

# MODELISATION MULTI-AGENTS D'UN SERVICE ECOSYSTEMIQUE: SCENARIOS DE SYSTEMES D'EQUARRISSAGE PAR DES RAPACES NECROPHAGES

Helene Dupont

# ▶ To cite this version:

Helene Dupont. MODELISATION MULTI-AGENTS D'UN SERVICE ECOSYSTEMIQUE: SCENARIOS DE SYSTEMES D'EQUARRISSAGE PAR DES RAPACES NECROPHAGES. Sciences de la Terre. Ecole Normale Supérieure de Paris - ENS Paris, 2011. Français. NNT: . tel-00598563

# HAL Id: tel-00598563 https://theses.hal.science/tel-00598563

Submitted on 6 Jun 2011

**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.







# THESE pour obtenir le grade de DOCTEUR de l'ECOLE NORMALE SUPERIEURE

Spécialité : Frontières Interdisciplinaires du Vivant

Présentée par Hélène Dupont

# MODELISATION MULTI-AGENTS D'UN SERVICE ECOSYSTEMIQUE

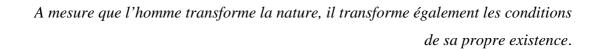
### SCENARIOS DE SYSTEMES D'EQUARRISSAGE PAR DES RAPACES NECROPHAGES

Ecole doctorale Frontières du Vivant (ED 474)

# Préparée à l'UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des Populations

# Soutenue le 29 avril 2011 devant le jury composé de

Abbadie Luc	Professeur à l'université Paris VI, directeur du laboratoire BIOEMCO	Examinateur
Bergandi Donato	Maître de conférences au MNHN	Rapporteur
Bobbé Sophie	Chercheure associée au Centre Edgar Morin CNRS/EHESS	Co-Directrice de thèse
Fritz Hervé	Directeur de recherche CNRS	Rapporteur
Larrère Raphaël	Directeur de recherche INRA	Examinateur
Le Page Christophe	Cadre de recherche CIRAD	Examinateur
Mathevet Raphaël	Chargé de recherche CNRS	Examinateur
Sarrazin François	Professeur Université Paris VI	Directeur de thèse



Michel Loreau, lors de la conférence internationale « Biodiversité, science et gourvernance », Paris, 24-28 janvier 2005.

#### Remerciements

Je tiens à remercier ma directrice et mon directeur de thèse, avec lesquels nous avons partagé des réunions interdisciplinaires hautes en couleur, qui furent des fois un vrai plaisir et des fois telles une pelote de nœud gordiens. Ils m'ont apporté dans leur domaine respectif et au-delà du domaine des sciences. Merci Sophie pour m'avoir acceptée sur le terrain et t'être tant appliquée à la relecture du manuscrit. Merci François pour tes encouragements, tes bons conseils et ta bonne humeur.

Je souhaite remercier les membres de mon comité de thèse ; Harold Levrel, Nicolas Becu, Frederique Amblard, Carmen Bessa Gomez. Merci Harold pour m'avoir fait découvrir le grand monde de la modélisation multi-agents, et t'être investi pour m'offrir l'opportunité de faire ce travail de thèse. Et je remercie Christian Kerbiriou qui m'a fait mettre en boite les touristes d'Ouessant lors de mon stage de M2. Merci à Nicolas -qui m'a initié à la modélisation multi-agents, et conseillée pour gérer ce travail interdisciplinaire- pour ton aide et ta bienveillance.

Merci à Romain Lorrillière et à Bruno pour leur participation au développement du modèle adapté aux Grands Causses.

Merci «aux gars des Causses » comme tu le dis si bien Thierry, donc toi et Philippe, et des pensées bienveillantes à Bertrand qui nous à quitté. A Olivier Duriez, qui m'a fait découvrir les Causses et m'a hébergé à plusieurs reprises dans les Causses. Aux éleveurs qui m'ont reçu, qui bravent les rigueurs des plateaux ...

Un grand merci à tous ceux qui m'ont apporté, d'un toit sur la tête aux petits plats, en passant par les discussions qui inspirent ou réconfortent, les moments partagés qui permettent de réguler les palpitations cardiaques occasionnées par les échecs et les incertitudes du travail.

Et tout d'abord à celui qui m'a accompagné au long de ces années, Pico.

A J-B, véritable frère de thèse, tuteur de tous les jours, que dis-je, directeur de substitution par moment! qui a toujours été là, à deux bureaux derrière, du début jusqu'à la fin. A Jean Claude qui lui, est parti, mais qui m'a légué son bureau, et laissé de bons souvenirs de moments passagers de folies verbales. A Noélie et Allano, qui partagent les mêmes symptômes. A Cat, Laure, Carole, Alzira, AnneDo, Audrey, Claire, Emmanuelle, Nathalie, Alix, Julie. Aux fidèles de la pause clope au jardin, Vincent et Colin. La bonne humeur et l'ambiance chaleureuse du labo ne tient pas qu'aux chercheurs et doctorants du 61 mais aussi ceux du 55, Camila et François, Marine et Stéphane. Merci à ce cher organisateur de soirées tropicales et rythmées, Pierre, l'EGB de la rue Cuvier.

Et, que n'aurait été l'atmosphère de ces années sans les doctorants du département Homme Nature Société dont les plus téméraires (des HNS qui osent fréquenter des EGB); Cindy, Anne-Claire, J-T, BenabOurs, Nico M. (le pigeon, le vautour, même combat...). Ah et merci aussi à Rabah -chez qui la mixité doctorante examine des questions tout à fait originales- pour ta bienveillance.

Je remercie Père, Mère et Frère, ainsi qu'Oncle et Maguy, pour la force qu'ils me donnent. Et mon autre famille, mes chers colocataires passés et présents, qui ont accepté mes

humeurs durant les périodes difficiles et m'ont généreusement et « inventivement » soutenue; l'énigmatique Ancre Noire, Fred, Denis, Cem et Juanito.

Les amis qui n'ont pas partagé mon quotidien, mais qui ont toujours été présents, avec une mention spéciale pour d'autres coureurs de fond du doctorat, Fanny et Mickaël, et des coureurs de fond qui vont dans d'autres directions, Nath, Muxu, Céline, Carine, JuanGabo, Romano, Adriano.

Et puis merci à ceux qui ont déjà pas mal couru et qui transmettent à présent leur expérience pour garder un esprit sain dans un corps sain (parce que la fonte musculaire et l'asphyxie sont de réels dangers pour les utilisateurs réguliers d'ordinateur que sont les thésards), Eunice, Hélène J., Florence, maître Dickson et les autres du Kung Fu, Fabien, Maria, Ling Ling.

... last but not least, merci à celui qui m'a mis en tête la drôle d'idée que de faire une thèse, Nico B.

#### Préambule.

Cette thèse a été sélectionnée et soutenue par l'école doctorale Frontière du Vivant (ED 474) qui cherche à promouvoir des recherches interdisciplinaires dont le point commun est d'associer la science de la vie à une autre discipline (Physique, Chimie, Philosophie, Mathématiques, Economie, etc...). Le sujet de mon travail de thèse prend racine dans la science de la conservation, au laboratoire de Conservation des Espèces, Suivi et Restauration des Populations (UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC). Or, les problématiques que rencontrent les sciences de la conservation comportent bien souvent des dimensions écologiques et sociales. C'est le cas de la problématique dont il est question dans ce manuscrit. En vue d'aborder la question de la pérennité de populations de rapaces nécrophages, elle se base sur les rapports entre ces animaux sauvages et la société, en particulier les éleveurs qui les côtoient quotidiennement. Elle comporte un caractère plus appliqué que fondamental. De plus, la problématique s'inscrit dans le courant de recherches actuel sur les services écosystémiques, qui offre un cadre d'approche particulier pour envisager les systèmes socio-écologiques.

Le travail mené au cours de cette thèse a pris place dans un projet de recherche mené sous la responsabilité de François Sarrazin (UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC), dans le cadre du programme DIVA (Action Publique, Agriculture et Biodiversité). Ce programme, piloté par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement, a vocation à soutenir des projets de recherches interdisciplinaires pour la définition ou la mise en œuvre des actions publiques qui répondent aux enjeux de préservation et de prise en compte de la biodiversité dans l'évolution de l'agriculture.

La démarche générale ainsi que les méthodologies adoptées au cours de ce travail résultent d'étroites collaborations avec notamment mes directeurs de thèse, François Sarrazin et Sophie Bobbé (anthropologue, chercheure associée INRA, Centre Edgar Morin UMR8177 CNRS/EHESS). L'outil principal mobilisé dans ce travail, à savoir la modélisation multiagents, a été conçu comme possible moyen d'intégrer les connaissances de natures différentes (écologie et ethnologie). Le travail de terrain a été réalisé suivant une méthodologie de sciences humaines, avec Sophie Bobbé. De nombreuses réunions ont eu lieu afin de définir les questions traitées au cours de ces trois ans et les moyens d'y répondre, afin d'éviter autant que

possible de dénaturer les apports spécifiques des disciplines, en particulier ceux provenant des sciences sociales.

De cet exercice résulte un travail à caractère expérimental puisque les disciplines ont été convoquées au service d'une problématique. Cette approche peut être considérée comme différente des thèses traditionnelles, qui contribuent généralement à la recherche dans un champ disciplinaire particulier. La contribution de ce travail s'inscrit moins dans un champ de recherche bien défini ; il s'agissait d'éclairer une problématique particulière en tentant de prendre en compte ses différentes dimensions (écologique et sociale), en s'appuyant sur des outils de recherche (données, concepts) et des échanges entre chercheurs de différentes disciplines. Aussi, le format est quelque peu différent des thèses en écologie ou en sciences sociales. Le manuscrit a donc été écrit de manière à être accessible par des non-spécialistes en écologie, en sciences sociales et en modélisation. De plus, au-delà du strict traitement de la problématique, une partie du travail était de mener une démarche réflexive sur la méthodologie employée, exposée en discussion finale.

# Table des matières.

I.	INTRODUCTION.	1
1.	LA GESTION DE LA NATURE POUR LE BIEN-ETRE HUMAIN.	1
2.	LES DEVELOPPEMENTS SCIENTIFIQUES SUR LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES	5
3.	LES VAUTOURS, DES PRODUCTEURS DE SERVICES EN DECLIN DANS LE MONDE	8
	3.1. Les services rendus par les vautours	8
	3.2. Le déclin des vautours	9
4.	LA PROBLEMATIQUE ET LA METHODOLOGIE.	12
	4.1. La problématique	12
	4.2. L'angle d'approche et la méthodologie générale	13
	4.3. Les choix méthodologiques	
	4.3.1. La modélisation multi-agents	
_	4.3.2. Des entretiens semi-directifs.	
5.	LA STRUCTURE DE LA THESE.	20
II.	L'EQUARRISSAGE EN FRANCE: DES VAUTOURS ET DES ENTREPRISES	
1.	L'EMERGENCE DE L'EQUARRISSAGE NATUREL.	23
	1.1. Le Vautour fauve : cycle de vie, comportement et démographie	23
	1.2. Le déclin et les réintroductions des populations de vautours fauves	
	1.3. Les dispositifs d'équarrissage naturel.	30
2.		
	2.1. Les débuts de l'équarrissage	
	2.2. Les réformes financières	
	2.3. Les réformes financières et l'équarrissage naturel	
	2.4. Vers la valorisation économique des carcasses	
	2.5. La réglementation sanitaire et l'équarrissage sanitaire : le cas d'une crise d'épizootie	
	2.6. Un nouveau texte réglementaire	
	2.7. Des conséquences de la décision européenne du 12 mai 2003	37
III.	PRATIQUES D'ELEVAGE ET D'EQUARRISSAGE DANS LES GRANDS CAUSSES	41
1.	LES PRATIQUES PASTORALES CAUSSENARDES.	43
	1.1. La diversité des exploitations	
	1.2. Les techniques d'élevage, les filières de production et la mortalité des bêtes	44
2.	L'IMPLICATION D'ACTEURS LOCAUX DANS LA GESTION DE L'EQUARRISSAGE	
	2.1. Les entreprises d'équarrissage	
	2.2. Le Parc National des Cévennes (PNC) et la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO)	46
	2.3. Les directions départementales des services vétérinaires et de l'agriculture	47
3.	LES MODALITES DES CHOIX DE DISPOSITIFS D'EQUARRISSAGE PAR LES ELEVEURS	49
	3.1. Des critères de choix partagés par les éleveurs: l'assurance et la rapidité de l'élimination de	des
	carcasses	
	3.2. La perception des vautours comme critère de choix	50
	3.3. Un critère de choix historique : le poids de la tradition	51
	3.4. La Contribution Volontaire Obligatoire : un nouveau critère de choix ?	52
	3.5. Les dommages sur le bétail causés par les vautours, un nouveau critère de choix ?	52
	3.6. Les dispositifs d'équarrissage : entre continuité et changement	53

