunting and viewing values. | | TCM | 1 | 13,18 | 13,18 |
| Loomis, John; Michael Creel; Joseph Cooper | 1989 | Economic benefits of deer in California: hunting and viewing values. | | CVM | 1 | 36,96 | 36,96 |
| Martin, William; Russell Gum; Arthur Smith | 1974 | The demand for and value of hunting, fishing and general rural outdoor recreation in Arizona. | | TCM | 2 | 3,21 | 3,49 |
| McCollum, D.W.; R.C. Bishop; M.P.Welsh | 1988 | A probabilistic travel cost model. | | TCM | 5 | 35,11 | 69,70 |
| McCollum, Daniel W., George L. Peterson, J. Ross Arnold, Donald C. Markstrom, Daniel M. Hellerstein | 1990 | The Net Economic value of Recreation on the National Forests: Twelve Types of Primary Activity Trips Across Nine Forest Service Regions. | USDA, Forest Service, RMFRES, Reseach Paper RM: 89 | TCM | 5 | 4,18 | 7,56 |
| McCollum, Daniel W., SuzAnne M. Miller | 1994 | Alaska Voters, Alaska Hunters and Alaska Non-resident Hunters: Their Wildlife Related Trip Characteristics and Economics | Alaska Depart. of Fish and Game | CVM | 3 | 41,88 | 49,35 |
| Miller, John; Michael Hay | 1984 | Estimating substate values for fishing and hunting. | Transactions of the NA Wildlife and Natural Resources Conference, v49, p345-355 | TCM | 1 | 35,00 | 35,00 |
| Park, Timothy; John Loomis; Michael Creel | 1991 | Confidence intervals for evaluating benefits estimates from dichotomous choice contingent valuation studies. | Land Economics, v.67.1, p64-73 | CVM | 1 | 29,73 | 29,73 |

| Auteurs | Date | Titres | Sources bibliographiques | Méthode | n | Min | Max |
|--|------|--|--|---------|----|-------|--------|
| Sorg, Cindy; Louis Nelson | 1986 | Net economic value of elk hunting in Idaho. | | TCM | 2 | 22,24 | 35,15 |
| Sorg, Cindy; Louis Nelson | 1986 | Net economic value of elk hunting in Idaho. | | CVM | 1 | 22,57 | 22,57 |
| Waddington, David G., Kevin J. Boyle and Joseph Cooper | 1991 | 1991 Net Economics Values for Bass and Trout Fishing, Deer Hunting, and Wildlife Watching. | Division of Federal Aid, US Fish and Wildlife Service. 39p | CVM | 48 | 22,00 | 95,00 |
| Wilman, Elizabeth | 1984 | Benefits to deer hunters from forest management practices which provide deer habitat. | Transactions of the NA Wildlife and Natural Resources Conference,49,p334-344 | TCM | 1 | 33,69 | 33,69 |
| Aiken, Richard., Larouche Genevieve Pullis | 2004 | Net economic values for wildlife related recreation in 2001 (report 2001-3) | Division of Federal Aid, US Fish and Wildlife Service. 39p | CVM | 48 | 10,73 | 122,30 |

Annexe 5 : Présentation de CORINE Land Cover en 2000

La base de données géographique CORINE Land Cover est produite dans le cadre du programme européen CORINE, de coordination de l'information sur l'environnement.

Cet inventaire biophysique de l'occupation des terres fournit une information géographique de référence pour 29 Etats européens et pour les bandes côtières du Maroc et de la Tunisie. En France, l'IFEN est chargé d'en assurer la production, la maintenance et la diffusion. La nomenclature de CORINE land cover est hiérarchisée en 3 niveaux qui permet de couvrir l'ensemble du territoire. Elle comprend 5 postes au niveau 1, 15 au niveau 2 et 44 au niveau 3. Le premier niveau (5 postes) correspond aux grandes catégories d'occupation du sol repérables à l'échelle de la planète, le second niveau (15 postes) est utilisable pour les échelles de 1/500 000 et 1/1 000 000 et le troisième niveau (44 postes) est utilisé au 1/100 000. Les 44 postes du niveau 3 qui ont été utilisés dans les modèles économétriques du grand gibier sont détaillés ci-après.

1 TERRITOIRES ARTIFICIALISES

1.1 Zones urbanisées

1.1.1 Tissu urbain continu : Espaces structurés par des bâtiments. Les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes couvrent la quasi-totalité du sol. La végétation non linéaire et le sol nu sont exceptionnels.

1.1.2 Tissu urbain discontinu : Espaces structurés par des bâtiments. Les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes coexistent avec des surfaces végétalisées et du sol nu, qui occupent de manière discontinue des surfaces non négligeables.

1.2 Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication

1.2.1 Zones industrielles ou commerciales : Zones recouvertes artificiellement (zones cimentées, goudronnées, asphaltées ou stabilisées : terre battue, par exemple), sans végétation occupant la majeure partie du sol. Ces zones comprennent aussi des bâtiments et / ou de la végétation.

1.2.2 Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés : Autoroutes, voies ferrées, y compris les surfaces annexes (gares, quais, remblais). Largeur minimale prise en compte : 100 m.

1.2.3 Zones portuaires : Infrastructures des zones portuaires, y compris les quais, les chantiers navals et les ports de plaisance.

1.2.4 Aéroports : Infrastructures des aéroports : pistes, bâtiments et surfaces associées.

1.3 Mines, décharges et chantiers

1.3.1 Extraction de matériaux : Extraction de matériaux à ciel ouvert (sablères, carrières) ou d'autres matériaux (mines à ciel ouvert). Y compris gravières sous eau, à l'exception toutefois des extractions dans le lit des rivières.

1.3.2 Décharges : Décharges et dépôts des mines, des industries ou des collectivités publiques.

1.3.3 Chantiers : Espaces en construction, excavations et sols remaniés.

1.4 Espaces verts artificialisés, non agricoles

1.4.1 Espaces verts urbains : Espaces végétalisés inclus dans le tissu urbain. Y compris parcs urbains et cimetières avec végétation.

1.4.2 Equipements sportifs et de loisirs : Infrastructures des terrains de camping, des terrains de sport, des parcs de loisirs, des golfs, des hippodromes... y compris les parcs aménagés non inclus dans le tissu urbain.

2 TERRITOIRES AGRICOLES

2.1 Terres arables

2.1.1 Terres arables hors périmètres d'irrigation Céréales, légumineuses de plein champ, cultures fourragères, plantes sarclées et jachères. Y compris les cultures florales, forestières (pépinières) et légumières

(maraîchage) de plein champ, sous serre et sous plastique, ainsi que les plantes médicinales, aromatiques et condimentaires. Non compris les prairies.

2.1.2 Périmètres irrigués en permanence : Cultures irriguées en permanence ou périodiquement, grâce à une infrastructure permanente (canal d'irrigation). Une grande partie de ces cultures ne pourrait pas être cultivée sans l'apport artificiel d'eau. Non compris les surfaces irriguées occasionnellement.

2.1.3 Rizières : Surfaces aménagées pour la culture du riz. Terrains plats avec canaux d'irrigation. Surfaces régulièrement recouvertes d'eau.

2.2 Cultures permanentes

2.2.1 Vignobles : Surfaces plantées de vignes.

2.2.2 Vergers et petits fruits : Parcelles plantées d'arbres fruitiers ou d'arbustes fruitiers : cultures pures ou mélange d'espèces fruitières, arbres fruitiers en association avec des surfaces toujours en herbe. Y compris les châtaigneraies et les noiseraies.

2.2.3 Oliveraies : Surfaces plantées d'oliviers, y compris oliviers et vignes sur la même parcelle.

2.3 Prairies

2.3.1 Prairies : Surfaces enherbées denses de composition floristique composées principalement de graminacées, non incluses dans un assolement. Principalement pâturées, mais dont le fourrage peut être récolté mécaniquement. Y compris des zones avec haies (bocages).

2.4 Zones agricoles hétérogènes

2.4.1 Cultures annuelles associées aux cultures permanentes : Cultures temporaires (terres arables ou prairies) en association avec des cultures permanentes sur les mêmes parcelles.

2.4.2 Systèmes culturaux et parcellaires complexes : Juxtaposition de petites parcelles de cultures annuelles diversifiées, de prairies et / ou de cultures permanentes complexes.

2.4.3 Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants : Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par de la végétation naturelle.

2.4.4 Territoires agroforestiers : Cultures annuelles ou pâturages sous couvert arboré composé d'espèces forestières.

3 FORETS ET MILIEUX SEMI-NATURELS

3.1 Forêts

3.1.1 Forêts de feuillus : Formations végétales principalement constituées par des arbres, mais aussi par des buissons et arbustes, où dominant les espèces forestières feuillues.

3.1.2 Forêts de conifères : Formations végétales principalement constituées par des arbres, mais aussi par des buissons et arbustes, où dominant les espèces forestières de conifères.

3.1.3 Forêts mélangées : Formations végétales principalement constituées par des arbres, mais aussi par des buissons et arbustes, où ni les feuillus ni les conifères ne dominant.

3.2 Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée

3.2.1 Pelouses et pâturages naturels : Herbages de faible productivité. Souvent situés dans des zones accidentées. Peuvent comporter des surfaces rocheuses, des ronces et des broussailles.

3.2.2 Landes et broussailles : Formations végétales basses et fermées, composées principalement de buissons, d'arbustes et de plantes herbacées (bruyères, ronces, genêts, ajoncs, cytises, etc.)

3.2.3 Végétation sclérophylle : Végétation arbustive persistante, aux feuilles relativement petites, coriaces et épaisses. Y compris maquis et garrigues. Maquis: associations végétales denses composées de nombreux arbrisseaux qui couvrent les terrains siliceux acides en milieu méditerranéen. Garrigues : associations buissonnantes discontinues des plateaux calcaires méditerranéens. Elles sont souvent composées de chênes kermès, d'arbusiers, de lavande, de thym et de cistes blancs. Quelques arbres isolés peuvent être présents.

3.2.4 Forêts et végétation arbustive en mutation : Végétation arbustive ou herbacée avec arbres épars. Formations pouvant résulter de la dégradation de la forêt ou d'une recolonisation / régénération par la forêt.

3.3 Espaces ouverts, sans ou avec peu de végétation

3.3.1 Plages, dunes et sables : Les plages, les dunes et les étendues de sable ou de galets du milieu littoral et continental, y compris les lits mineurs des rivières à régime torrentiel.

3.3.2 Roches nues : Éboulis, falaises, rochers, affleurements.

3.3.3. Végétation clairsemée : Comprend les steppes, toundras et "bad lands" (zones sèches avec peu de végétation et présence de roches nues). Végétation éparse de haute altitude.

3.3.4. Zones incendiées : Zones affectées par des incendies récents. Les matériaux carbonisés étant encore présents.

3.3.5. Glaciers et neiges éternelles : Surfaces couvertes par des glaciers ou des neiges éternelles.

4 ZONES HUMIDES

4.1 Zones humides intérieures

4.1.1. Marais intérieurs : Terres basses généralement inondées en hiver et plus ou moins saturées d'eau en toutes saisons.

4.1.2. Tourbières : Terrains spongieux humides dont le sol est constitué principalement de mousses et de matières végétales décomposées. Tourbières exploitées ou non.

4.2 Zones humides maritimes

4.2.1. Marais maritimes : Terres basses avec végétation, situées au-dessus du niveau de marée haute, susceptibles cependant d'être inondées par les eaux de mer. Souvent en voie de colmatage, colonisées petit à petit par des plantes halophiles (vivant en milieu salé).

4.2.2. Marais salants Salines actives ou en voie d'abandon. Parties des marais maritimes mises en exploitation pour la production de sel par évaporation. Les marais salants se distinguent nettement du reste des marais par leurs parcelles d'exploitation et leur système de digues.

4.2.3. Zones intertidales : Étendues de vase, de sable ou de rochers généralement sans végétation, comprises entre le niveau des hautes et des basses eaux.

5 SURFACES EN EAU

5.1 Eaux continentales

5.1.1. Cours et voies d'eau : Cours d'eau naturels ou artificiels qui servent de chenal d'écoulement des eaux. Y compris les canaux. Largeur minimale de prise en compte : 100 m.

5.1.2. Plans d'eau : Étendues d'eau, naturelles ou artificielles, de plus de 25 hectares.

5.2 Eaux maritimes

5.2.1. Lagunes littorales : Étendues d'eau salée ou saumâtre sans végétation, séparées de la mer par des avancées de terre ou autres topographies similaires. Ces surfaces en eau peuvent être mises en communication avec la mer à certains endroits ponctuels, soit de façon permanente, soit de façon périodique à certains moments de l'année.

5.2.2. Estuaires : Parties terminales à l'embouchure des fleuves, subissant l'influence des eaux marines.

5.2.3. Mers et océans : Zones au-delà de la limite des plus basses marées.

Annexe 6 : Statistique descriptive détaillée des variables intégrées dans les modèles économétriques spatiaux (en log)

Surfaces (ha)

| Statistique | Chasse (sangliers) | Qté de production (q) | Maïs | Espaces verts | Forêts de feuillus | Forêts de conifères | Lan- des | Marais intérieurs | Cours et voie d'eau |
|---------------------------------|-----------------------|-----------------------------|-------|------------------|--------------------------|------------------------|-------------|----------------------|---------------------------|
| Nb. d'observations | 2292 | 2292 | 2292 | 2292 | 2292 | 2292 | 2292 | 2292 | 2292 |
| Minimum | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | -7,59 | -8,51 | -2,47 | -1,37 | -4,46 |
| Maximum | 5,01 | 7,22 | 7,95 | 5,05 | 8,60 | 9,52 | 6,23 | 6,73 | 6,84 |
| Amplitude | 5,01 | 7,22 | 7,95 | 5,05 | 16,19 | 18,03 | 8,69 | 8,10 | 11,30 |
| 1er Quartile | 0,00 | 0,00 | 2,20 | 0,00 | 3,99 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Médiane | 0,00 | 0,00 | 4,28 | 0,00 | 4,95 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 3ème Quartile | 1,79 | 0,00 | 5,35 | 0,00 | 5,77 | 3,86 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Moyenne | 0,96 | 0,89 | 3,64 | 0,04 | 4,51 | 1,80 | 0,17 | 0,10 | 0,41 |
| Ecart-type (n) | 1,19 | 1,67 | 2,22 | 0,40 | 1,99 | 2,79 | 0,85 | 0,65 | 1,23 |
| Coefficient de variation | 1,24 | 1,87 | 0,61 | 9,55 | 0,44 | 1,55 | 4,92 | 6,75 | 2,99 |
| Asymétrie (Pearson) | 0,92 | 1,62 | -0,58 | 9,82 | -1,34 | 1,12 | 4,90 | 6,90 | 2,61 |
| Asymétrie (Fisher) | 0,92 | 1,62 | -0,58 | 9,82 | -1,34 | 1,12 | 4,91 | 6,91 | 2,61 |
| Aplatissement (Pearson) | -0,34 | 1,31 | -0,96 | 97,11 | 1,90 | 0,04 | 23,7 5 | 49,16 | 5,97 |
| Aplatissement (Fisher) | -0,34 | 1,32 | -0,96 | 97,33 | 1,91 | 0,04 | 23,8 1 | 49,27 | 5,99 |
| Ecart-type de la moyenne | 0,02 | 0,03 | 0,05 | 0,01 | 0,04 | 0,06 | 0,02 | 0,01 | 0,03 |