IV.	LA MODELISATION MULTI-AGENTS DU SYSTEME ETUDIE	57
1.	LES OBJECTIFS DE LA MODELISATION.	57
2.	LES AGENTS: VARIABLES D'ETAT ET ECHELLES.	58
3.	LES PROCESSUS ET LEUR ENCHAINEMENT.	60
4.	LES ELEMENTS CONCEPTUALISES DANS LE MODELE.	60
5.		
6.		
7.		
v.	LA GESTION DE L'EQUARRISSAGE NATUREL, ENTRE PRATIQUES HUMAINES	
CON	MPORTEMENTS D'ALIMENTATION DES RAPACES NECROPHAGES	73
1.	LA SENSIBILITE DES INDICATEURS A LA QUANTITE ET A LA REPARTITION SPATIALE DES RESSOURCES	75
	1.1. Les scénarios	75
	1.2. L'efficacité d'équarrissage pour les utilisateurs de placette	75
	1.3. L'effectif de la population de vautours	
2.	LA SENSIBILITE DES INDICATEURS A LA REPARTITION TEMPORELLE DES RESSOURCES	
	2.1. Les scénarios	
	2.2. L'efficacité d'équarrissage pour les utilisateurs de placette	
	2.3. L'effectif et la structure de population de vautours	
3	LA SENSIBILITE DES INDICATEURS AUX COMPORTEMENTS DES RAPACES NECROPHAGES	
٥.	3.1. Les scénarios.	
	3.2. L'efficacité d'équarrissage.	
	3.2.1. Les effets du comportement de prospection	
	3.2.2. L'effet de l'intensité de la compétition intra-spécifique subie par les juvéniles	
	3.3. L'effectif et la structure de la population de vautours	
4.	** *	
•••	4.1. La modélisation de l'équarrissage par les vautours	
	4.2. La gestion de l'équarrissage naturel et de population de vautours.	
	4.2.1. De l'utilisation des dispositifs d'équarrissage	
	4.2.2. L'élevage et l'équarrissage naturel.	
	LES CONSEQUENCES DES DECISIONS, PREFERENCES ET STRATEG QUARRISSAGE SUR LES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX ET ECONOMIQUES	103
1.		
	1.1. La constitution des scénarios.	
	1.1.1. Les scénarios de contexte d'équarrissage.	
	1.1.2. Les profils et pratiques d'équarrissage des éleveurs.  1.1.3. Les pratiques d'équarrissage selon les contextes.	
	1.1.3. Les pratiques d'équarrissage selon les contextes	
	1.1.4. La constitution de populations d'élèveurs.  1.1.5. Les indicateurs donnés par le modèle.	
	1.2. Résultats.	
	1.2.1. L'effectif de vautours.	
	1.2.2. L'efficacité d'équarrissage.	
	1.2.3. L'insatisfaction ou les carcasses « détruites » par les éleveurs.	
	1.2.4. Les émissions de carbone dues aux collectes.	
	1.2.5. Les coûts des collectes	
	1.2.6. Récapitulatif des résultats.	
	1.2.7. Les conséquences de l'arrêt de l'utilisation des placettes officieuses	
2.	LES CONSEQUENCES DE STRATEGIES D'EQUARRISSAGE BASEES SUR DES CRITERES DE PREFERENCE	128
	2.1. Les scénarios de stratégie d'équarrissage	128
	2.2. Les résultats.	131

	2.2.1.	Les conséquences des stratégies « types ».	131
	2.2.2.	1 · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	
3.	L'EQ	UARRISSAGE NATUREL SELON DES STRATEGIES BASEES SUR LA MOBILISATION D'INFORMATIONS	. 138
	<i>3.1.</i>	Les scénarios.	
	<i>3.2.</i>	Les conséquences selon le nombre d'éleveurs utilisant l'équarrissage naturel	. 140
	<i>3.3</i> .	Les conséquences de la transmission d'informations entre les éleveurs	. 141
	3.3.1.		
	3.3.2.	La transmission de l'information composée.	144
4.	DISC	USSION	
	4.1.	Les hypothèses de modélisation.	
	4.1.1.	T T T T T T T T T T T T T T T T T T T	
	4.1.2.	1	
	4.2.	Les implications des résultats pour la gestion de l'équarrissage	
	4.2.1.	r r	
	4.2.2. 4.2.3.	1	
VII.	L'AI	DAPTATION DU MODELE GENERIQUE A LA SITUATION DES GRANDS CAUSSES	. 162
1.	L'AD	APTATION DU MODELE A LA SITUATION CAUSSENARDE	. 162
	1.1.	La zone représentée dans le modèle.	. 162
	1.2.	Les gestionnaires et les entreprises d'équarrissage	
	1.3.	Les exploitations	
	1.4.	Les pratiques d'équarrissage	. 166
	1.5.	La zone de nidification des vautours	
	1.6.	Les indicateurs donnés par le modèle.	
	1.7.	Les scénarios.	
2.	RESU	LTATS	
	2.1.	L'incertitude sur le nombre d'ovins présents dans la zone étudiée	
	2.2.	L'incertitude sur l'intensité de la compétition intra-spécifique pour les juvéniles	
	2.3.	Les aspects spatiaux.	
	2.4.	Scénario sur les pratiques d'équarrissage.	
	2.4.1.		
	2.4.2.	•	
	2.4.3.		
3.		USSION	
	3.1.	Les effets d'éléments spatialisés	. 178
	3.2.	La population de vautours, estimations et données empiriques	
	3.3.	Implication des résultats pour la gestion.	
VIII		CUSSION GENERALE	. 188
1. E0		ACE DES SCIENCES SOCIALES DANS LES APPROCHES DE MODELISATION DE SYSTEMES SOCIO- IES.	. 189
	1.1.	Les simplifications nécessaires à la modélisation.	
	1.2.	Des informations déterminantes mais irréductibles à la modélisation.	
	1.3.	Conclusion sur la méthodologie et complémentarité des approches modèle-entretiens	
2.		ICE D'EQUARRISSAGE NATUREL ET GESTION DURABLE DES POPULATIONS DE VAUTOURS	
	2.1.	Le concept de service pour la conservation des vautours : aspects théoriques	
	2.1.1.	L'aspect utilitaire ou des bénéfices pour la conservation des vautours.	
	2.1.2.		
	2.2.	Les vautours comme producteurs de service, aspects pratiques	
	2.2.1.	Le service rendu par les entreprises, le service rendu par les vautours.	

	2.2.2.	Les arguments portés par les associations de protection de la nature	200
	2.2.3.	Un argument nécessaire mais peut-être insuffisant.	200
	2.2.4.		202
3.	LES S	ERVICES ECOSYSTEMIQUES AU SERVICE DE LA CONSERVATION.	
	3.1.	Une perspective utilitariste, un chemin vers la conservation?	205
	3.2.	La réintégration de l'écologie dans le concept de SE, un chemin vers la conservation ?	
	3.3.	La conservation et les mécanismes de préservation des services écosystémiques	
	3.4.	Une question de rapport à la nature ?	210
	PERSP	ECTIVES	214
	LIVRE	T DES SIMULATIONS	217
	REFER	ENCES BIBLIOGRAPHIQUES	225
	ANNEX	XES	243

#### Annexe 1

Dupont H., Mihoub J.B., Becu N. and Sarrazin F., 2011. Modelling interactions between scavenger behaviour and farming practices: Impacts on scavenger population and ecosystem service efficiency. *Ecological Modelling*, 222:982–992.

#### Annexe 2

Modelling the consequences of farmer's carcass removal practices on scavengers' ecological service. H. Dupont, J.-B. Mihoub, S. Bobbe, F. Sarrazin. Manuscrit en préparation.

#### Annexe 3

Ecological service is the third piece fixing the puzzle of European vulture conservation: a reply to Margalida et al. François Sarrazin, Helène Dupont, Sophie Bobbé, Carmen Bessa Gomes, Chloé Deygout, Olivier Duriez, Raphael Néouze, Jean Baptiste Mihoub, Pascal Orabi. Manuscrit en préparation

# I. Introduction.

Les hommes continuent d'être exposés aux dangers venant de la nature, et souvent de leur propre fait : certaines façons de commander à la nature ont des retombées préjudiciables. R. Larrère, 1997

### 1. La gestion de la nature pour le bien-être humain.

« Le mot « gestion » est l'un des termes les plus employés à notre époque » (Génot, 2003). L'utilisation de ce terme à propos de l'environnement est devenue courante dans les discours scientifiques (e.g. « ecosystem management » (Grumbine, 1994; Roe and Van Eeten, 2002) et politiques (avec la « gestion des ressources naturelles »). Si la recherche de la maîtrise sur l'environnement n'est pas une démarche nouvelle, au vu des développements connus en zootechnie, en agronomie, et dans une moindre mesure à propos de la gestion de la faune sauvage (e.g. Messmer et al., 1999; Cvetkovich and Winter, 2003), la conception de la nature comme un « bien à administrer » est relativement récente.

Des études scientifiques indiquent que nous sommes entrés dans une phase d'extinction de masse et que beaucoup d'écosystèmes ont été détruits ou sont en danger (Brooks et al., 2002). Contrairement aux précédentes crises d'extinctions massives, celle-ci se produit sur une période de temps réduite (Singh, 2002) -les taux seraient de 1000 à 10 000 fois supérieurs à ceux déterminés d'après les fossiles (Singh, 2002) - et pourrait être due aux activités humaines. Ces études présentent cependant des points faibles : les estimations du nombre d'espèces sont très variables, il est donc difficile d'apprécier l'intensité de l'extinction actuelle. Cependant, les études sur la crise de la biodiversité ont posé la question de la responsabilité des humains sur leur environnement et les impacts de sa modification pour la vie des « générations futures » (rapport Brundtland, 2010). En effet, l'érosion de la biodiversité menace les ressources dont nous disposons, et nombre d'exemples mettent en évidence la responsabilité humaine dans la « crise environnementale » (Larrère et Larrère, 1997). La crise est « une multitude de dommages précis, de pollutions localisées, de dangers identifiés, mais aussi de catastrophes exemplaires (Seveso, Bhopal, Tchernobyl, la « mort de la mer d'Aral », les « marées noires »...) et jusqu'à la probable menace qui pèse sur nos ressources (érosion de la diversité biologique, déforestation des régions tropicales) ou sur

notre vie (déchirure de la couche d'ozone, effet de serre etc...) » (Larrère et Larrère, 1997). La crise de la biodiversité a ainsi été reconnue sur la scène politique, à travers plusieurs sommets et accords internationaux comme la Convention sur la Diversité Biologique (1992), le protocole de Kyoto (1997), le protocole de Nagoya (2010), et des textes nationaux comme la stratégie nationale pour la biodiversité (2004) et le Grenelle de l'environnement (2007). Les préoccupations locales concernant la conservation d'espaces et d'espèces, laissent la place à l'appréhension d'une nature globale, dont la conservation devient un enjeu planétaire (Larrère et Larrère, 1997).

Dans la sphère scientifique, les sciences de la conservation qui ont une vocation à l'action (Maris, 2006), tendent vers l'interdisciplinarité, dont l'importance est soulignée par Balmford et Cowling (2006): « The key to increasing the future contribution of biologists to on-the-ground conservation interventions lies in accepting that reality [that conservation is primarily not about biology but about people and the choices they make] and in working much more closely with experts from other disciplines, especially social sciences ». Au-delà des techniques de réintroduction ou de restauration des populations, la conservation de la biodiversité est une problématique politique, au sens large du terme. Son application sur le terrain dépend alors des arguments dont les chercheurs, les organisations et les associations pour la protection de l'environnement disposent face aux divers interlocuteurs qu'elles peuvent rencontrer pour agir. Or, la discipline de la biologie de la conservation s'est construite à partir d'une conception de la nature qui donne à sa protection une valeur normative, c'est-à dire qu'il « faut » la protéger (Maris, 2006). Elaborée à partir des idées de Kant, cette posture morale peut refléter l'attribution d'une valeur intrinsèque aux êtres vivants, en considérant que tout organisme est une « fin en soi » (Larrère et Larrère, 1997). Une telle conception n'appelle pas à justifier la protection de la biodiversité puisque la légitimité de la protéger est déjà supposée.

Les « protecteurs » de l'environnement se retrouvent bien souvent confrontés aux préoccupations économiques et sociales défendues par les différents acteurs présents sur le terrain, qui ne sont pas toujours compatibles avec les actions de protection de la nature. Depuis la fin des années 90, le développement du concept de services rendus par la nature, ou services écosystémiques, a ouvert la voie à la production d'arguments pour la conservation de la nature. Ce concept a été largement marqué par le Millenium Ecosystem Assessment (M.E.A., 2005), un programme de recherches lancé par le secrétaire général de l'ONU, Kofi Annan, entre 2001 et 2005, et composé de 1 360 scientifiques issus de 95 pays ainsi que d'un

conseil indépendant de 80 personnes chargées de valider les résultats du programme. L'objectif était de comprendre les interdépendances entre les éléments qui composent et génèrent les processus écosystémiques, dont les propriétés peuvent satisfaire les besoins nécessaires à la vie humaine et participer à son bien-être. Les services écosystémiques (Fig. 1.1) y sont ainsi présentés comme « les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes » (M.E.A., 2005), une définition qui est devenue consensuelle. Il s'agissait donc du premier programme à l'échelle de la planète ayant pour objectif d'intégrer les enjeux économiques, écologiques et sociaux de la conservation de la biodiversité (Levrel, 2006) avec pour dimension finale de donner des informations sur les changements écosystémiques et leurs conséquences pour les Gouvernements, les ONG, les scientifiques et les citoyens (M.E.A., 2005).

Une brève présentation des principaux développements scientifiques à propos des services écosystémiques permet de positionner la démarche adoptée pour ce travail parmi celles qui utilisent ce concept. Le champ des études qui les mentionnent est très vaste et les exemples cités ici n'ont pas vocation à être exhaustifs mais plutôt représentatifs de leur diversité.

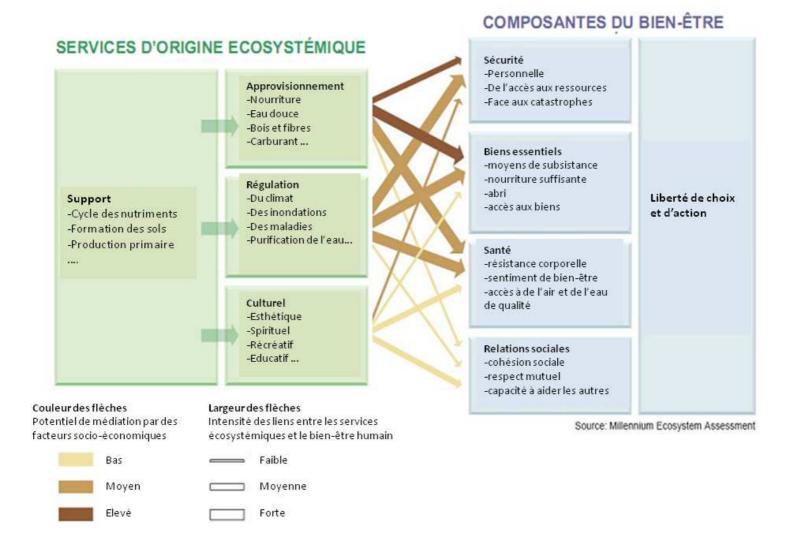


Fig. 1.1. Présentation des services écosystémiques par le MEA. Les services d'approvisionnement également appelés "services de prélèvement" sont les biens consommables que procurent les écosystèmes, tels que la nourriture, l'eau douce, le bois et les fibres... Les services de régulation sont les bienfaits qui découlent de la régulation des processus liés aux écosystèmes, tels que la régulation du climat, de l'eau et de certaines maladies humaines. Les services culturels sont les bienfaits non matériels que procurent les écosystèmes à travers l'enrichissement spirituel, le développement cognitif, la réflexion, les loisirs et l'expérience esthétique, tels que les systèmes de savoir, les relations sociales et les valeurs esthétiques. Les services de soutien ou de support correspondent à la production de tous les autres services fournis par les écosystèmes. Ils comprennent la production de biomasse, la production d'oxygène atmosphérique, la formation et la rétention des sols, le cycle des éléments nutritifs, le cycle de l'eau et l'offre d'habitats. (i.e. M.E.A., 2005).

# 2. Les développements scientifiques sur les services écosystémiques.

Les études fondatrices du concept de service écosystémique ont débuté avant le MEA. Comme l'indique la terminologie, ce concept a été principalement développé par des économistes de l'environnement et a donné lieu à des évaluations monétaires (Hawkins, 2003) dans le but de favoriser la protection d'espèces ou d'espaces « utiles ». Par exemple, la valeur des services écosystémiques à l'échelle mondiale avait été évaluée à 30 000 milliards de dollars en 1997 (Costanza et al., 1997), le marché des médicaments issus des plantes représentait 36 milliards de dollars par an aux Etats Unis en 1998 (Pimentel, 1998), ou encore, les organismes pollinisateurs procuraient un service estimé de 4,1 à 6,7 milliards par an en 1997 (Nabhan and Buchmann, 1997). Bien que ces approches soulignent l'intérêt d'une gestion durable des écosystèmes, les informations qui en sont issues sont limitées et ne prennent pas en compte l'incertitude et les phénomènes d'irréversibilité (Chee, 2004). La valeur monétaire donnée à un élément naturel, une espèce ou un processus issu d'interactions entre un ensemble d'espèces et avec leur environnement biophysique, ne peut être absolue (Daily, 1997). Les évaluations ont un caractère relatif dépendant de la méthode d'évaluation mais aussi de la conjoncture économique au moment de l'évaluation ou des hypothèses sous jacentes aux modèles de prévision de la demande. Hormis les critiques que des économistes ont pu faire sur l'aspect méthodologique (e.g. Serafy, 1998), cette démarche soulève un problème éthique concernant l'utilisation de tels calculs dans des décisions politiques (Toman, 1998; Nunes and van den Bergh, 2001). La réduction des entités naturelles à une valeur unidimensionnelle et atemporelle ouvre la possibilité les intégrer dans des logiques marchandes, ou de les soumettre à des analyses coûts-bénéfices basées sur des évaluations partielles et contextuelles de leurs valeurs (Meral, 2011). De plus, on peut noter que les économistes ont reclassé les services écosystémiques, sans prendre en compte les services de support, difficiles à évaluer économiquement (Meral, 2011).

En écologie, le concept de service écosystémique apporte une dimension nécessaire à la compréhension des mécanismes naturels (*i.e.* pollinisation, eutrophisation...), sans pour autant modifier en profondeur les méthodes de travail puisque l'étude des propriétés des systèmes naturels, des attributs, des fonctions des écosystèmes et des interactions entre espèces sont les bases de la recherche. Les nouveaux défis sont générés par la grille de lecture en termes de services, par exemple l'identification des entités productrices de service, les

facteurs qui peuvent les influencer et les échelles temporelles et spatiales auxquelles ils sont associés (Luck et al., 2003; Kremen, 2005), la recherche de proxis plus pertinents pour représenter la relation entre la productivité d'un service et la biodiversité (Reiss et al., 2009). Cependant, les dimensions sociales et économiques sont souvent simplifiées, les humains sont encore souvent considérés simplement comme des sources exogènes d'impact sur les systèmes étudiés (Armsworth et al., 2007).

Des études plus interdisciplinaires examinent la conciliation possible entre des systèmes économiques et écologiques (Farber et al., 2006; Egoh et al., 2007; Tallis et al., 2008). Lorsqu'elles sont plus ancrées dans la discipline économique, elles peuvent par exemple concerner la recherche de mesures standards afin de produire un indicateur quantitatif des services écosystémiques, équivalent au PIB par exemple (Boyd and Banzhaf, 2007). Un tel indicateur permettrait de comparer les performances de mesures environnementales dans différents endroits et de réduire les budgets de collectes de données. Mais de la même manière que pour les évaluations monétaires, l'indicateur devrait perdre en informations sur la qualité des services écosystémiques.

Le cadre d'analyse des services écosystémiques du MEA se distingue nettement des évaluations monétaires, d'une part parce qu'il étend les bénéfices à des aspects autres que celui exclusivement monétaire et, d'autre part parce qu'il apporte une perspective plus écologique et holistique en mettant en évidence les processus écosystémiques sous jacents aux services procurés. En cela il rejoint l'ingénierie écologique. Cette discipline est née dans les années 1960 avec les travaux de Howard T. Odum. Il s'agissait pour lui de manipulations environnementales faite par l'homme en utilisant une faible quantité d'énergie supplémentaire pour contrôler des systèmes dans lesquels les forces énergétiques principales proviennent de sources naturelles (Odum, 1962). Mitsch et Jorgensen ont ensuite défini l'ingénierie écologique comme la conception d'écosystèmes durables, intégrant la société humaine et son environnement et dont les bénéfices sont perçus par ces deux entités (Mitsch and Jorgensen, 1989) Par exemple, les forêts et leurs fonctions de protection contre les chutes de pierres : une bonne gestion des forêts permet d'éviter des catastrophes humaines et de minimiser les coûts causés par des dégâts tels que les glissements de terrain. L'ingénierie écologique consiste d'une part, à restaurer les écosystèmes perturbés par l'activité humaine, et d'autre part, à développer de nouveaux écosystèmes qui ont une valeur économique et écologique. Cette discipline a ré-émergée avec le concept de développement durable (Gosselin, 2008).

L'approche « globale » du MEA permet de souligner les interdépendances qui existent entre les processus et par conséquent entre les services. Par exemple, les activités humaines responsables de l'augmentation des services d'approvisionnement ont pour effet la réduction de bénéfices provenant d'autres services écosystémiques (Carpenter et al., 2009). Plusieurs études initiées par le MEA relèvent de la prospective et sont basées sur des scénarios concernant par exemple l'évolution de la démographie humaine, les types d'échanges économiques (M.E.A., 2005; Carpenter et al., 2006). Des modèles développés afin d'anticiper l'évolution dynamique des services écosytémiques en réponse aux variations de telles composantes anthropiques ou climatiques (Schroter et al., 2005; Alcamo et al., 2005; Carpenter et al., 2009; Nelson et al., 2009; Pereira et al., 2010) permettent de générer leurs tendances à des échelles globales. La biodiversité devrait continuer à décliner durant le 21ème siècle (Pereira et al., 2010). Cependant, les résultats des simulations ne permettent pas facilement d'élaborer des recommandations précises pour la conservation et la préservation des services écosystémiques (Armsworth et al., 2007). Les connaissances mobilisées pour représenter les dynamiques écologiques et socio-économiques ainsi que leurs interactions sont limitées (Carpenter et al., 2006; Tallis et al., 2008); par exemple, la plupart des données utilisées sont contextuelles et pourtant projetées à une échelle mondiale (Naidoo et al., 2008). Enfin, les résultats comportent un grande part d'incertitude puisque les modèles comportent souvent un seul élément moteur de changement de la biodiversité (i.e. le climat) alors qu'ils sont multiples et devraient être intégrés dans des modèles de type mécanistes (Pereira et al., 2010).

D'un argumentaire purement économique basé sur les évaluations monétaires, l'importance de la préservation de l'environnement passe, dans l'approche proposée par le MEA, par la réaffirmation des liens entre les processus écosystémiques et les besoins nécessaires à la vie humaine. Il est supposé qu'en plaçant le bien-être humain comme objectif central (Balvanera et al., 2001; Kremen, 2005), la préservation des services écosystémiques serait traduite par des opérations efficaces de conservation (Knight et al., 2006) puisque leur importance devrait être reconnue au niveau sociétal (Egoh et al., 2007). Pourtant, en 2007, le concept de service écosystémique est encore peu intégré dans les travaux émettant des recommandations pour la conservation (Egoh et al., 2007). Bien que les services écosystémiques soient cartographiés, la concordance entre les zones à forte biodiversité susceptible de bénéficier de programmes de conservation et celles où des services

écosystémiques sont produits n'avait pas encore été étudiée en 2008 (Naidoo et al., 2008). Selon Daily et al. (2009), rendre opérationnels les services écosystémiques pour la conservation nécessite de les prendre en compte systématiquement et explicitement dans les décisions individuelles, ainsi que dans celles des entreprises et des gouvernements. Le rôle de la communauté scientifique est d'apporter les connaissances et les outils nécessaires pour prévoir et quantifier les rendements des services (Daily et al., 2009).

Cette brève présentation montre que les productions scientifiques à propos des services écosystémiques sont issues de disciplines variées, qui donnent forme à ce concept selon leurs propres problématiques, formalisations et outils. L'approche des services écosystémique du MEA devrait être fructueuse pour la conservation des espèces et des espaces. Le service écosystémique auquel nous allons nous intéresser est rendu par des rapaces nécrophages et il est devenu un argument pour leur conservation. Avant d'aborder les spécificités de notre cas d'étude et l'approche méthodologique de ce travail, une présentation des services rendus par les vautours et de leur état de conservation dans le monde permettra de replacer notre cas d'étude dans un cadre général.

# 3. Les vautours, des producteurs de services en déclin dans le monde.

# 3.1. Les services rendus par les vautours.

Les seuls vertébrés charognards exclusifs sont de grands planeurs (Ruxton and Houston, 2004), plus communément appelés vautours. Ces rapaces nécrophages appartiennent à l'ordre des falconiformes, qui regroupe 22 espèces scindées en deux groupes : 15 espèces de vautours de l'Ancien Monde présentes en Afrique, en Asie et en Europe (famille des Accipitridae), et 7 espèces de vautours du Nouveau Monde en Amérique (famille des Cathartidae). Ces deux groupes sont polyphylétiques¹ et présentent une convergence écomorphologique liée à leur régime alimentaire (Rich, 1983; Sibley and Halquist, 1990; Mundy et al., 1992; Donázar, 1993; Hertel, 1994). Par ce dernier, toutes ces espèces

 $<sup>^{\</sup>rm I}$  Ils n'ont pas d'ancêtre commun mais présentent des caractères similaires.

fournissent un service de régulation; elles recyclent la matière organique et régulent des maladies (Şekercioğlu et al., 2004).

Les services rendus par les rapaces charognards sont spécifiques aux aires culturelles où ils sont présents, des bénéfices différents étant identifiés selon les sociétés. En effet, Markandya (2008) répertorie de nombreux services rendus par les vautours en Inde. Par exemple, les vautours régulent la propagation de la rage, représentent de l'attrait pour le tourisme, sont intégrés dans la culture des Pârsîs, et utiles aux tanneurs et collecteurs d'os (Markandya et al., 2008). Ces derniers cas n'existent pas en Europe. En revanche, dans les pays où des entreprises d'équarrissage éliminent et recycle les carcasses d'animaux domestiques, les avantages d'un équarrissage par les vautours sont alors moins la diminution de propagation de maladies que le fait que cet « équarrissage naturel » puisse être plus écologique et moins coûteux.

#### 3.2. Le déclin des vautours.

En 2007, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature publie un communiqué de presse inquiétant sur l'état de conservation des vautours, annonçant que 5 espèces ont vu leur statut de conservation s'aggraver (IUCN, 2007). Aujourd'hui 8 espèces sont considérées en danger ou menacées (IUCN, 2010). Il a été montré, du moins pour les populations africaines de vautours, qu'ils sont l'un des groupes d'oiseaux dont le déclin est le plus rapide (Thiollay, 2006).