Annexe 7 : Le modèle complet sur l'écorçage du cerf

Annexe 8 : Le modèle complet sur l'abrouissement par le chevreuil

Annexe 9 : Résultats détaillés des six simulations de la dynamique de la population de cerfs

| Temps (année) | 0 | 5 | 10 | 15 | 20 | 25 | 30 | 35 | 40 | 45 | 50 |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Population de cerfs (cerfs) | | | | | | | | | | | |
| 8 000 cerfs sans chasse | 8000 | 23528 | 47587 | 62240 | 66134 | 66858 | 66982 | 67003 | 67006 | 67007 | 67007 |
| 8 000 cerfs en équilibre | 8000 | 8000 | 8000 | 8000 | 8000 | 8000 | 8000 | 8000 | 8000 | 8000 | 8000 |
| 4 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 4000 | 523 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 8 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 8000 | 12005 | 11051 | 145 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 16 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 16000 | 28968 | 37764 | 31506 | 1302 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 16 000 cerfs avec chasse variable | 16000 | 28968 | 37764 | 31506 | 31506 | 31506 | 31506 | 31506 | 31506 | 31506 | 31506 |
| Croissance (cerfs) | | | | | | | | | | | |
| 8 000 cerfs sans chasse | 2113 | 4580 | 4138 | 1328 | 259 | 45 | 8 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 8 000 cerfs en équilibre | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 |
| 4 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 1128 | 156 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 8 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 2113 | 2956 | 2768 | 43 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 16 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 3654 | 4933 | 4944 | 5008 | 383 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 16 000 cerfs avec chasse variable | 3654 | 4933 | 4944 | 5008 | 5008 | 5008 | 5008 | 5008 | 5008 | 5008 | 5008 |
| Chasse (cerfs) | | | | | | | | | | | |
| 8 000 cerfs sans chasse | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 8 000 cerfs en équilibre | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 | 2113 |
| 4 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 1269 | 523 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 8 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 1269 | 2443 | 4704 | 145 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 16 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 1269 | 2443 | 4704 | 9058 | 847 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 16 000 cerfs avec chasse variable | 1269 | 2443 | 4704 | 5008 | 5008 | 5008 | 5008 | 5008 | 5008 | 5008 | 5008 |
| Consommation annuelle d'écorces (en milliers de tonnes) | | | | | | | | | | | |
| 8 000 cerfs sans chasse | 4,38 | 12,88 | 26,05 | 34,08 | 36,21 | 36,60 | 36,67 | 36,68 | 36,69 | 36,69 | 36,69 |
| 8 000 cerfs en équilibre | 4,38 | 4,38 | 4,38 | 4,38 | 4,38 | 4,38 | 4,38 | 4,38 | 4,38 | 4,38 | 4,38 |
| 4 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 2,19 | 0,29 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 8 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 4,38 | 6,57 | 6,05 | 0,08 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 16 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 8,76 | 15,86 | 20,68 | 17,25 | 0,71 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 16 000 cerfs avec chasse variable | 8,76 | 15,86 | 20,68 | 17,25 | 17,25 | 17,25 | 17,25 | 17,25 | 17,25 | 17,25 | 17,25 |

Annexe 10 : Résultats détaillés des cinq simulations de la dynamique de la population de chevreuils

| Temps (année) | 0 | 5 | 10 | 15 | 20 | 25 | 30 | 35 | 40 | 45 | 50 |
|---|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| <u>Population (chevreuils)</u> | | | | | | | | | | | |
| 60000 chevreuils sans chasse | 60000 | 106160 | 116259 | 117183 | 117256 | 117262 | 117262 | 117262 | 117262 | 117262 | 117262 |
| 60000 chevreuils chassés à 9% par an | 60000 | 49945 | 2241 | 22 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 60000 chevreuils avec chasse stable | 60000 | 60000 | 60000 | 60000 | 60000 | 60000 | 60000 | 60000 | 60000 | 60000 | 60000 |
| 30000 chevreuils chassés à 9% par an | 30000 | 3644 | 35 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 120000 chevreuils chassés à 9% par an | 120000 | 77087 | 10202 | 91 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <u>Croissance naturelle (chevreuils)</u> | | | | | | | | | | | |
| 60000 chevreuils sans chasse | 11720 | 4021 | 398 | 32 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 60000 chevreuils chassés à 9% par an | 11720 | 11469 | 879 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 60000 chevreuils avec chasse stable | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 |
| 30000 chevreuils chassés à 9% par an | 8930 | 1412 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 120000 chevreuils chassés à 9% par an | -1121 | 10564 | 3726 | 36 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <u>Chasse(chevreuils)</u> | | | | | | | | | | | |
| 60000 chevreuils sans chasse | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 60000 chevreuils chassés à 9% par an | 10800 | 19033 | 2241 | 22 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 60000 chevreuils avec chasse stable | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 | 11720 |
| 30000 chevreuils chassés à 9% par an | 10800 | 3644 | 35 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 120000 chevreuils chassés à 9% par an | 10800 | 19033 | 10202 | 91 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <u>Consommation annuelle de branches (en milliers de tonnes)</u> | | | | | | | | | | | |
| 60000 chevreuils sans chasse | 2102 | 3720 | 4074 | 4106 | 4109 | 4109 | 4109 | 4109 | 4109 | 4109 | 4109 |
| 60000 chevreuils chassés à 9% par an | 2102 | 1750 | 79 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 60000 chevreuils avec chasse stable | 2102 | 2102 | 2102 | 2102 | 2102 | 2102 | 2102 | 2102 | 2102 | 2102 | 2102 |
| 30000 chevreuils chassés à 9% par an | 1051 | 128 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 120000 chevreuils chassés à 9% par an | 4205 | 2701 | 357 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Annexe 11 : Résultats détaillés des pertes économiques liées à l'écorçage du cerf

| Temps (année) | 0 | 5 | 10 | 15 | 20 | 25 | 30 | 35 | 40 | 45 | 50 |
|--|------|------|------|--------|-------|----------|-------|-------|-------|-------|--------------|
| Perte totale avec enlèvement tardif (*) | | | | | | | | | | | |
| 8 000 cerfs sans chasse | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,70 | 1,93 | 3,65 | 5,82 | 7,04 | 8,02 | 8,78 | 14,00 |
| 8 000 cerfs en équilibre | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,57 | 1,51 | 2,75 | 4,26 | 4,93 | 5,48 | 5,93 | 10,08 |
| 4 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,27 | 0,64 | 1,07 | 1,54 | 1,54 | 1,54 | 1,54 | 3,31 |
| 8 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,62 | 1,68 | 3,05 | 4,59 | 5,10 | 5,24 | 5,24 | 9,30 |
| 16 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,02 | 2,68 | 4,91 | 7,60 | 8,65 | 9,31 | 9,57 | 16,30 |
| 16 000 cerfs avec chasse variable | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,02 | 2,68 | 4,91 | 7,64 | 8,86 | 9,84 | 10,60 | 17,91 |
| Perte totale avec enlèvement précoce (*) | | | | | | | | | | | |
| 8 000 cerfs sans chasse | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,90 | 2,67 | 5,30 | 8,01 | 8,82 | 9,39 | 9,92 | 11,63 |
| 8 000 cerfs en équilibre | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,90 | 2,65 | 4,51 | 5,01 | 5,21 | 5,58 | 5,78 | 6,06 |
| 4 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,90 | 0,92 | 0,92 | 0,92 | 0,92 | 0,92 | 0,92 | 0,92 |
| 8 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,90 | 2,67 | 4,85 | 5,75 | 5,75 | 5,75 | 5,75 | 5,75 |
| 16 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | | | | 0,90 | 2,67 | 5,30 | 8,01 | 8,34 | 8,34 | 8,34 | 14,30 |
| 16 000 cerfs avec chasse variable | | | | 0,90 | 2,67 | 5,30 | 8,01 | 8,82 | 9,39 | 9,92 | 16,49 |
| Perte moyenne annuelle par cerf avec enlèvement tardif (euros) | | | | | | | | | | | |
| 8 000 cerfs sans chasse | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,23 | 0,58 | 1,09 | 1,74 | 2,10 | 2,39 | 2,62 | 4,18 |
| 8 000 cerfs en équilibre | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,43 | 3,77 | 6,87 | 10,65 | 12,32 | 13,70 | 14,83 | 25,21 |
| 4 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 8 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 84,83 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 16 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,65 | 41,15 | 14254,50 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 16 000 cerfs avec chasse variable | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,65 | 1,70 | 3,12 | 4,85 | 5,62 | 6,25 | 6,73 | 11,37 |
| Perte moyenne annuelle par cerf avec enlèvement précoce (euros) | | | | | | | | | | | |
| 8 000 cerfs sans chasse | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,29 | 0,81 | 1,59 | 2,39 | 2,63 | 2,80 | 2,96 | 3,47 |
| 8 000 cerfs en équilibre | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 2,26 | 6,61 | 11,26 | 12,53 | 13,04 | 13,95 | 14,45 | 15,14 |
| 4 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 8 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 124,54 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 16 000 cerfs avec chasse augmentant de 14% par an | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,57 | 40,93 | 15385,50 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 16 000 cerfs avec chasse variable | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,57 | 1,69 | 3,36 | 5,08 | 5,60 | 5,96 | 6,30 | 10,47 |

* : en millions d'euros actualisées avec un taux de 4%

Annexe 12 : Résultats détaillés des pertes économiques liées à l'abrutissement du chevreuil

| Temps (année) | 0 | 5 | 10 | 15 | 20 | 25 | 30 | 35 | 40 | 45 | 50 |
|---|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <u>Pertes économiques sans réparation (*)</u> | | | | | | | | | | | |
| 60000 chevreuils sans chasse | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 6,74 | 14,05 | 20,24 | 25,34 | 29,53 | 32,98 | 35,81 |
| 60000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 4,33 | 5,29 | 5,30 | 5,30 | 5,30 | 5,30 | 5,30 |
| 60000 chevreuils avec chasse stable | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 4,70 | 8,56 | 11,74 | 14,35 | 16,50 | 18,26 | 19,71 |
| 30000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,35 | 1,36 | 1,36 | 1,36 | 1,36 | 1,36 | 1,36 |
| 120000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 7,30 | 10,46 | 10,51 | 10,51 | 10,51 | 10,51 | 10,51 |
| <u>Pertes économiques avec réparation (*)</u> | | | | | | | | | | | |
| 60000 chevreuils sans chasse | 0,00 | 0,64 | 1,34 | 1,93 | 2,42 | 2,82 | 3,15 | 3,42 | 3,64 | 3,83 | 3,83 |
| 60000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,41 | 0,51 | 0,51 | 0,51 | 0,51 | 0,51 | 0,51 | 0,51 | 0,51 | 0,51 |
| 60000 chevreuils avec chasse stable | 0,00 | 0,45 | 0,82 | 1,12 | 1,37 | 1,58 | 1,75 | 1,88 | 2,00 | 2,09 | 2,09 |
| 30000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 |
| 120000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,70 | 1,00 | 1,01 | 1,01 | 1,01 | 1,01 | 1,01 | 1,01 | 1,01 | 1,01 |
| <u>Perte annuelle moyenne par chevreuil (sans réparation)</u> | | | | | | | | | | | |
| 60000 chevreuils sans chasse | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,15 | 2,40 | 3,45 | 4,32 | 5,04 | 5,62 | 6,11 |
| 60000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 60000 chevreuils avec chasse stable | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,57 | 2,85 | 3,91 | 4,78 | 5,50 | 6,09 | 6,57 |
| 30000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 120000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <u>Perte sylvicole moyenne par ha sur un cycle de plantation (sans réparation)</u> | | | | | | | | | | | |
| 60000 chevreuils sans chasse | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 8,05 | 16,77 | 24,16 | 30,25 | 35,26 | 39,37 | 42,75 |
| 60000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 5,17 | 6,32 | 6,33 | 6,33 | 6,33 | 6,33 | 6,33 |
| 60000 chevreuils avec chasse stable | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 5,61 | 10,23 | 14,02 | 17,13 | 19,69 | 21,80 | 23,53 |
| 30000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,61 | 1,62 | 1,62 | 1,62 | 1,62 | 1,62 | 1,62 |
| 120000 chevreuils avec chasse augmentant 9% | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 8,72 | 12,49 | 12,55 | 12,55 | 12,55 | 12,55 | 12,55 |

* : en millions d'euros actualisées avec un taux de 4%

SIGLES ET ABBREVIATIONS

| | |
|----------|--|
| AFP | Agence France Presse |
| ACB | Analyse Coûts - Bénéfices |
| ACCA | Association Communales de Chasse Agréée |
| ANCGG | Association Nationale des Chasseurs de Grand Gibier |
| AERE | Association of Environmental and Resource Economists |
| BeTa | Benefits Table |
| CERTU | Centre d'Études sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme |
| CEBC | Centre d'Etudes Biologiques de Chizé |
| CNRS | Centre National de la Recherche Scientifique |
| CRPF | Centre Régional de la Propriété Forestière |
| CAP | Consentement à Payer |
| CAR | Consentement à Recevoir |
| CVM | Contingent Valuation Methods (Méthodes d'Evaluation Contingente) |
| CEMAGREF | Centre national du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et Forêts |
| DSS | Decision Support System |
| DEFRA | Department for Environment, Food and Rural Affairs |
| DNP | Direction de la Nature et des Paysages |
| DERF | Direction de l'Espace Rural et de la Forêt |
| DDAF | Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt |
| DIREN | Direction Régionale de l'Environnement |
| ENITA | Ecole Nationale d'Ingénieurs des Travaux Agricoles |
| EVRI | Environmental Valuation Reference Inventory |
| FDC | Fédération Départementale des Chasseurs |
| FNC | Fédération Nationale des Chasseurs |
| FNCOFOR | Fédération Nationale des Communes Forestières de France. |
| FNSPFS | Fédération Nationale des Syndicats de Propriétaires Forestiers Sylviculteurs |
| FACE | Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU |
| GEREA | Groupe d'Etude et de Recherche en Ecologie Appliquée |
| GREGE | Groupe de Recherche et d'Étude pour la Gestion de l'Environnement |
| GREThA | Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée |
| HWC | Human-Wildlife Conflicts |
| IKA | Indice Kilométrique d'Abondance |
| IFEN | Institut Français de l'Environnement |
| INSEE | Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques |
| INRA | Institut National de Recherche Agronomique |
| IFN | Inventaire Forestier National |
| MSY | Maximum Sustainable Yield |
| MCONL | Moindres Carrées Non Linéaires |
| MCNLT | Moindres Carrées Non Linéaires Tronquées |

| | |
|------------|--|
| MCO | Moindres Carrées Ordinaires |
| NOAA | National Oceanic and Atmospheric Administration |
| NMVD | Non Market Valuation Database |
| NSUT | Non Structural Utility Theoretic Approach |
| ONC | Office National de la Chasse |
| ONCFS | Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage |
| ONF | Office National de la Forêt |
| OCDE | Organisation de coopération et de développement économiques |
| ORGFH | Orientations Régionales de Gestion et de Conservation de la Faune sauvage et de ses Habitats |
| PPA | Parité du Pouvoir d'Achat |
| PDC | Plan De Chasse |
| RMD | Rendement Maximal Durable |
| RMS | Rendement Maximal Soutenable |
| RNCFS | Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage |
| RED | Review of Externality Data |
| SFER | Société Française d'Economie Rurale |
| SC | Sociétés Communales de chasse |
| SART | Spatial AutoRegressive Tobit model |
| SDMT | Spatial Durbin Tobit model |
| Std. Error | Standard Error (écart type) |
| SSUT | Strong Structural Utility Theoretic Approach |
| TM | Taux de Mortalité |
| TN | Taux de Natalité |
| TCM | Travel Cost Methods (Méthodes de Coûts de Déplacement) |
| UNFDC | Union Nationale des Fédérations Des Chasseurs |
| UMR | Unité Mixte de Recherche |
| UK | United Kingdom |
| US | United States |
| USDA | United States Department of Agriculture |
| USEPA | United States Environmental Protection Agency |
| WSUT | Weak Structural Utility Theoretic Approach |
| WTA | Willingness To Accept |
| WTP | Willingness To Pay |