Les causes d'extinction locales sont essentiellement d'origine anthropique (Terrasse, 1983; Wilbur, 1983; Houston, 1987; Donázar, 1993). Ces oiseaux charognards peuvent être victimes de persécutions directes comme le tir ou surtout l'empoisonnement, pratiquées par le passé dans des pays européens tels que la France (Sarrazin et al., 1994) et encore récemment en Roumanie (Marton and Mertens, 2006), mais aussi dans d'autres régions du monde, en Afrique (Thiollay, 2006; Virani et al., 2011) et en Asie du Sud (Pain et al., 2003). Par ailleurs, les facteurs de mortalité de vautours peuvent être occasionnés indirectement, par divers accidents liés au mode de vie humain, tels que des collisions et des électrocutions avec des aménagements électriques (Margalida et al., 2008) et des éoliennes (De Lucas et al., 2008;

Drewitt and Langston, 2008), comme des mortalités suite à des ingestions de déchets non organiques (verre, plastique) (Houston et al., 2007).

Ces menaces peuvent néanmoins être considérées comme ponctuelles ou additionnelles face à la question des ressources alimentaires de ces rapaces nécrophages. Or, la quantité et la qualité des ressources qui étaient rendues disponibles pour les vautours sont affectées par des activités humaines. A large échelle, on peut citer les modifications d'utilisation des terres (Thiollay, 2006; Virani et al., 2011). En Europe, les vautours sont souvent tributaires des cadavres issus de l'élevage (Margalida et al., 2007; Olea and Mateo-Tomás, 2009). Les progrès vétérinaires et l'arrêt de certaines pratiques agropastorales comme les transhumances ont réduit la quantité de ressources disponibles pour les vautours. L'utilisation de pesticides (Virani et al., 2011) comme celle de traitements vétérinaires du bétail peuvent affecter la santé des rapaces nécrophages (Blanco et al., 2009; Hernández and Margalida, 2009; Lemus et al., 2009). L'utilisation d'un anti inflammatoire non stéroïdien pour les animaux d'élevage, le Diclofenac, a largement participé à la mortalité de masse des vautours du sous-continent indien (Prakash et al., 2003; Green et al., 2004; Oaks et al., 2004; Swan et al., 2006).

Dans certains pays, l'accès aux ressources pour les vautours peut également être affecté par la législation sanitaire. En 2003, suite à la crise de « la vache folle » de 1996, une décision de la Commission européenne (2003/322/CE) qui prévoyait l'incinération systématique des cadavres issus de l'élevage a des impacts négatifs importants sur des populations de vautours espagnoles (Tella, 2001; Camiña-Cardenal, 2004; Camiña-Cardenal, 2007; Azmanis, 2009).

Enfin, la viabilité des populations de vautours peut être influencée positivement à travers des programmes de soutien et de réintroduction (Sarrazin et al., 1994; Gallo-Orsi, 2001; Gilbert et al., 2007). Des charniers régulièrement approvisionnés, également appelé restaurants à vautours (Friedman and Mundy, 1984) sont des outils utilisés par les associations et les institutions œuvrant à la conservation de ces rapaces (Terrasse, 1983; Houston, 1987; Donázar and Fernandez, 1990; Oro et al., 2008).

Aujourd'hui, la viabilité des populations de vautours dépend en grande partie d'activités anthropiques. Alors que, par leur régime alimentaire, les vautours peuvent fournir des services variés, un des problèmes qui se pose pour leur conservation est justement l'accès à leurs ressources trophiques. Notons qu'au-delà d'un rôle utilitaire, le Vautour s'est vu

qualifié de différentes manières selon les époques et les pays. Le Vautour a pu être perçu comme un animal mystique (Lamblard, 2001). Si dans l'antiquité égyptienne, le Vautour était considéré comme l'incarnation de l'immortalité, et symbolisait l'amour parental pour leurs enfants (Lacaussade, 1996), il jouait encore récemment un rôle dans les rites funéraires de plusieurs pays ; en Mongolie, au Tibet, en Bulgarie -où « le rocher aux vautours » est évoqué dans la tradition orale (Lacaussade, 1996). On peut également penser aux « tours du silence » au Pakistan, en Iran, en Afrique du Sud, où les cadavres des adeptes de la religion mazdéenne étaient déposés en vue de leur consommation par les rapaces nécrophages (Lamblard, 2001). Ce rituel est encore pratiqué en Inde par les Pârsîs.

Le Vautour a pu être considéré comme un animal nuisible, voir dangereux : en Europe, au début du XXème siècle, il « attaque l'Homme » et « vole les enfants » (Lacaussade, 1996). En Espagne, il est une bête nuisible au regard de la loi ; les maires récompensent les responsables de la mort d'un vautour (Lacaussade, 1996).

Les représentations associées aux vautours, et leurs évolutions, jouent probablement un rôle dans l'attribution de valeurs aux rapaces nécrophages (patrimoniales et utilitaires), et dans le déclin mondial qui est constaté. Nous n'allons pas chercher à répondre à cette question, mais bien centrer cette étude sur un service rendu par les vautours (rôle utilitaire), en tenant compte de l'importance des représentations associées à ces rapaces nécrophages.

# 4. La problématique et la méthodologie.

#### 4.1. La problématique.

L'intensification des pratiques agricoles a été identifiée comme une cause majeure d'uniformisation de la biodiversité exploitée et de la réduction de la biodiversité associée aux écosystèmes (Pullin, 2002). Cependant, des mesures de gestion peuvent mettre en évidence des sources de bénéfices réciproques, et la relation liant les activités agropastorales à la viabilité d'espèces de rapaces nécrophages constitue un exemple de convergence entre gestion agricole et conservation de la biodiversité. En effet, la mortalité des animaux d'élevage peut représenter pour les humains des externalités à traiter, et pour des rapaces tels que des vautours, des ressources alimentaires nécessaires à leur survie. Ces derniers rendent ainsi un service d'équarrissage aux éleveurs qui souhaitent en bénéficier et qui, par ce moyen, participent à la pérennité de populations de vautours. Dans les pays où les carcasses sont collectées et éliminées par des entreprises d'équarrissage, les vautours peuvent potentiellement rendre un service gratuit et non polluant. Ainsi l'équarrissage naturel peut être placé dans une perspective de développement durable, puisqu'il relie des activités de production alimentaire et de conservation de la biodiversité, avec des avantages économiques et écologiques.

La reconnaissance du service d'équarrissage naturel pourrait venir légitimer la pérennisation de l'accès aux ressources par les nécrophages, et par conséquent, favoriser la conservation à long terme de leurs populations. C'est en tout cas l'hypothèse que font des associations de protection de la nature en Europe, qui mobilisent des arguments écologiques et économiques afin de faire apparaître leur rôle bénéfique pour la société. C'est autour de l'émergence, l'utilisation et la pérennité du service d'équarrissage naturel dans le contexte français et en focalisant sur son lien avec les activités agropastorales, que cette étude a été menée.

Etudier les réponses des services écosystémiques aux décisions et pratiques humaines par la modélisation, et dans un but d'aide à la décision, est une démarche préconisée par les chercheurs spécialistes des services écosystémiques impliqués dans le MEA (*i.e.* Daily et al., 2009). Il n'est pas question ici d'évaluer la valeur monétaire du service rendu par les vautours, mais bien de produire des connaissances sur son fonctionnement en vue d'une gestion de

l'équarrissage qui permette de bénéficier des avantages offerts par l'équarrissage naturel. Il s'agit également d'examiner les conséquences possibles de modes de gestion de l'équarrissage sur les rapaces nécrophages. Enfin, nous pourrons examiner la pertinence de penser les vautours comme producteurs de services pour leur conservation, et nous interroger sur l'apport de la perspective offerte par le MEA sur le concept de service écosystémique pour la conservation de manière plus générale.

#### 4.2. L'angle d'approche et la méthodologie générale.

Par définition, un service existe lorsqu'une demande et une offre se rencontrent. On peut considérer que les carcasses mises à disposition des vautours représentent la demande pour le service d'équarrissage naturel, et on peut envisager l'offre comme résultant des besoins alimentaires des vautours. La demande dépend alors de décisions et pratiques humaines : les modes d'élevage et de gestion de la mort animale par les éleveurs, les décisions des services sanitaires qui appliquent les réglementations en matière d'équarrissage, et les activités des associations de protection de la nature qui favorisent l'utilisation de l'équarrissage naturel. L'offre dépend de la dynamique des populations de rapaces nécrophages et des comportements de prospection. Les bénéfices de l'équarrissage dépendent de la rencontre entre la demande et l'offre d'équarrissage naturel. Si l'offre est liée à des caractéristiques biologiques (capacité d'ingestion) et écologiques (phénologie, interactions inter et intraspécifiques...), elle est également tributaire de la disponibilité des ressources trophiques, donc de la demande. Plus la mise à disposition de carcasses est conséquente, plus nombreux sont les vautours pouvant survivre, et plus intéressants devraient être les bénéfices. On peut aussi penser a priori que la demande varie selon l'efficacité du service, donc de l'offre.

Afin de produire des informations pertinentes pour la gestion de l'équarrissage en y impliquant les vautours, le travail principal a été la réalisation d'un modèle utilisé pour déterminer les conséquences sanitaires, économiques et écologiques de modes de gestion de l'équarrissage. Le modèle doit pouvoir représenter l'offre et la demande pour l'équarrissage naturel, soient les dimensions sociales et écologiques du service. C'est grâce à de précédentes recherches que la constitution du modèle a pu être envisagée, des travaux de thèse sur les rapaces nécrophages et notamment un travail de recherche pluridisciplinaire sur l'équarrissage

naturel dans le cadre du programme DIVA 1 (Sarrazin et al., 2006). Ce dernier a été mené entre 2003 et 2006 sur les différents sites français où les vautours sont présents. Des analyses démographiques ont permis de montrer les potentialités de régulations de population de vautours par les ressources trophiques (Gault, 2006). Des entretiens ethnologiques ont permis de mieux connaître les pratiques d'équarrissage des éleveurs (Bobbé, 2006). Enfin, une étude économique a porté sur l'évaluation des coûts générés par les collectes des entreprises d'équarrissage, et par celles des associations et des parcs naturels approvisionnant des charniers à destination des vautours (Boumellassa, 2004). Des connaissances issues de certains de ces travaux constituent la base du travail présenté dans ce manuscrit et ont été mobilisées selon les besoins de la problématique.

Les conséquences sont représentées par des indicateurs de l'état de population de vautours, de qualité de l'environnement, en termes de pollution de l'air et de potentiel risque sanitaire, de satisfaction des éleveurs, et des coûts engendrés par les modes de gestion. Le modèle a été développé de manière à comporter un caractère générique, avant de tester son application à un cas particulier. Ainsi, la plupart des scénarios ont été réalisés dans le but d'interpréter et de discuter les effets sur les indicateurs. Il s'agit plus de comparer les résultats obtenus par différents scénarios que d'obtenir des estimations précises ou de faire des prédictions exactes sur le devenir d'un système particulier. Par ailleurs, dans la perspective de fournir des recommandations pour la gestion, le service d'équarrissage naturel est considéré à l'échelle d'une population de vautours, qui peut facilement représenter une entité de gestion.

Après cet apport de précisions sur la problématique, la partie suivante présente l'outil de modélisation ainsi que la méthode et le terrain d'étude qui ont servis à la récolte de matériaux en vue de la modélisation des décisions d'acteurs de la gestion de l'équarrissage.

### 4.3. Les choix méthodologiques.

#### 4.3.1. La modélisation multi-agents.

Un système est composé de plusieurs éléments, et il est dit complexe lorsque ses constituants interagissent « de manière non triviale, c'est-à-dire non linéaire ou avec des boucles de rétroaction » (Zwirn, 2006). Par rapport à la modélisation des systèmes socio-écologiques par des équations différentielles (e.g. Rinaldi et al., 1996; Casagrandi and Rinaldi, 2002), la modélisation multi-agents permet entre autres d'introduire un caractère autonome aux entités modélisées et d'expliciter plus précisément des mécanismes comportementaux et des processus de décision. A l'origine, la modélisation multi-agents est un outil créé pour répondre à des problématiques d'intelligence collective et d'émergence de structure par interactions, inspirée des recherches en intelligence artificielle distribuée. Elle a ouvert la voie à des approches de nature plus intégratrice qu'analytique (Ferber, 1995).

Ferber définit un SMA comme un système composé des éléments suivants :

- *Un environnement E*; espace disposant d'une métrique.
- *Un ensemble d'objets O ; situés et passifs (pouvant être perçus, créés, détruits, modifiés).*
- Un ensemble d'agents A, objets particuliers, représentant les entités actives du système.
- Un ensemble de relations R qui unissent des objets entre eux.
- Un ensemble d'opérations Op permettant aux agents A de percevoir, produire, consommer, transformer, manipuler des objets O.
- Des opérateurs chargés de représenter l'application de ces opérations et la réaction du monde à cette tentative de modification, que l'on appellera les lois de l'univers.