LISTE DES TABLEAUX, FIGURES, CARTES, ENCADRES ET ANNEXES

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|-----|
| Tableau 1.1 : Classification des valeurs du grand gibier suivant les sources de données..... | 60 |
| Tableau 1.2 : Statistiques descriptives de la valeur économique de la chasse et de l'observation des animaux (\$/jour/personne)..... | 62 |
| Tableau 1.3 : Types de changements et valeurs du surplus du consommateur (en \$/jour/personne) pour la chasse au grand gibier..... | 63 |
| Tableau 1.4 : Analyse descriptive du surplus du consommateur pour l'activité de chasse suivant les zones d'étude (\$/jour/personne)..... | 64 |
| Tableau 1.5 : Analyse descriptive du surplus du consommateur pour l'activité d'observation des animaux suivant les régions d'étude (\$/jour/personne)..... | 65 |
| Tableau 1.6 : Comparaison du surplus du chasseur suivant les méthodes (\$/jour/personne) .. | 66 |
| Tableau 1.7 : Comparaison du surplus du promeneur suivant les méthodes (\$/jour/personne)..... | 67 |
| Tableau 1.8 : Comparaison de la valeur de la chasse par type de questionnaire avec l'évaluation contingente (\$/jour/personne)..... | 67 |
| Tableau 1.9 : Comparaison de la valeur de l'observation des animaux par type de question utilisé dans l'évaluation contingente (\$/jour/personne)..... | 68 |
| Tableau 1.10 : Valeur de la chasse au grand gibier selon les différentes méthodes de coût de déplacement (\$/jour/personne)..... | 68 |
| Tableau 1.11 : Valeur économique de la chasse au grand gibier suivant le type d'estimateurs utilisé dans les modèles de coût de déplacement (\$/jour/personne)..... | 69 |
| Tableau 1.12 : Quelques variables socio-économiques <i>proxy</i> aux Etats-Unis..... | 69 |
| Tableau 1.13 : Détection de problèmes d'hétéroscédasticité sur le méta-modèle de la chasse | 70 |
| Tableau 1.14 : Statistique descriptive des variables utilisées dans la méta-analyse | 72 |
| Tableau 1.15 : Résultat de la méta-analyse sur la chasse au grand gibier..... | 73 |
| Tableau 1.16 : Statistique descriptive des variables utilisées dans le méta-modèle sur l'observation des animaux..... | 79 |
| Tableau 1.17 : Résultat de la méta-analyse sur l'observation du grand gibier..... | 80 |
| Tableau 1.18 : Comparaison des revenus annuels moyens des chasseurs | 84 |
| Tableau 1.19 : Estimation de l'âge moyen des chasseurs français en 2006..... | 84 |
| Tableau 1.20 : Estimation de l'âge moyen des chasseurs américains en 2006 | 85 |
| Tableau 1.21 : Résultats de l'estimation de la variation du surplus des chasseurs dans la région Aquitaine | 88 |
| Tableau 1.22 : Résultats des estimations des CAP avec l'application du PPA..... | 89 |
| Tableau 1.23 : Coûts moyens par sortie de chasse en 1987 | 91 |
| Tableau 1.24 : Coûts moyens par sortie de chasse en 2006 | 91 |
| | |
| Tableau 2.1 : Types de fonctions de dommages dans la littérature..... | 115 |
| Tableau 2.2 : Statistique descriptive des données utilisées dans le modèle..... | 129 |
| Tableau 2.3 : Extrait de la matrice de distance pour 2 292 communes | 140 |
| Tableau 2.4 : Résultats de l'estimation de la fonction de dommage suivant les cinq modèles économétriques..... | 157 |
| Tableau 2.5 : Estimation des effets directs, indirects et totaux à partir du modèle spatial Durbin Tobit homoscédastique ($r=200$)..... | 162 |

| | |
|--|-----|
| Tableau 3.1 : Liste des variables utilisées dans le modèle de dynamique de la population... | 209 |
| Tableau 3.2 : Valeurs des coefficients pour l'estimation de la biomasse de pin maritime | 223 |
| Tableau 3.3 : Résultats de la simulation de la production de biomasse pour un arbre de pin maritime | 225 |
| Tableau 3.4 : Liste des variables utilisées pour le modèle de pin maritime..... | 228 |
| Tableau 3.5 : Comparaison des qualités de bois sciés..... | 238 |
| Tableau 3.6 : Les variables et paramètre utilisés sur l'impact physique de l'écorçage | 245 |
| Tableau 3.7 : Les variations de prix liées à l'abrouissement | 247 |
| Tableau 3.8 : Liste des variables utilisées dans les modèles économiques..... | 248 |
| Tableau 3.9 : Synthèse des résultats sur les valeurs économiques des dommages forestiers (en millions d'euros actualisées sur 50 ans)..... | 251 |
| | |
| Tableau 4.1 : Classification des espèces animales suivant les bénéfices marginaux | 271 |
| Tableau 4.2 : Estimation du nombre de chasseurs par espèce..... | 285 |
| Tableau 4.3 : Résultats du modèle bioéconomique agrégé sur le sanglier dans la région Aquitaine | 290 |
| Tableau 4.4 : Résultats du modèle sur le chevreuil sur le Massif des Landes de Gascogne.. | 292 |
| Tableau 4.5 : Résultats du modèle sur le cerf sur le Massif des Landes de Gascogne | 294 |
| Tableau 4.6 : Estimation des capacités de charge maximales de chaque commune dans l'unité de gestion n°10..... | 308 |
| Tableau 4.7 : Estimation des taux d'émigration dans chaque commune de l'unité de gestion n°10 | 309 |
| Tableau 4.8 : Résultat du modèle spatialisé pour l'unité de gestion n°10 | 310 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 0.1 : Evolution des tableaux de chasse nationale en cerfs de 1973 à 2003..... | 14 |
| Figure 0.2 : Evolution des tableaux de chasse nationale en chevreuil de 1973 à 2003..... | 15 |
| Figure 0.3 : Evolution des tableaux de chasse nationale en sanglier de 1973 à 2001 | 16 |
| Figure 0.4 : L'évolution des dépenses d'indemnisation en dégâts agricoles en France de 1970 à 2005 | 17 |
| Figure 0.5 : Lien entre la structure écologique et la structure économique | 21 |
| Figure 0.6 : Evolution de nombre de chasseurs dans la Région Aquitaine de 2000 à 2005 | 23 |
| | |
| Figure 1.1 : Courbes d'indifférence entre consommation et loisir..... | 30 |
| Figure 1.2 : Représentation graphique de la demande de loisir | 33 |
| Figure 1.3 : Courbe de demande du consommateur pour un changement de qualité de la ressource..... | 35 |
| Figure 1.4 : Décomposition de la valeur économique totale du grand gibier | 37 |
| Figure 1.5 : Classement des motivations des chasseurs | 39 |
| Figure 1.6 : Les motivations des promeneurs dans la région Aquitaine | 40 |
| Figure 1.7: Classification des méthodes de transfert de bénéfices..... | 48 |
| Figure 1.8 : Comparaison de la capacité de prédiction des méthodes de transfert de bénéfices | 55 |
| Figure 1.9 : Cartographie des différentes zones d'études aux Etats-Unis..... | 64 |
| Figure 1.10 : Classification des études utilisées pour le transfert des valeurs de la chasse te de l'observation du grand gibier | 66 |
| Figure 1.11 : Distribution des erreurs de la méta-analyse sur la chasse au grand gibier | 79 |
| Figure 1.12 : Comparaison des espèces recherchées par les chasseurs en France et aux Etats-Unis | 82 |

| | |
|---|-----|
| Figure 1.13 : Comparaison des nombres de chasseurs en France et aux Etats-Unis..... | 85 |
| Figure 1.14 : Courbe de demande établie à partir des coûts moyens de la chasse..... | 91 |
| Figure 2.1 : Structure du modèle des dommages agricoles causés par le grand gibier | 126 |
| Figure 2.2 : Histogramme de la taille des communes dans la région Aquitaine en km ² | 129 |
| Figure 2.3 : Les montants des indemnités des dégâts agricoles du grand gibier par type de cultures (en euros) | 130 |
| Figure 2.4 : Répartition des pertes en maïs par département en 2001..... | 131 |
| Figure 2.5 : Histogramme des tableaux de chasse communaux..... | 134 |
| Figure 2.6 : Le diagramme de Moran..... | 143 |
| Figure 2.7 : Test sur la valeur de I de Moran par permutation..... | 144 |
| Figure 2.8 : Le diagramme de Voronoï | 155 |
| Figure 2.9 : La triangulation de Delaunay..... | 155 |
| Figure 3.1 : Quelques photos de la production de pin maritime dans les forêts des Landes de Gascogne | 174 |
| Figure 3.2 : Photo d'un arbre de pin maritime écorcé par le cerf..... | 179 |
| Figure 3.3 : Taux d'écorçage mesuré par l'observatoire national des dégâts de cervidés en forêts sur le département des Landes en 2000..... | 180 |
| Figure 3.4 : Photo d'un pin maritime abroué par les cervidés | 182 |
| Figure 3.5 : Taux d'abrouement et de frottis mesuré par l'Observatoire national des dégâts de cervidés en forêts sur le département des Landes en 1999..... | 183 |
| Figure 3.6 : Photos d'un arbre de pin maritime fourchu après un abrouement | 185 |
| Figure 3.7 : Photo d'un arbre frotté par un chevreuil..... | 186 |
| Figure 3.8 : Conséquence d'un frottis sur un pin sylvestre | 187 |
| Figure 3.9 : Répartition de l'échantillon suivant les modes de plantation | 193 |
| Figure 3.10 : Répartition des surfaces détruites suivant les types de dégâts..... | 193 |
| Figure 3.11 : Répartition des surfaces détruites par âge et par type de dégâts..... | 194 |
| Figure 3.12 : Histogramme des taux de dégâts (tout type) mesurés par les sylviculteurs | 195 |
| Figure 3.13 : Perception des espèces responsables des dégâts..... | 195 |
| Figure 3.14 : Répartition des surfaces détruites suivant des espèces | 196 |
| Figure 3.15 : La démarche systémique..... | 201 |
| Figure 3.16 : Structure des modèles dynamiques..... | 202 |
| Figure 3.17 : L'interface graphique de la modélisation sur Vensim | 203 |
| Figure 3.18 : Un exemple de fonctionnement d'un stock : cas de la population de cerfs..... | 203 |
| Figure 3.19 : Le modèle de dynamique de la population : le cas du cerf..... | 207 |
| Figure 3.20 : Evolution du plan de chasse aux cerfs en Aquitaine | 210 |
| Figure 3.21 : Estimation du taux de réalisation du plan de chasse aux cerfs sur le département du Lot-et-Garonne | 210 |
| Figure 3.22 : Résultats des simulations de la population de cerfs..... | 214 |
| Figure 3.23 : Estimation du taux de croissance annuel moyen du plan de chasse aux chevreuils dans la région Aquitaine entre 1973 et 2003 | 217 |
| Figure 3.24 : Résultats des simulations de la population de chevreuils..... | 220 |
| Figure 3.25 : Le modèle de dynamique de la forêt de pin maritime à l'échelle d'un arbre et d'une parcelle | 222 |
| Figure 3.26 : Résultats de l'évolution du nombre d'arbres sur pied pour 1 ha de forêt de pin maritime en plantation (nombre initial = 1 275 plants)..... | 226 |
| Figure 3.27 : Inventaire des forêts de pin maritime après tempête suivant les classes d'âges durant l'année 2000 (IFN)..... | 227 |
| Figure 3.28 : Les variables intervenant dans le calcul du taux d'écorçage | 229 |

| | |
|--|-----|
| Figure 3.29 : Organisation du modèle d'écorçage par le cerf avec 10 générations de pin maritime se succédant | 231 |
| Figure 3.30 : Le taux d'écorçage obtenu sur le Massif Landais durant 50 années | 232 |
| Figure 3.31 : Le modèle de croissance de pin maritime écorcé | 234 |
| Figure 3.32 : Comparaison de la production de pin maritime entre un enlèvement précoce et tardif des arbres écorcés (arbres par ha)..... | 234 |
| Figure 3.33 : Modèle sur les pertes économiques dues à l'écorçage pour les sylviculteurs .. | 235 |
| Figure 3.34 : Les pertes économiques liées à l'écorçage sur l'ensemble du Massif Landais | 236 |
| Figure 3.35 : Prix de vente moyen de mètre cube de pin maritime au départ des sylviculteurs (euros/m ³)..... | 237 |
| Figure 3.36 : Les pertes économiques liées à l'écorçage du cerf avec un enlèvement tardif (M = millions d'euros) | 239 |
| Figure 3.37 : Les pertes économiques liées à l'écorçage du cerf avec un enlèvement précoce (M = millions d'euros) | 240 |
| Figure 3.38 : Test de sensibilité du modèle d'écorçage par le cerf avec un enlèvement tardif et précoce | 241 |
| Figure 3.39 : Résultat du taux d'abrouissement obtenu sur 10 générations de pin maritime sur tout le Massif Landais | 243 |
| Figure 3.40 : Le modèle de croissance de pin maritime abrouiti | 243 |
| Figure 3.41 : Evolution du stock d'arbres fourchus sur une parcelle de 1 ha de forêt de pin maritime | 244 |
| Figure 3.42 : Modèle sur les pertes économiques dues à l'abrouissement par le chevreuil . | 246 |
| Figure 3.43 : Les pertes économiques liées à l'abrouissement pour 10 générations (M= millions d'euros) | 248 |
| Figure 3.44 : Les coûts de réparation des tiges fourchus sur les 10 générations de pin maritime (M= millions d'euros) | 249 |
| Figure 3.45 : Test de sensibilité du modèle d'abrouissement avec ou sans réparation des dommages..... | 250 |
| | |
| Figure 4.1 : Les fonctions économiques du modèle bioéconomique théorique | 268 |
| Figure 4.2 : Equilibre théorique entre chasse et conservation si $\phi' + F_N'' \cdot \lambda > 0$ | 275 |
| Figure 4.3 : Equilibre théorique entre chasse et conservation $\phi' + F_N'' \cdot \lambda < 0$, | 276 |
| Figure 4.4 : Les solutions du modèle bioéconomique pour le sanglier pour la région Aquitaine | 289 |
| Figure 4.5 : La solution du modèle bioéconomique pour le chevreuil dans le Massif des Landes de Gascogne..... | 292 |
| Figure 4.6 : La solution du modèle bioéconomique pour le cerf dans le Massif des Landes de Gascogne | 294 |
| Figure 4.7 : Le rapport entre chasse optimale et population totale sur chaque commune de l'unité de gestion n°101 | 311 |
| Figure 4.8 : Comparaison entre la chasse optimale et es chasses réalisées entre 2001 à 2003 | 315 |
| Figure 4.9 : Comparaison des bénéfices de la chasse et des dommages agricoles à la situation optimale par an | 316 |

LISTE DES CARTES

| | |
|--|-----|
| Carte 2.1 : Répartition géographique des dommages sur le maïs en 2001 sur la région Aquitaine | 133 |
| Carte 2.2 : Répartition géographique des prélèvements des sangliers dans la région Aquitaine en 2001 | 135 |
| Carte 2.3 : Occupation du sol de la région Aquitaine suivant CORINE Land Cover (2000) | 137 |
| Carte 2.4 : La statistique de LISA sur les dommages agricoles de 2001 dans la région Aquitaine | 146 |
| Carte 2.5 : Résultats des tests de significativité des statistiques de LISA par commune..... | 148 |
| | |
| Carte 3.1 : Les surfaces forestières du Massif des Landes de Gascogne | 175 |
| Carte 3.2 : Répartition géographique de l'échantillon des parcelles écorcées observées en 1999 | 180 |
| Carte 3.3 : Répartition géographique de l'échantillon des parcelles abruties et frottées observées en 1999 sur le département des Landes | 183 |
| Carte 3.4 : Répartition géographique de l'échantillon des sylviculteurs ayant répondu à l'enquête | 191 |
| Carte 3.5 : Répartition géographique des parcelles touchées par les dégâts du grand gibier. | 192 |
| | |
| Carte 4.1 : Localisation de la zone d'application du modèle spatialisé | 306 |
| Carte 4.2 : L'unité de gestion du sanglier n°10 sur le département des Landes. | 306 |
| Carte 4.3 : Répartition de la population de sanglier au niveau optimale | 311 |
| Carte 4.4 : Cartographie des migrations estimées dans l'unité de gestion n°10 en situation optimale..... | 312 |
| Carte 4.5 : Répartition spatiale de la chasse optimale..... | 314 |
| Carte 4.6 : Répartition spatiale de la chasse en 2001 | 314 |
| Carte 4.7 : Répartition spatiale de la chasse en 2002 | 314 |
| Carte 4.8 : Répartition spatiale de la chasse en 2003 | 314 |

LISTE DES ENCADRES

| | |
|---|-----|
| Encadré 1.1 : Etats des lieux des bases de données existantes sur les études primaires | 58 |
| Encadré 1.2 : Le test d'hétéroscédasticité de White..... | 71 |
| Encadré 1.3 : Correction de l'hétéroscédasticité par l'estimateur de Newey West | 71 |
| Encadré 1.4 : Test de Fisher ou test global | 75 |
| Encadré 1.5 : Test de Student ou test marginal | 75 |
| | |
| Encadré 2.1 : Loi sur l'indemnisation des dégâts agricoles | 122 |
| Encadré 2.2 : Les élasticités en économie..... | 126 |
| Encadré 2.3 : Systématique du sanglier | 128 |
| Encadré 2.4 : Les déplacements du sanglier du point de vue biologique..... | 139 |
| Encadré 2.5 : Détails de la spécification Tobit..... | 150 |
| Encadré 2.6 : La matrice de Delaunay | 155 |
| | |
| Encadré 3.1 : Code de l'environnement Sous-section 3 : Indemnisation des dégâts sylvicoles (Version en vigueur au 10 mai 2009)..... | 177 |
| Encadré 3.2 : Biologie du cerf..... | 209 |
| Encadré 3.3 : Biologie du chevreuil | 216 |
| Encadré 4.1 : Calcul du surplus du consommateur à partir de la fonction de demande..... | 283 |