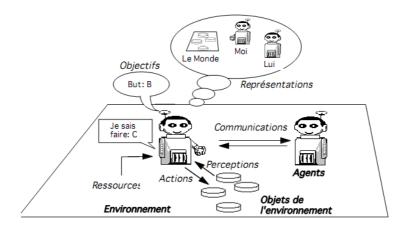


Fig. 1.2. Représentation imagée d'un agent en interaction avec son environnement et d'autres agents. (Ferber, 1995)

Les attributs permettent de caractériser les objets et les agents, en leur conférant des identités particulières. Les méthodes permettent de représenter les activités des agents (processus cognitifs et actions). Cet outil permet de tenir compte au niveau d'un agent, d'un historique, de perceptions, de connaissance d'informations partielles et de leur transmission, de la possibilité de réagir par rapport à un environnement qui lui-même évolue (fig. 1.2, Ferber, 1995). Ainsi, les potentialités peuvent être multipliées pour formaliser des comportements humains. La modélisation multi-agents est aujourd'hui utilisée dans le cadre de problématiques de sciences humaines pour explorer l'émergence d'organisations sociales et d'institutions (*i.e.* Amblard and Phan, 2006) et tester des théories qui n'avaient été jusque là formalisées que verbalement (*i.e.* Boissier et al., 2006).

En écologie, la modélisation multi-agents est utilisée pour le développement de modèles basés sur des comportements individuels d'animaux (*i.e.* Dumont and Hill, 2001; Topping et al., 2003; Pratt et al., 2005; Arrignon et al., 2007). Avec ce type de modélisation, les résultats sont moins soumis à des fonctions prédéterminées a priori par le modélisateur (Sable and Rose, 2008) qu'à des effets liés directement aux comportements individuels. Par exemple les effets de densité-dépendance ne sont pas « prévus » mais émergent selon les interactions entre les agents et avec l'environnement. D'autre part, lorsque une population n'a pas été confrontée à une situation particulière que l'on souhaite modéliser, aucune donnée ne peut être disponible pour formaliser ses réponses. Etant donnée la singularité qui peut émaner des environnements où la population se situe, Sutherland (2002) et Norris (2004) préconisent

l'utilisation de modèles mécanistes afin de simuler les réponses des populations de vertébrés aux changements environnementaux.

Dans une perspective interdisciplinaire, visant à étudier des interactions entre des espèces ou des ressources naturelles et des pratiques humaines, la modélisation multi-agents est par exemple utilisée pour des problématiques concernant la gestion des ressources naturelles (Janssen, 2002; Bousquet and Le Page, 2004), celle d'espèces cynégétiques (Bousquet et al., 2001; Mathevet et al., 2003) ou encore celle d'espèces dites exotiques (Teillac-Deschamps et al., 2009).

Dans le cadre de cette recherche nous avons utilisé la plateforme CORMAS (Bousquet et al., 1998), un logiciel open-source (cormas.cirad.fr), qui est basé sur le langage orienté-objets Smalltalk, et comportant une interface spatiale. Initialement centré sur la gestion des ressources naturelles, cette plateforme trouve des applications en matière de développement durable. Il peut être un support de discussion ou d'aide à la décision.

#### 4.3.2. Des entretiens semi-directifs.

Les éleveurs gèrent la mort animale, selon leurs pratiques d'équarrissage qui font appel aux humains ou aux vautours. La gestion de la mort animale implique un choix parmi des dispositifs d'équarrissage. D'autres acteurs peuvent influencer les décisions des éleveurs et agir sur les dispositifs d'équarrissage. Il s'agit de décideurs au sein des entreprises privées d'équarrissage, d'institutions garantes de la traduction et de l'application des réglementations ou d'associations et de parcs chargés du suivi des populations de vautours et de leur protection. On peut considérer que c'est des décisions individuelles de ces différents acteurs que résulte la répartition des carcasses entre les différents équarrisseurs, entreprises privées et rapaces nécrophages.

Pour répondre à la problématique, il s'agit de considérer ces décisions et en particulier de modéliser celles qui sont sous-jacentes aux pratiques d'équarrissage des éleveurs. Généralement définie comme un processus cognitif complexe visant à la sélection d'une action face à une alternative, c'est durant la seconde moitié du XXème siècle et dans le champ de l'économie, que la notion de prise de décision a été formalisée en vue de sa modélisation. La théorie de la décision vise à formaliser des situations et des comportements individuels face à une prise de décision (Giraud, 2005). Aujourd'hui, elle est généralement convoquée

dans les analyse de problèmes économiques et politiques et dans le domaine de la gestion (Kast, 1993). L'hypothèse principale est celle d'un comportement d'optimisation du décideur vis-à-vis d'un système de préférences (Kast, 1993), notion définie alors comme le « classement ordinal des besoins ou des biens d'un ménage » (Echaudemaison, 1993). D'un point de vue sociologique, la formalisation des préférences impliquent plusieurs hypothèses fortes. Par exemple, la simplification du contenu de la préférence, une polarisation vers la représentation de l'intérêt individuel par rapport à des considérations financières, une faible ou une absence de prise en compte des origines et de l'évolution des préférences (*i.e.* les différences de prix seraient à l'origine des disparités observées de préférences) et des processus de perception (Chiappori and Orfali, 1997). Ces auteurs soulignent que le contenu des préférences n'est pas une donnée, comme en économie, mais une construction dont il faut précisément rendre compte tenu de son caractère subjectif.

Vis-à-vis de la problématique de l'équarrissage naturel, les hypothèses de modélisation utilisées pour représenter les processus de décision par l'approche économique ne s'avèrent pas adéquates. En effet, dans le cadre du programme de recherche DIVA 1, les travaux de Bobbé (Sarrazin et al., 2006) décrivent précisément les diverses pratiques d'équarrissage et mettent en évidence l'importance des représentations individuelles des éleveurs associées à ces pratiques. En ethnologie, la notion de représentation est entendue comme résultante des normes, des valeurs collectivement partagées et produites par les membres d'une société donnée (Bonte and Izard, 1991). Les pratiques d'équarrissage ont parti lié à des représentations à propos de la mort animale, du rapport au sauvage, et des autres acteurs de l'équarrissage (Bobbé, 2006). La construction de préférences pour des dispositifs d'équarrissage comme pour leur utilisation mobilise plus ces représentations que des considérations financières ou la recherche de maximisation de bénéfices.

En sociologie, la méthode des questionnaires est communément utilisée à des fins de modélisation. Elle consiste en la quantification de variables choisies, et est limitée pour mettre à jour des explications causales (Beaud and Weber, 1997). Or, les processus de décision sous-jacents aux pratiques d'équarrissage mobilisent des représentations éventuellement multiples, associées, et susceptibles d'évoluer. Par ailleurs, en tenant compte du fait que certaines pratiques d'équarrissage revêtent un caractère illégal (Bobbé, 2006), et que la problématique nécessite d'aborder la question sensible de la mort des animaux d'élevage avec les éleveurs, la méthode des questionnaires paraissait peu appropriée. La méthode des entretiens semi-directifs a, elle, vocation à apporter des informations qualitatives permettant d'accéder aux

représentations et aux logiques d'action des enquêtés. Il s'agit de faire s'interroger l'enquêté sur lui-même et son univers (Beaud and Weber, 1997), lui faire produire un discours qui devient alors support de l'analyse. C'est donc la méthode des entretiens semi-directifs qui reste la plus appropriée afin de mettre au jour les critères de décisions, les évolutions potentielles des représentations et les logiques d'action concernant les pratiques d'équarrissage.

Une partie du travail présenté ici a été de mener de nouvelles enquêtes, dans le cadre du programme DIVA 2, afin d'enrichir les connaissances issues du précédent programme et en vue de leur modélisation. Il s'agissait d'approfondir celles concernant les pratiques d'élevage et d'équarrissage. De plus, de nouveaux évènements susceptibles de modifier le recours à l'équarrissage par les vautours sont survenus : l'augmentation de dépôts de plaintes liées à des attaques de vautours sur du bétail vivant (Arthur et Zenoni, 2010) et une réforme concernant le financement de l'équarrissage. Jusqu'en 2009, l'équarrissage était financé par l'Etat en tant que service public, et totalement gratuit pour les éleveurs de ruminants, ce qui n'est plus le cas. Ces éléments seront présentés dans le chapitre I. Il s'agissait d'apprécier dans quelles mesures ces évènements ont pu affecter les pratiques d'équarrissage des éleveurs. Pour ce faire, le terrain d'investigation choisi est la région des Grands Causses, située dans le Massif Central, au sud de la France. Des enquêtes dans le cadre de DIVA 1 y avaient été menées. Cette région couvre une partie des départements de l'Aveyron, de la Lozère, du Gard et de l'Hérault. Les plateaux calcaires ou causses Méjean, du Sauveterre, Noir, Larzac sont séparés par des rivières (le Lot, le Tarn, la Jonte et la Dourbie) qui ont creusé de profondes gorges. Ce site est celui où la réintroduction de vautours est la plus ancienne et la mieux documentée (i.e. Sarrazin et al., 1994; Terrasse et al., 1994; Sarrazin, 1995; Sarrazin et al., 1996; Gault, 2006; Le Gouar et al., 2008).

En conservant cette méthode propre aux sciences sociales et particulièrement à l'ethnologie, l'approche devient fondamentalement interdisciplinaire. Les matériaux de terrain n'ont pas vocation à être utilisés pour faire d'analyse classique en sciences sociales mais pour servir la problématique abordée sous l'angle du service et d'abord en vue de la modélisation.

#### 5. La structure de la thèse.

Le chapitre II présente l'émergence de l'équarrissage naturel en France et le contexte réglementaire et financier dans lequel il s'insère. Celui-ci peut affecter l'équarrissage naturel à travers ce que l'on a défini comme étant la demande, soit la mise à disposition de carcasses pour les vautours. Cette demande est ensuite abordée à un niveau local dans le chapitre III. La présentation de l'équarrissage naturel à travers la réalité d'un terrain, celui des Grands Causses, permet d'en saisir certaines dimensions de manière plus concrète.

Le chapitre IV est consacré à la description du modèle multi-agents. Les chapitres suivants résultent de l'utilisation du modèle. Dans un premier temps, il s'agissait de produire des connaissances sur le fonctionnement de l'équarrissage naturel, qui a été abordé en privilégiant un angle écologique (chapitre V). Dans un second temps, le modèle a été utilisé en vue d'évaluer des conséquences environnementales, sociales et économiques de modes de gestions de l'équarrissage, en focalisant sur les décisions des acteurs en matière d'équarrissage (chapitre VI). Enfin, dans une perspective plus appliquée, le modèle a été adapté de manière plus réaliste à la situation des Grands Causses (chapitre VII).

En discussion finale (chapitre VIII), nous proposons une réflexion sur la démarche méthodologique, avec une réflexion sur l'apport des sciences sociales pour la modélisation de systèmes socio-écologiques. Ensuite, l'intérêt d'envisager les vautours comme producteurs de service, en vue de leur pérennité, est examiné, et replacé dans le contexte plus large de la mobilisation du concept de service écosystémique pour la conservation. Après une conclusion générale, des pistes de recherche sont brièvement exposées.

# II. L'EQUARRISSAGE EN FRANCE: DES VAUTOURS ET DES ENTREPRISES.

L'objet de ce chapitre est de dresser un historique pour comprendre d'une part comment les vautours sont devenus des équarrisseurs, et d'autre part comment l'évolution de l'équarrissage classique peut avoir des répercussions sur l'équarrissage naturel. Ce chapitre débute par un bref rappel des caractéristiques écologiques des vautours, suivi de l'historique des populations de vautours et de la mise en place de dispositifs d'équarrissage naturel. Néanmoins, les connaissances concernant les vautours fauves (*Gyps fulvus*) ont été présentées dans de nombreux travaux (*i.e.* Mundy et al., 1992; Sarrazin et al., 1994; Terrasse et al., 1994; Sarrazin, 1995; Sarrazin et al., 1996; Ruxton and Houston, 2004; Gault, 2006; Le Gouar et al., 2008; van Beest et al., 2008; Deygout et al., 2009a; Deygout et al., 2009b), aussi, une attention plus grande à été portée sur les aspects réglementaires et financiers de l'équarrissage.

### 1. L'émergence de l'équarrissage naturel.

#### 1.1. Le Vautour fauve : cycle de vie, comportement et démographie.

Le genre *Gyps* comprend cinq espèces de l'Ancien Monde dont le Vautour fauve (*Gyps Fulvus*), le Vautour du Cap (*Gyps Coprotheres*), le Vautour de Rüppell (*Gyps rueppelli*), le Vautour de l'Himalaya (*Gyps himalayensis*) et le Vautour indien (*Gyps indicus*). Ces espèces sont longévives ; un Vautour fauve maintenu en captivité peut vivre au moins 37 ans (Newton, 1979). Les vautours fauves sont les plus nombreux en France. Pour cette espèce particulière qui est notre modèle d'étude, les individus atteignent la maturité sexuelle à 4 ans (Terrasse, 1977; Mendelssohn and Leshem, 1983; Sarrazin et al., 1996). Le cycle de reproduction dure 9 mois, de décembre à août (Elosegui, 1989). Le sex ratio est équilibré (Bosè and Sarrazin, 2007) et les couples produisent un œuf unique entre janvier et février. L'incubation dure environ 54 jours, durant lesquels une ponte de remplacement peut avoir lieu. Le poussin reste au nid de 110 à 140 jours, au cours desquels il peut atteindre sa taille

adulte, soit 240 à 280 cm d'envergure pour un poids compris entre 7 et 12 kg (Cramp and Simmons, 1980). L'envol des juvéniles a lieu entre juin et août.