LISTE DES ANNEXES

| | |
|---|-----|
| Annexe 1 : Les méthodes d'évaluation économique des bénéfices du grand gibier dans la littérature, une revue de la littérature..... | 338 |
| Annexe 2: Liste de l'ensemble des variables contenues dans la base de données de l'USDA | 352 |
| Annexe 3 : Liste des références bibliographiques utilisées dans la méta-analyse sur la chasse au grand gibier..... | 357 |
| Annexe 4 : Liste de références bibliographiques utilisées dans le méta-modèle sur l'observation de la faune sauvage | 361 |
| Annexe 5 : Présentation de CORINE Land Cover en 2000 | 365 |
| Annexe 6 : Statistique descriptive détaillée des variables intégrées dans les modèles économétriques spatiaux (en log)..... | 370 |
| Annexe 7 : Le modèle complet sur l'écorçage du cerf..... | 371 |
| Annexe 8 : Le modèle complet sur l'abrutissement par le chevreuil | 372 |
| Annexe 9 : Résultats détaillés des six simulations de la dynamique de la population de cerfs | 373 |
| Annexe 10 : Résultats détaillés des cinq simulations de la dynamique de la population de chevreuils | 374 |
| Annexe 11 : Résultats détaillés des pertes économiques liées à l'écorçage du cerf | 375 |
| Annexe 12 : Résultats détaillés des pertes économiques liées à l'abrutissement du chevreuil | 376 |

TABLE DES MATIERES

| | |
|---|-----------|
| REMERCIEMENTS..... | 4 |
| INTRODUCTION GENERALE | 9 |
| PREMIERE PARTIE : EVALUATION ECONOMIQUE DES BENEFICES DU GRAND GIBIER..... | 27 |
| INTRODUCTION..... | 28 |
| 1. ANALYSE MICROECONOMIQUE DE LA DEMANDE AU GRAND GIBIER ET LES METHODES DE TRANSFERT DE BENEFICES | 29 |
| 1.1 L'arbitrage entre consommation et loisir | 29 |
| 1.2 La consommation et la qualité de l'environnement | 33 |
| 1.3 La notion de consentement à payer et de consentement à recevoir | 34 |
| 1.3.1 Le surplus du consommateur | 35 |
| 1.3.2 La variation du surplus du consommateur | 36 |
| 1.4 La valeur économique totale du grand gibier..... | 36 |
| 1.4.1 La valeur marchande du grand gibier | 38 |
| 1.4.2 Les valeurs d'usage actif par la chasse | 39 |
| 1.4.3 La valeur d'usage par l'observation des animaux..... | 40 |
| 1.4.4 La valeur d'option du grand gibier | 40 |
| 1.4.5 Les valeurs d'usage passif du grand gibier | 41 |
| 1.5 Les transferts de bénéfices | 42 |
| 1.5.1 Définition du transfert de bénéfices | 43 |
| 1.5.2 Les intérêts du transfert de bénéfices | 44 |
| 1.5.3 Les limites potentielles du transfert de bénéfices | 45 |
| 1.5.4 Les conditions d'utilisation de la méthode de transfert de bénéfices..... | 47 |
| 1.6 Les différentes méthodes de transfert de bénéfices..... | 48 |
| 1.6.1 Le transfert de valeurs monétaires | 49 |
| 1.6.2 Le transfert de fonction de bénéfices | 52 |
| 1.6.3 Les avantages et les inconvénients des différentes techniques et choix méthodologique.... | 54 |

| | |
|--|------------|
| 2. META-ANALYSE SUR LES VALEURS ECONOMIQUES DE LA CHASSE ET DE L'OBSERVATION DU GRAND GIBIER..... | 56 |
| 2.1 L'approche théorique de la méta-analyse..... | 56 |
| 2.2 Les données utilisées..... | 57 |
| 2.2.1 La base de données de l'USDA | 58 |
| 2.2.2 Extraction et mise à jour de la base de données..... | 59 |
| 2.3 Analyse exploratoire des données..... | 61 |
| 2.3.1 Les valeurs économiques du grand gibier..... | 61 |
| 2.3.2 Les valeurs économiques suivant les méthodes d'évaluation | 65 |
| 2.3.3 Les caractéristiques socio-économiques des chasseurs et des promeneurs aux Etats-Unis . | 69 |
| 2.4 Résultats..... | 70 |
| 2.4.1 Spécification du modèle économétrique | 70 |
| 2.4.2 Méta-modèle sur la chasse au grand gibier | 72 |
| 2.4.3 Méta-modèle sur l'observation du grand gibier | 79 |
| 3. TRANSFERT DU META-MODELE SUR LA CHASSE AU CAS DE LA REGION AQUITAINE..... | 81 |
| 3.1 Comparaison entre les sites d'étude et le site d'application..... | 81 |
| 3.1.1 Les similitudes entre les sites d'étude et le site d'application..... | 82 |
| 3.1.2 Les différences entre les deux sites..... | 84 |
| 3.2 Les ajustements nécessaires à un transfert de bénéfices international | 86 |
| 3.2.1 L'ajustement des conditions de chasse | 86 |
| 3.2.2 La prise en compte des différences de taux de change | 88 |
| 3.3 Test de validité du transfert de bénéfices..... | 89 |
| 3.3.1 Principes des tests sur les transferts de bénéfices | 89 |
| 3.3.2 Comparaison des résultats de la méta-analyse avec des études primaires | 90 |
| CONCLUSION..... | 93 |
| BIBLIOGRAPHIE | 95 |
| DEUXIEME PARTIE : EVALUATION ECONOMIQUE DES DOMMAGES CAUSES PAR LE GRAND GIBIER | 101 |
| INTRODUCTION..... | 102 |
| 1. ANALYSE MICROECONOMIQUE DU PRODUCTEUR AGRICOLE ET FORESTIER EN PRESENCE D'EXTERNALITES NEGATIVES | 103 |
| 1.1 Définition d'une externalité..... | 103 |
| 1.2 Le programme du producteur agricole..... | 105 |
| 1.2.1 Le modèle de base..... | 105 |
| 1.2.2 L'apport des caractéristiques de l'exploitation agricole | 107 |
| 1.2.3 La dynamique spatiale de la faune sauvage | 109 |
| 1.2.4 La présence d'incertitude..... | 110 |

| | |
|---|------------|
| 2. REVUE DES FONCTIONS DE DOMMAGE DANS LA LITTERATURE..... | 113 |
| 2.1 Apport de la théorie de l'écologie sur les dommages | 114 |
| 2.1.1 Système en compétition | 114 |
| 2.1.2 Système de prédateur proie | 115 |
| 2.2 Un exemple d'estimation économétrique | 116 |
| 3. EXTENSIONS DES MODELES VUS DANS LA LITTERATURE | 117 |
| 3.1 Identifier et quantifier les causes des dommages | 117 |
| 3.2 Capturer les effets spatiaux sur les dommages..... | 118 |
| 3.3 Déterminer le caractère aléatoire des dommages..... | 118 |
| 3.4 Lever l'incertitude liée au temps..... | 118 |
| 3.5 Choix méthodologique..... | 119 |
| SOUS-PARTIE 1 : MODELISATION DES DOMMAGES AGRICOLES PAR | |
| L'ECONOMETRIE SPATIALE | 121 |
| INTRODUCTION..... | 122 |
| 1. Utilisation des concepts de l'économie géographique sur les dommages agricoles..... | 123 |
| 1.1 Conséquences de l'introduction de l'espace dans le modèle microéconomique de base | 124 |
| 1.2 Développement du modèle théorique vers un modèle économétrique spatial | 125 |
| 2. Analyse spatiale des dommages agricoles sur la région Aquitaine..... | 127 |
| 2.1 Les bases de données utilisées à l'échelle communale..... | 127 |
| 2.1.1 Les dommages agricoles du sanglier | 129 |
| 2.1.2 Les tableaux de chasse de sangliers | 134 |
| 2.1.3 Le milieu naturel | 136 |
| 2.2 Détection des autocorrélations spatiales sur les dommages agricoles dans la région | |
| Aquitaine..... | 138 |
| 2.2.1 La mesure de la proximité..... | 139 |
| 2.2.2 Autocorrélation spatiale générale..... | 142 |
| 2.2.3 Autocorrélation spatiale locale..... | 144 |
| 3. Modèles économétriques spatiaux..... | 149 |
| 3.1 Le modèle Tobit a-spatial | 149 |
| 3.2 Le modèle Tobit spatial autorégressif..... | 152 |
| 3.3 Le modèle Tobit spatial de Durbin | 154 |
| 3.4 Les résultats des 5 modèles économétriques..... | 156 |
| 3.5 Les effets directs, indirects et totaux..... | 161 |
| CONCLUSION..... | 165 |
| BIBLIOGRAPHIE | 167 |