Ce rapace présente des adaptations morphologiques et métaboliques au régime alimentaire à la consommation de charognes (Mundy et al., 1992). Il peut jeûner plusieurs jours (Mundy et al., 1992). Il consomme notamment les parties molles (organes, viscères) de cadavres d'ongulés. Ses besoins alimentaires ont été estimés à 0,5 kg/jour (Friedman and Mundy, 1984) et à 0,750 kg/jour en période de reproduction (Hiraldo, 1984; Chassagne, 1998). Sa capacité d'ingestion maximum est de 1,5 kg (Mendelssohn and Leshem, 1983).

Le Vautour fauve est grégaire, et dès la maturité sexuelle, il est généralement sédentaire. Il niche en falaise et utilise majoritairement le vol à voile pour se déplacer avec les thermiques<sup>2</sup>. Ce rapace diurne peut parcourir de longues distances (Houston, 1974; Mundy et al., 1992; Donázar, 1993), avec une vitesse moyenne de vol d'environ 40 km/h (Pennycuick, 1972). Chez les animaux sédentaires, occupant donc un domaine vital, les déplacements de longue distance sont généralement limités à la dispersion post natale (Mueller and Fagan, 2008); les individus juvéniles partent de leur site de naissance de manière définitive. Pour le Vautour fauve, les déplacements en vue de l'approvisionnement consistent généralement à partir et revenir au site de nidification (Carrete, 2005).

Contrairement aux vautours du Nouveau Monde qui repèrent leurs ressources grâce à l'odorat, ceux du genre *Gyps* les détectent grâce à la vision (Houston, 1974). Leurs bulbes olfactifs sont peu développés (Bang and Cobb, 1968) tandis que leur acuité visuelle serait exceptionnelle (Gensbol, 1984). Lorsqu'un individu a repéré des ressources alimentaires, il exécute de larges cercles en diminuant progressivement son altitude. Ceci peut alors constituer une information pour les congénères qui le repèrent. Ce phénomène est appelé recrutement local (« local enhancement » (Turner, 1964; Houston, 1974; Pöysä, 1992). Par exemple, pour le Vautour de Rüppell (*Gyps rueppellii*), Houston (1974) estime que, par ce phénomène, les individus peuvent être attirés depuis une distance d'au moins 35 km de la ressource. Ainsi, sa bonne acuité visuelle et le phénomène de recrutement local confèrent au Vautour fauve des atouts pour une recherche efficace de nourriture.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Zones présentant des mouvements ascendants et descendants d'air qui se développent sous l'effet du réchauffement du sol par le soleil.

La dynamique d'une population, soit l'évolution des effectifs la constituant, résulte des disponibilités en ressources (alimentaires, sites de reproduction...) et des interactions intra et interspécifiques (compétition pour les ressources, coopération, prédation, ...). Le Vautour fauve a peu de prédateurs. Lorsque la capacité d'un lieu, en terme de sites de nidification, n'est pas atteinte, la disponibilité alimentaire apparait être le principal facteur influençant la dynamique de population (Sarrazin, ; Fernandez et al., 1998). Il a été montré que le nombre de couple reproducteurs de vautours peut être positivement corrélé avec des changements d'abondance dans les cheptels (Parra and Telleria, 2004).

La compétition pour les ressources alimentaires est un important facteur de régulation de population (Newton, 1998; Lewis et al., 2001). Si en Afrique, les grands carnivores ont souvent la priorité sur les carcasses (Mundy et al., 1992), en Europe, les compétiteurs les plus fréquents des vautours fauves sont les autres espèces de vautours, d'autres rapaces, des corvidés et des renards (Bosè, 2006). Dans le cas de la compétition entre des vautours de différentes espèces, « la taille semble jouer un rôle important dans la détermination d'une hiérarchie; en général les espèces les plus grandes sont dominantes sur les plus petites (König, 1983; Hiraldo et al., 1991). Il existe aussi une compétition de type intraspécifique. Lors de la prise de nourriture, appelée curée pour les vautours, ces derniers peuvent se compter par centaines (Houston, 1974; Fernandez, 1988; Mundy et al., 1992). Les vautours fauves juvéniles semblent désavantagés vis-à-vis des individus plus âgés et subissent une compétition intra-spécifique par exploitation et interférence (Bosè and Sarrazin, 2007). La compétition par exploitation signifie que la ressource utilisée (ici consommée) par des individus n'est plus disponible pour d'autres individus. La compétition par interférence a lieu lorsque l'accès aux ressources encore non consommées pour des individus est empêché par d'autres individus. Contrairement à la première, il y a une action directe entre les individus. Ce pattern de compétition entre les juvéniles et les individus plus âgés est en accord avec la stabilité de la survie adulte chez les populations longévives (Bosè, 2006) ; il est possible chez une telle espèce longévive de prédire qu'un phénomène de densité-dépendance pour l'accès aux ressources alimentaires affecterait d'abord les juvéniles, en réduisant leur taux de survie (Gault, 2006). Une diminution du taux de survie juvénile a été mise en évidence lors du programme DIVA 1, pour la population de vautours des Grands Causses (Sarrazin et al., 2006; Mihoub et al. In prep).

#### 1.2. Le déclin et les réintroductions des populations de vautours fauves.

En France, tous les rapaces sont protégés par la loi depuis 1976 (Joncour, 1999). Les espèces de vautours présentes en France sont citées en Annexe I de la Directive Oiseaux et figurent dans la plupart des statuts de protection et de conservation en France et en Europe (Tableau 2.1). Cela n'a pas toujours été le cas.

La diminution des effectifs de population de vautours en France peut être mise en relation avec des activités humaines. Parmi les destructions directes, on peut citer la chasse aux trophées (Document 2.1), les dénichages et les prélèvements d'œufs (Joncour, 1999) ayant cours à la fin du XIXème siècle et au début du XXème pour des collections publiques et privées (Lacaussade, 1996). Les vautours ont également pâti de l'usage de poisons comme la strychnine, utilisés pour lutter contre les animaux nuisibles aux élevages tels que les loups, les renards, les chacals, les chiens et les chats féraux (Joncour, 1999). L'intensification et la modernisation de l'élevage ont en outre participé indirectement au déclin des populations. Le renforcement progressif de la réglementation sanitaire (développé dans ce même chapitre, au point 2), les progrès vétérinaires et l'abandon de la transhumance ont contribués à la raréfaction des carcasses auparavant abandonnées dans la nature (Joncour, 1999). Dans les années 70, la population pyrénéenne de vautours fauves ne comprenait plus que 20 à 30 couples nicheurs (Terrasse, 1977). La population du Massif central (Grands Causses) connu un déclin dans le premier tiers du 20ème siècle (Eliotout, 2007), et en 1945, elle était éteinte (Berthet, 1946; Eliotout, 2007).

« Le vautour fauve a disparu de la plus grande partie de notre territoire dans l'indifférence totale » (Eliotout, 2007). Dans les Grands Causses, le Vautour est nommé Bouldras, de bouldre, la boue, la pourriture (Quillard, 1995). En 1921, des écrits de Carrière évoquent corvidés et rapaces des manières suivantes : « Des corneilles, des vautours et même des aigles hantent nos falaises » (opus cit. Quillard, 1995). Si « ce carnassier a de la puissance et de la majesté dans le vol [...] la perversité de ses instincts le range au dernier rang de l'échelle des êtres [...] le crâne chauve et déprimé, laisse voir à nu les basses convoitises de l'œil et l'expression honteuse de sa face » (l'Abbé Solanet, directeur de la Sonnaine Religieuse du diocèse de Mende, 1921, opus cit. Quillard 1995). Pourtant, l'extinction ne serait due à une hostilité de la part des locaux, comme en témoigne un des comptes rendus d'observation du Dr. Rochon-Duvigneaud (opus cit. Eliotout 2007): « Il faut qu'ils soient partis, car on ne les a pas tués. Ces bêtes-là ne cherchent que de la viande pourrie, ne font de

tort à rien, nous n'en faisons aucun cas (c'est-à-dire que nous ne nous en inquiétons pas) ; l'on en tue que par hasard et très rarement ».

Dans les Pyrénées, dès 1969, l'installation de sites de nourrissage puis la création de la réserve naturelle d'Ossau en 1974 ont permis d'enrayer le déclin et de maintenir la population (Razin et al., 2008). Ces mesures ont été suivies d'une campagne de protection des vautours par l'association Saiak et le Fonds d'Intervention pour les Rapaces<sup>3</sup> (Razin et al., 2008). En 1997, l'arrêt officiel de l'apport alimentaire aux vautours est décidé car la population vautours fauves est considérée comme restaurée et cet apport risquait de nuire à la conservation d'une autre espèce de vautour, le Gypaète barbu (Razin et al., 2008). Il s'agissait d'éviter que les vautours fauves rentrent en compétition avec les Gypaètes barbus sur les sites d'alimentation, et que ces derniers ne s'habituent aux charniers.

	Vautour	Vautour	Vautour
	fauve	moine	percnoptère
Europe	Rare	vulnérable	en danger
Liste des espèces à statut européen défavorable dont la	SPEC* 3	SPEC 3	SPEC 3
majorité de la population mondiale se trouve hors d'Europe			
Liste Rouge de la Faune menacée de France		vulnérable	Vulnérable
Liste des espèces présentes en France et très menacées en	CMAP 3	CMAP 2*	CMAP 1
France et en Europe			

**Tableau 2.1. Statuts de conservation des vautours en France.** Source : LPO Grands Causses, DIREN Midi-Pyrénées, 2002 dans Morio, 2006.

**SPEC** : **SP**ecies of European Conservation Concern. 3: Espèce non concentrée en Europe mais au statut de conservation défavorable

**CMAP**: Espèce donc la Conservation **M**érite une **A**ttention **P**articulière. 1 : espèce menacée à l'échelle mondiale. 2 : espèce très menacée à la fois en France et en Europe. 3 : espèce dont le niveau de vulnérabilité est moyen en France comme en Europe

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Le Fonds d'Intervention pour les Rapaces est devenu la Mission Rapace de la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO).



# Document 2.1. Retour de chasse au vautour fauve sur la rhûne (Pays Basque).

A la différence des porteurs, les chasseurs ne sont pas des « locaux ».

© Mission Rapaces, FIR/LPO.

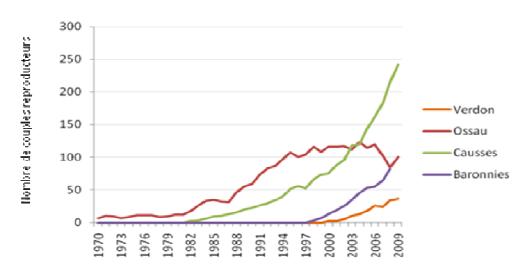


Fig. 2.1. Nombre de couples reproducteurs dans les populations suivies de vautours fauves en France. Sources : LPO, Vautours en Baronnie, PNP

Dans les Grands Causses, une opération de réintroduction a été initiée à la fin des années 60. Un stock captif de vautours est rassemblé dès le début des années 70 et 61 individus sont lâchés entre 1981 et 1986. La bonne fixation au site de lâcher d'une colonie de reproducteurs et l'augmentation de la population sont considérés comme des critères de succès de l'opération. Dès 1995, d'autres programmes ont été initiés dans les Alpes du Sud. Des colonies sont aujourd'hui également présentes dans les Baronnies et dans le Verdon (Sarrazin and Lécuyer, 2004; Eliotout, 2007). En 2009, le nombre de couples reproducteurs des populations concernées par des suivis, c'est-à-dire la population en Ossau et les populations réintroduites, est estimé à 460 environ (Fig. 2.1). En 2010, ce nombre est de 725 (LPO, FIR, Vautour info n°16-17) A partir de 1983, la présence du vautour percnoptère est ponctuellement observée à de faibles effectifs suite à son retour spontané. Après le

programme concernant le vautour fauve, dès 1992, le Vautour moine a à son tour été réintroduit dans les Grands Causses.

La Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) est en grande partie à l'origine de ces différentes opérations. Sur le terrain, de petites structures portent les projets : des antennes de la LPO (antenne Grands Causses, antenne Verdon), des associations (Vautours en Baronnies), un parc naturel régional (PNR du Vercors). Certaines d'entre elles mènent leurs actions en partenariat avec des gestionnaires d'espaces protégés (Parc National des Cévennes, Parc National des Pyrénées) (Fig. 2.2). Bien qu'il s'agisse de structures différentes, le terme gestionnaire est utilisé pour référer à ces acteurs dans la suite du manuscrit. En 1994 des réunions sont organisées à l'initiative des scientifiques et des gestionnaires, pour organiser la coordination des suivis de population des différents sites. Depuis cette année 1994, la rencontre annuelle du Groupe Vautour France permet d'harmoniser les actions. Au-delà du suivi des populations et des stratégies de lâcher ou de fixation des individus réintroduits, la pérennisation de l'accès aux ressources pour les rapaces fait partie des principales préoccupations de ces acteurs. Ils entretiennent donc des relations avec les autres acteurs impliqués dans l'équarrissage et notamment les éleveurs, en vue d'être au fait de leurs perceptions des vautours. Ces perceptions sont différentes selon les sites. Par exemple, Selon des enquêtes menées dans cette région en 1995 par Quillard, les habitants des Grands Causses semblent plus convaincus de l'inoffensivité du vautour que dans le Pays Basque où le rapace « n'est plus nécrophage [...] ses serres lui sont fort utiles » (Nartop 1986, opus cit. Quillard 1995). Les conséquences des obligations réglementaires liées à l'équarrissage sont à l'ordre du jour des échanges depuis plusieurs années.

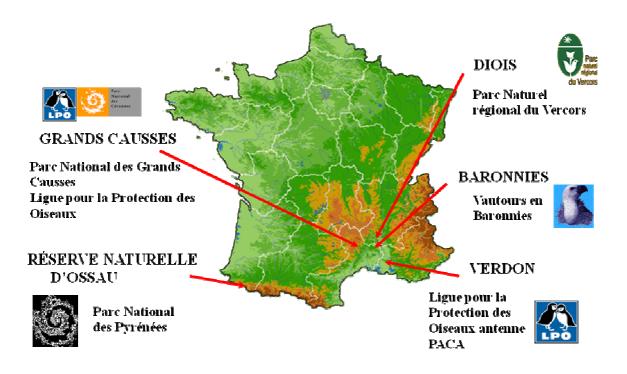


Fig. 2.2. Sites où les vautours ont bénéficié de programmes de restauration ou de réintroduction et structures en charge de leur suivi.

#### 1.3. Les dispositifs d'équarrissage naturel.

Pour optimiser les chances de succès d'une réintroduction, assurer aux individus relâchés un accès à leurs ressources trophiques est primordial, en vue de l'installation d'une colonie de reproduction viable. Afin d'approvisionner des charniers, des gestionnaires ont mis en place des collectes, proposant ainsi aux éleveurs un service d'équarrissage alternatif aux collectes réalisées par les entreprises. Dès le début du programme de réintroduction des vautours fauves dans les Grands Causses, l'antenne Causses de la LPO et le Parc National des Cévennes (PNC) collectaient des carcasses à l'abattoir, puis auprès d'éleveurs, afin d'alimenter les oiseaux en volière (Briquet, 1987). Après les opérations de lâchés, les carcasses étaient déposées sur un charnier situé à proximité des volières. D'autres charniers ont été installés. Aujourd'hui, les collectes permettant l'approvisionnement de ces charniers sont réalisées exclusivement chez les éleveurs.

Un autre dispositif faisant appel aux vautours est la placette individuelle d'alimentation. Il existe officiellement depuis 1998, date à laquelle, un texte réglementaire reconnaît aux rapaces nécrophages un rôle d'auxiliaire positif dans le domaine de l'équarrissage. Ce texte, l'arrêté ministériel du 7 août 1998, a été obtenu suite à un travail de 16 années de contacts divers par le président de la LPO et son équipe (Joncour, 1999). Chaque éleveur est alors responsable de son propre charnier.

Le dépôt de carcasses dans un lieu identifié de l'exploitation avait déjà cours avant l'autorisation légale. Les normes applicables aux charniers, et donc à la placette individuelle d'alimentation, émanent des services déconcentrés de l'Etat<sup>4</sup>. La création d'une placette individuelle d'alimentation (qui peut être l'officialisation ou la création d'un lieu de dépose suivant la voie légale) se fait dans le cadre d'un processus contractuel et implique différentes étapes (LPO, 2001) : l'éleveur contacte la LPO (ou la structure en charge du suivi des populations de rapaces) pour étudier la faisabilité du projet, sachant que la placette doit se trouver dans un endroit situé dans le domaine vital de la colonie de vautours, à l'écart de routes, de chemins, d'habitations et de lignes à haute tension. Lorsque toutes les conditions requises sont validées, un dossier de demande d'autorisation est rempli par la LPO, puis transmis à la Direction Départementale des Services Vétérinaires (DDSV) qui diligente alors un technicien afin de valider l'emplacement de la placette. La prise de l'arrêté d'ouverture par le préfet du département et la signature d'une convention de gestion et d'utilisation entre l'éleveur et la LPO clôt la procédure. La convention comporte 11 articles qui détaillent les engagements de l'éleveur tels que la tenue d'un registre (indiquant la qualité et les quantités déposées), ou encore l'enlèvement des déchets non consommés. Une fois la convention signée, s'en suit la réalisation des travaux : La construction d'une dalle en béton (de 2 x 3m) pour limiter l'écoulement des jus issus des carcasses et une clôture électrique (batterie et panneau solaire) afin d'empêcher que d'autres charognards accèdent à la placette. Le suivi du fonctionnement de la placette est assuré par la LPO (état d'utilisation de la placette) et la DDSV (contrôles sur la salubrité, sur les registres des éleveurs).

\_

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Les services de sécurité sanitaire en question étaient assurés jusqu'en 2010 par les Directions Départementales des Services Vétérinaires (DDSV). Suite à une réorganisation, ils sont désormais assurés par les Directions Départementales de la Cohésion Sociale et de la Protection des Populations. Néanmoins, étant celle qui avait cours durant ce travail, nous garderons l'appellation DDSV pour référer aux autorités sanitaires.

Les gestionnaires ont rétablit un accès des vautours à leurs ressources alimentaires, par la mise en place de dispositifs d'équarrissage naturel. Par des campagnes de sensibilisation, le Vautour n'est plus l'espèce nuisible ou qui laisse indifférent, mais devient, après sa réintroduction, un équarrisseur naturel reconnu, un allié du pastoralisme (Joncour, 1999).

### 2. L'historique et l'évolution de l'équarrissage classique.

La possibilité de faire appel aux vautours pour éliminer les carcasses s'inscrit dans un contexte où l'équarrissage est principalement réalisé par des entreprises. Or, la gestion de l'équarrissage implique son encadrement réglementaire et des moyens d'assurer sa viabilité économique. Des modifications réglementaires et des réformes financières sont susceptibles d'avoir des effets sur les dispositifs d'équarrissage naturel. L'objet de cette partie est de présenter brièvement l'émergence du service d'équarrissage classique, rendu par des entreprises, et surtout, présenter les réponses apportées pour sa gestion qui ont eu, ou peuvent avoir des répercussions sur l'équarrissage par les vautours.

#### 2.1. Les débuts de l'équarrissage.

De l'enfouissement des carcasses en cas de maladies contagieuses à une obligation de faire appel à une collecte pour l'enlèvement des carcasses, les réglementations ont été renforcées dans un souci de santé publique. Jusqu'au début du XXème siècle, l'enfouissement des animaux était prescrit exclusivement en cas de maladies contagieuses. L'interdiction de jeter les cadavres dans les avens, pour éviter la contamination des nappes phréatiques, est officialisée par le vote de la loi Martel en 1903. Les avens sont des cavités caractéristiques de régions karstiques, dans lesquelles les carcasses étaient déposées. C'est à la suite de l'observation de ces pratiques notamment dans la région des Grands Causses, que Martel a proposé un projet de loi concernant l'équarrissage. La collecte et la destruction des carcasses sont mises en place à partir de 1942, suivant la modification du *Code Rural*: « Sous réserve des dispositions de l'article L. 226-3, il est interdit d'enfouir, de jeter en quelque lieu que ce soit ou d'incinérer les cadavres d'animaux ou lots de cadavres d'animaux pesant au total plus

de quarante kilogrammes ». Cette règle est peu suivie, si bien que l'équarrissage devient un service d'intérêt public en 1975 (loi n°75-1331 du 31 décembre 1975). La loi oblige alors les équarrisseurs à accepter et traiter gratuitement tous les cadavres animaux dans une zone et leur confère, en contrepartie, un monopole territorial de la collecte des sous-produits des abattoirs comme matière première. En réalité, le manque de valorisation économique de ces déchets organiques rend l'activité d'équarrissage peu rentable.

#### 2.2. Les réformes financières.

Suite à la « crise de la vache folle » engendrée par une épizootie d'encéphalopathie spongiforme bovine (ESB), la collecte et le traitement des carcasses sont devenus une mission du service public en 1996, afin de garantir un financement aux équarrisseurs. Les entreprises d'équarrissage sont alors réquisitionnées par les préfets et des taxes sont mises en place par l'Etat, sur les achats de viande et produits assimilés de 1997 à 2003, puis prélevées aux abattoirs et aux éleveurs de porcs et volaille à partir de 2004. Au 1<sup>er</sup> décembre 2005, le Service Public d'Equarrissage (SPE) passe sous le régime du code des marchés publics, permettant aux entreprises d'équarrissage de fixer les prix des prestations. Le service était alors rendu principalement par deux grandes entreprises, Saria, une filiale d'Elf Aquitaine et Caillaud, une filiale du groupe Entreprise Minière et Chimique. L'absence de concurrence, en partie due à la loi de 1975 qui a introduit le monopole territorial, et en partie due à la situation de duopole sur le marché, rend problématique le financement de ce SPE (Bourdin and Bricq, 2005 ; 2006-2007).

Début 2009, la dette accumulée par l'Etat auprès des entreprises d'équarrissage s'élevait à près de 53 millions d'euros. L'équilibre financier du SPE n'est pas assuré et les contentieux administratifs font peser un risque de charge financière supplémentaire pour l'Etat. La prise en charge du SPE a été confiée en juillet 2009 aux interprofessions de l'élevage (Interveb, Cniel, Anicap) qui ont constitué des associations Animaux Trouvés Morts (ATM) par filière d'élevage. L'association « ATM éleveurs de ruminants » a passé des contrats pour 98 millions d'euros avec les équarrisseurs en 2010 (15% du coût de l'équarrissage). Jusqu'alors gratuit pour les éleveurs de ruminants, la réorganisation requiert désormais une contribution financière de leur part : la Cotisation Volontaire Obligatoire (CVO). Elle est rendue obligatoire par décret et est fixée par des accords interprofessionnels

qui ont désormais un statut de règlement par arrêté ministériel. A la fin de l'année 2009, la dette contractée auprès des entreprises était de 19 millions d'euros pour l'Etat et de 9,4 millions d'euros pour les éleveurs (SIFCO, 2009). En 2010, la CVO devrait être augmentée afin de rendre plus "équitable" le schéma de financement actuel qui fait porter aux abattoirs l'essentiel du coût (environ 80K€).

#### 2.3. Les réformes financières et l'équarrissage naturel.

Les collectes réalisées par les gestionnaires, dans le but d'approvisionner les charniers, étaient intégrées depuis 2001 au SPE, par le biais de sous-traitance avec des entreprises d'équarrissage. Malgré la fin du SPE, qui remet en cause ce système, l'utilisation des charniers a vocation à être préservée. En effet, il est clairement spécifié dans les clauses exigées par les associations ATM que l'entreprise titulaire d'un marché d'équarrissage doit s'engager à acheminer les carcasses sur les aires de nourrissage des vautours, et à détruire les déchets résiduels en vertu du Règlement CE 1774/2002 (ATM, 2009; DGAL, 2009). Ainsi, dans les régions concernées, les entreprises titulaires ont la responsabilité d'apporter des carcasses sur les charniers, et, le cas échéant, sont libres de maintenir le système de sous-traitance de cette activité avec les gestionnaires.

Les éleveurs utilisant une placette individuelle d'alimentation doivent s'acquitter du paiement de la CVO au même titre que les éleveurs faisant systématiquement appel à une entreprise d'équarrissage. Pour un éleveur, le montant est déterminé à partir de l'effectif moyen d'animaux de l'élevage au cours de l'année précédente (le système est effectif depuis le 17 juillet 2009). Aucun cadre dérogatoire n'est accordé pour le moment et les gestionnaires impliqués dans la préservation des vautours craignent que cette taxe puisse défavoriser l'utilisation de l'équarrissage naturel. Cependant, le paiement de cette taxe garantit aux éleveurs un coût mutualisé et aussi la prise en charge de la majeure partie du coût par les abatteurs via la taxe d'abattage (Orabi, comm. pers.). Un éleveur qui refuserait de payer la CVO devrait s'acquitter de la totalité du montant facturé directement par l'équarrisseur. Une minoration de la CVO pour les utilisateurs de placette est en cours de négociations.

#### 2.4. Vers la valorisation économique des carcasses.

L'équarrissage a pour objet la sécurité sanitaire. Sa mise en œuvre n'est pas aisée pour les raisons financières exposées précédemment. De nouvelles technologies devraient permettre de mieux valoriser financièrement les farines et huiles provenant des carcasses pour les entreprises. Aujourd'hui 12 entreprises assurent la couverture du territoire français et traitent un volume d'un million de tonnes (SIFCO, 2009). Les protéines et les corps gras sont valorisés principalement en oléochimie-savonnerie, en alimentation animale et en fertilisants. Le développement de procédés industriels pour la production d'énergie à partir des déchets organiques telle que la méthanisation fait parti des attentes gouvernementales formalisées lors du Grenelle de l'environnement (MEDDTL). Ce nouvel enjeu peut avoir des répercussions sur la mise à disposition des carcasses pour les vautours, et il sera évoqué lorsqu'il sera question de la pérennité de l'équarrissage naturel en discussion générale (chapitre VIII).

## 2.5. La réglementation sanitaire et l'équarrissage sanitaire : le cas d'une crise d'épizootie.

Comme nous l'avons vu, l'équarrissage naturel en France a été reconnu et rendu possible suite à l'arrêté ministériel de 1998 (point 1.3). En amendant les dispositions du *Code Rural*, cet arrêté a permis la mise en place du système de placette individuelle d'alimentation. En 2002, soit quatre ans après, un nouveau règlement européen (CE n°1774/2002) apporte une réponse aux crises d'épizooties (répercussion de la crise de la vache folle). Ce texte permet à la Commission Européenne de garantir un niveau de sécurité sanitaire élevé dans l'ensemble de la chaîne de production et de distribution «de la ferme à la table», avec un niveau de traçabilité élevé pour les consommateurs. Il offre également l'avantage de garantir la compétitivité des filières d'élevages Européens afin de préserver les échanges commerciaux intra et extra communautaires. Enfin, pour autoriser l'équarrissage par un animal, il prévoit des dérogations permettant d'assurer le nourrissage, dans leurs habitats naturels, des oiseaux nécrophages protégés.