| | |
|---|------------|
| SOUS-PARTIE 2: MODELISATION DES DOMMAGES FORESTIERS PAR LA DYNAMIQUE DES SYSTEMES | 173 |
| INTRODUCTION | 174 |
| 1. SYNTHÈSE DES RESULTATS SCIENTIFIQUES SUR LES DEGATS FORESTIERS | 177 |
| 1.1 L'écorticage..... | 178 |
| 1.1.1 Définition | 178 |
| 1.1.2 Détermination de l'âge de l'écorticage | 179 |
| 1.1.3 Quantification de l'importance de l'écorticage | 179 |
| 1.1.4 Conséquences de l'écorticage sur le pin maritime | 181 |
| 1.2 L'abroustissement | 182 |
| 1.2.1 Définition | 182 |
| 1.2.2 Détermination de l'hauteur et de l'âge des arbres abroustés..... | 182 |
| 1.2.3 Quantification de l'importance de l'abroustissement dans le département des Landes | 182 |
| 1.2.4 Conséquences de l'abroustissement sur le pin maritime | 184 |
| 1.3 Le frottis..... | 185 |
| 1.3.1 Définition | 185 |
| 1.3.2 Détermination de l'hauteur et de l'âge des frottis..... | 186 |
| 1.3.3 Quantification des arbres frottés par les cervidés | 186 |
| 1.3.4 Conséquences du frottis | 187 |
| 1.4 Discussions | 187 |
| 2. PERCEPTION DES DOMMAGES FORESTIERS PAR LES SYLVICULTEURS | 188 |
| 2.1 Problématique de la mise en place de l'observatoire des dégâts forestiers en Gironde | 188 |
| 2.2 L'enquête menée par l'observatoire des dégâts | 188 |
| 2.3 Analyse des données de l'enquête | 190 |
| 2.3.1 Localisation géographique | 190 |
| 2.3.2 Les surfaces détruites par le grand gibier..... | 191 |
| 2.3.3 Mode de plantation | 192 |
| 2.3.4 Surfaces touchées par type de dégâts | 193 |
| 2.3.5 L'âge de sensibilité des peuplements..... | 193 |
| 2.3.6 Taux d'atteinte | 194 |
| 2.3.7 Les espèces responsables | 195 |
| 2.3.8 L'impact de la tempête de 1999 | 197 |
| 2.4 Discussions | 197 |
| 3. CONSTRUCTION DE MODELES DYNAMIQUES DE SIMULATION DES DOMMAGES FORESTIERS | 198 |
| 3.1 Généralités sur les modèles dynamiques..... | 199 |
| 3.1.1 Revue de la littérature | 199 |
| 3.1.2 Les objectifs de la création de nouveaux modèles forêts-cervidés sur le Massif des Landes de Gascogne | 200 |
| 3.1.3 La démarche systémique..... | 201 |
| 3.1.4 La structure des modèles forêts-cervidés..... | 202 |
| 3.1.5 Les éléments composants les modèles dynamiques..... | 202 |

| | | |
|---|--|------------|
| 3.2 | La dynamique de la population | 204 |
| 3.2.1 | Le modèle théorique de croissance logistique | 204 |
| 3.2.2 | Paramétrage du modèle pour le cerf élaphe | 209 |
| 3.2.3 | Les résultats des simulations avec 6 scénarios sur le cerf..... | 213 |
| 3.2.4 | Paramétrage du modèle pour le chevreuil..... | 216 |
| 3.2.5 | Les résultats des simulations de la population des chevreuils | 219 |
| 3.3 | La croissance du pin maritime..... | 222 |
| 3.3.1 | La biomasse disponible à l'échelle d'un arbre..... | 223 |
| 3.3.2 | La biomasse disponible à l'échelle d'une parcelle de forêt de 1 ha..... | 225 |
| 3.3.3 | La biomasse à l'échelle du Massif des Landes de Gascogne..... | 227 |
| 3.4 | L'impact de l'écorçage par le cerf..... | 229 |
| 3.4.1 | L'impact physique de l'écorçage | 229 |
| 3.4.2 | L'impact économique de l'écorçage | 235 |
| 3.4.3 | Test de sensibilité des résultats | 240 |
| 3.5 | L'impact de l'abrouissement par chevreuil..... | 242 |
| 3.5.1 | L'impact physique de l'abrouissement | 242 |
| 3.5.2 | L'impact économique de l'abrouissement | 245 |
| 3.5.3 | Test de sensibilité des résultats | 249 |
| | CONCLUSION..... | 251 |
| | BIBLIOGRAPHIE | 254 |
| | | |
| TROISIEME PARTIE : INSERTION DES BENEFICES ET DES COUTS DU GRAND | | |
| GIBIER DANS DES MODELES BIOECONOMIQUES | | |
| | INTRODUCTION..... | 261 |
| | INTRODUCTION..... | 262 |
| 1. | MODELE BIOECONOMIQUE DYNAMIQUE AGREGE..... | 263 |
| 1.1 | Revue de la littérature sur les modèles bioéconomiques sur la faune sauvage..... | 263 |
| 1.2 | Le modèle théorique agrégé | 265 |
| 1.2.1 | Le bénéfice net social pour le grand gibier | 265 |
| 1.2.2 | Résolution du modèle dynamique agrégé | 269 |
| 1.2.3 | Classification des espèces | 271 |
| 1.2.4 | Diagramme des phases..... | 272 |
| 1.2.5 | Résolution analytique du modèle avec les formes fonctionnelles..... | 277 |
| 1.3 | Calibrage du modèle pour les trois espèces de grand gibier dans la région Aquitaine | 281 |
| 1.3.1 | Les paramètres écologiques | 281 |
| 1.3.2 | Le taux de croissance de la population | 281 |
| 1.3.3 | La capacité de charge du milieu..... | 282 |
| 1.3.4 | Les paramètres économiques | 284 |
| 1.4 | Résultats pour les trois espèces : sanglier, chevreuil et cerf..... | 289 |
| 1.4.1 | Le sanglier..... | 289 |
| 1.4.2 | Le chevreuil | 291 |
| 1.4.3 | Le cerf | 293 |

| | |
|---|------------|
| 2. MODELE BIOECONOMIQUE DYNAMIQUE SPATIALISE | 295 |
| 2.1 Le modèle théorique spatialisé..... | 295 |
| 2.1.1 Le bénéfice net social..... | 296 |
| 2.1.2 Résolution du modèle spatialisé..... | 299 |
| 2.1.3 Les formes fonctionnelles adoptées | 301 |
| 2.1.4 Le modèle bioéconomique spatialisé avec les formes fonctionnelles..... | 303 |
| 2.2 Calibrage du modèle spatialisé pour le sanglier à l'échelle d'une unité de gestion.... | 305 |
| 2.2.1 Les paramètres économiques | 307 |
| 2.2.2 Les paramètres biologiques..... | 308 |
| 2.3 Résultats pour le sanglier | 310 |
| CONCLUSION..... | 317 |
| BIBLIOGRAPHIE | 319 |
| | |
| CONCLUSION GENERALE | 323 |
| | |
| BIBLIOGRAPHIE | 336 |
| ANNEXES | 337 |
| SIGLES ET ABREVIATIONS..... | 377 |
| LISTE DES TABLEAUX, FIGURES, CARTES, ENCADRES ET ANNEXES..... | 379 |
| TABLE DES MATIERES | 387 |