La décision de la Commission européenne du 12 mai 2003 (2003/322/CE) définit de nouvelles règles pour la Grèce, l'Espagne, l'Italie, la France et le Portugal concernant l'alimentation des oiseaux nécrophages : elle impose un dépistage systématique des

Encéphalopathies Spongiformes Transmissibles (EST) pour les bovins de plus de 24 mois et les ovins et caprins de plus de 18 mois. Ces nouvelles règles compliquent voire rendent irréalisables l'approvisionnement des charniers. En effet, avant de pouvoir déposer des carcasses sur les charniers, les têtes doivent être envoyées en laboratoire pour être soumises à un dépistage, tandis que le reste des carcasses doivent être stockées par les éleveurs, ou les gestionnaires collectant des carcasses à destination des vautours, dans l'attente d'une réponse. Psychologiquement peu confortable et nécessitant un aménagement logistique pour la conservation des carcasses (*i.e.* des containers frigorifiques), ce système se révèle trop contraignant tant pour les éleveurs que les gestionnaires.

Un argumentaire minimisant les risques de transmission des EST est alors présenté par des membres du Groupe Vautour France à la Direction Générale de la Santé du Consommateur et à l'Agence Française de Sécurité Sanitaires des Aliments<sup>5</sup>. Parallèlement, une motion de censure est déposée à la Commission Européenne. Par ailleurs, une action est entreprise auprès du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du développement durable et de la Mer pour qu'il s'oppose à la signature de l'arrêté de transposition en droit français de la décision européenne. Cette dernière action permet finalement l'obtention de l'amendement 2005/830/(CE). Il fixe un quota de dépistage de 4 % sur les cadavres de petits ruminants, tout en conservant le dépistage systématique des bovins de plus de 24 mois abrogeant ainsi la décision 2003/332/CE<sup>6</sup>.

#### 2.6. Un nouveau texte réglementaire.

Les réglementations et la position du gouvernement français à l'égard des directives européennes permettent en France la mise en place et le maintien des dispositifs permettant d'assurer aux vautours un moyen d'accès aux carcasses issues de l'élevage. Fort de l'expérience caussenarde défendue par la LPO, des scientifiques et des vétérinaires en relation

36

\_

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Aujourd'hui appelée Agence nationale chargée de la sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> En France, les textes d'application de la décision 2005/830/(CE) sont les arrêtés du 6 août 2005 et du 28 février 2008 (voie réglementaire) et la note de service DGAL/SDSPA/N2006-8300 du 19 décembre 2006.

avec cette association (Sarrazin et al., 2006), le Parlement et le Conseil européen rendent applicable la placette individuelle d'alimentation à tous les pays européens, à partir du 4 mars 2011 (Orabi, LPO, comm. pers.). Ce nouveau règlement (CE N° 1069/2009) mentionne la liste des espèces d'oiseaux nécrophages pouvant bénéficier d'un soutien alimentaire dans les différents États membres avec la possibilité d'élargir ce dispositif aux carnivores inscrits à l'annexe II de la Directive « habitat » 92/43/CEE. Il indique les modalités de constitution des dossiers de demande d'autorisation, les consignes de construction des placettes, les critères d'inéligibilité, les conditions de surveillance et de dépistage des EST conformément au règlement 999/2001/CEE. A l'instar des éleveurs caussenards, des registres de suivi doivent être tenus afin de consigner les quantités, la nature, et l'origine des carcasses des animaux déposés sur chaque placette, les dates de dépôt, et les résultats des épreuves EST.

#### 2.7. Des conséquences de la décision européenne du 12 mai 2003.

En Espagne, la réglementation européenne concernant la surveillance des EST a affecté les populations de vautours fauves, notamment au niveau de la reproduction (Tella, 2001; Camiña-Cardenal, 2004; Camiña-Cardenal, 2007; Azmanis, 2009). La fermeture de muladares, des charniers gérés par les éleveurs, a entraîné une autre conséquence négative, pour les éleveurs cette fois. En, effet, selon l'état de leur faim, les vautours adoptent un comportement plus ou moins téméraire (Zuberogoitia et al., 2010). S'il arrive que des plaintes soient déposées à l'encontre des vautours par des éleveurs considérant qu'ils ont attaqué du bétail vivant, le nombre de plainte a fortement augmenté suite à la fermeture des charniers gérés par les éleveurs (Margalida and Campión, 2009).

En France, à la suite de plaintes déposées par des éleveurs dans la région des Pyrénées, des expertises vétérinaires ont été mises en place en 2007 et les résultats attestent que les vautours fauves peuvent causer des dommages au bétail vivant. La responsabilité des oiseaux dans la mort d'animaux vivants est reconnue même si leur quantification reste discutée (Arthur et Zenoni, 2010). Sur la base des données récoltées entre 2007 et 2009, des moyennes par années ont été calculées : sur 182 plaintes déposées annuellement, 31 cas ne sont pas évaluables pour l'expertise vétérinaire, et l'intervention de vautours est en partie responsable dans 85 cas (Arthur et Zenoni, 2010). Bien que les cas pour lesquels il a pu être déterminé que les vautours ont effectivement joué un rôle dans la mort de l'animal soient largement moins

nombreux que les plaintes déposées à leur encontre, les plaintes sont relayées par des articles de journaux décrivant les rapaces comme une menace<sup>7</sup>. Surtout cantonnées à la région des Pyrénées, des dépôts de plaintes ont été plus nombreux dans la région caussenarde en 2009. En 2010, *le Livre blanc* de la Fédération Nationale des Chasseurs sur les grands prédateurs (Fédération Nationale des Chasseurs 2010) inclut le vautour parmi le loup, l'ours brun et le lynx.

La décision européenne du 12 mai 2003 a donc eu des répercussions négatives directes sur les populations de vautours, et indirectement sur l'élevage à travers les pertes occasionnées pour les éleveurs. De plus, elle a affecté le lien entre le monde agropastoral et le Vautour ; l'allié de l'équarrissage peut éventuellement être un danger. Or, les représentations des locaux, qui vivent quotidiennement en présence de ces charognards, sont déterminantes pour leur conservation.

En guise de conclusion, des éléments énoncés peuvent être mis en perspective avec la problématique. En considérant que les carcasses mises à disposition des vautours représentent la demande pour le service d'équarrissage naturel, on peut noter qu'elle est tributaire de mesures de gestion en vue d'enjeux sanitaires et économiques. On peut aussi constater que les actions des gestionnaires sont essentielles pour le maintien et l'augmentation de cette demande. En concrétisant des liens avec des structures institutionnelles (DSV, Ministère de l'Ecologie, institutions européennes), les gestionnaires ont aboutit à la reconnaissance de l'équarrissage naturel. Leurs actions et celles d'adhérents à leur cause ont permis de maintenir l'utilisation de l'équarrissage naturel, mise en péril par l'application des politiques de sécurité sanitaire européennes. A travers le dispositif de placette individuelle d'alimentation, cet équarrissage autrefois illégal, est aujourd'hui possible mais néanmoins encadré par des normes et susceptible de contrôles particuliers. On peut se demander dans quelle mesure ces éléments réglementaires et les nouvelles obligations financières peuvent influencer les pratiques d'équarrissage et par là, la demande pour l'équarrissage à un niveau local.

<sup>-</sup>

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup>A titre d'exemple, quelques articles dans la région des Grands Causses titrent: « Le vautour fauve attaquera-t-il les troupeaux de la région ? », Var Infos, 9 mai 2008. « Une vache dépecée vivante par les vautours ? » Midi Libre, jeudi 21 mai 2009. « Ces vautours qui font peur aux éleveurs aveyronnais » Centre Presse 18 août 2010. « Les vautours font encore planer l'inquiétude » Midi Libre 7 septembre 2010.

# III. PRATIQUES D'ELEVAGE ET D'EQUARRISSAGE DANS LES GRANDS CAUSSES.

Les activités pastorales incluent la gestion de la mort animale (Brisebarre, 1999), et il existe une relation traditionnelle entre l'élevage et le vautour. Selon le vieil adage romain « Ubi pecora, ubi vultures », « là où il y a des bergers, il y a des vautours » (Lamblard, 2001). Dans les Grands Causses, des campagnes de sensibilisation ont été menées préalablement aux opérations de réintroduction du Vautour fauve par le Fond d'Intervention pour les Rapaces (aujourd'hui LPO) et le Parc National des Cévennes (Crosnier, 2006) « Hier déprécié et persécuté, le vautour est aujourd'hui exhibé aux visiteurs » (Crosnier, 2006). Autrement dit les vautours font aujourd'hui parti du paysage caussenard. Leur maintien étant conditionné par les modes d'élevage et les pratiques d'équarrissage des éleveurs, nous allons les évoquer dans ce chapitre.

Nous avons mené, avec Sophie Bobbé, des entretiens semi-directifs en automne 2008, en hiver et en été 2009. Pour ce faire, nous nous sommes appuyés sur l'étude ethnologique réalisée au cours de DIVA 1 (2003-2006) (Sarrazin et al., 2006) : les résultats de l'étude ethnologique précédemment évoquée ont identifié des pratiques d'équarrissage des éleveurs et des motivations qui sous-tendent leurs choix. La grande majorité des éleveurs utilisent un double système, souvent une placette et une collecte (Bobbé, 2006). L'utilisation d'un lieu de dépôt de carcasses à destination des vautours peut être motivée par une sensibilité écologique ou peut revêtir un caractère plus opportuniste (Bobbé, 2006). Dans le premier cas, la motivation est traduite par l'officialisation du lieu en placette individuelle d'alimentation. Dans le second cas, les dépôts restent illégaux et nous parlerons de « placette officieuse » (Bobbé, 2006).

Il a été observé que les ressources mises à disposition des vautours pouvaient être inférieures ou excédentaires par rapport aux besoins de la population (Chassagne, 1998; Joncour, 1999), ce qui peut affecter les bénéfices de l'équarrissage naturel. Sachant ceci, nous avons voulu mieux connaître les processus sociaux et économiques qui influencent les pratiques concernant l'équarrissage naturel. Nous avons voulu approfondir les connaissances sur les pratiques d'élevage et les critères de choix des pratiques d'équarrissage des éleveurs

des Causses. Il s'agissait aussi, en rencontrant des éleveurs concernés par la précédente étude, d'identifier d'éventuelles modifications de pratiques dues par exemple aux évènements énoncés dans le précédent chapitre : le devoir pour les éleveurs de s'acquitter de la taxe CVO suite au désengagement financier de l'Etat vis-à-vis du SPE (cf chapitre II points 2.2 et 2.3) et les plaintes concernant des attaques de vautours sur du bétail vivant (cf chapitre II point 2.7).

Trente deux entretiens furent réalisés auprès d'éleveurs situés sur les Causses Méjean, Noir, Larzac et Sauveterre. Ces éleveurs sont de différentes catégories (pluriactifs, monoactifs), de générations et d'âges différents, d'origines géographiques diverses (locaux, néo-ruraux), et leurs systèmes d'exploitation varient (ovin viande, ovin lait, produits transformés, diversité des systèmes de distribution).

Dix autres entretiens ont été menés auprès d'autres acteurs intervenant dans l'équarrissage : des représentants des deux entreprises d'équarrissage qui ont la charge de collecter dans les Grands Causses (Saria industrie, Ferso Bio devenu récemment Atemax), des gestionnaires du Parc national des Cévennes (PNC), des salariés de l'antenne Grands Causses de la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO). Respectivement en charge de la sécurité sanitaire et des contrôles réalisés chez les éleveurs en vue de la validation ou reconduction des subventions qu'ils touchent, des agents de la préfecture d'Aveyron, de la Direction Départementale des Services Sanitaires (DDSV) et de la Direction Départementale de l'agriculture (DDA) 8 ont également été contactés.

Nous évoquerons dans un premier temps l'incidence de choix de techniques et filières d'élevage sur la mortalité (période et taux) au sein du cheptel. Dans un second temps, nous chercherons à cerner les implications d'acteurs (entreprise d'équarrissage, services sanitaires, et gestionnaires) dans la gestion de l'équarrissage. Enfin, nous examinerons les modes d'équarrissage choisis par les éleveurs.

les noms utilisés au cours de l'étude soit DDSV et DDA.

<sup>&</sup>lt;sup>8</sup> Comme nous l'avons précédemment indiqué, les DDSV sont intégrées dans les Directions Départementales de la Cohésion Sociale et de la Protection des Populations. Nous avons rencontré des agents au sein du service qui est aujourd'hui appelé Service de Sécurité Environnementale, Relation à l'Animal et Inspection en Abattoirs de Boucherie. La DDA est aujourd'hui appelée Mission Agriculture Forêt et Développement Rural. Nous gardons

### 1. Les pratiques pastorales caussenardes.

#### 1.1. La diversité des exploitations.

L'élevage de brebis laitières s'est développé depuis le début du siècle autour de la production fromagère, en particulier de roquefort. L'élevage s'est intensifié au cours du siècle dernier avec la modernisation des techniques d'élevage (la traite mécanique, les aliments concentrés) (Bobbé, 2006), une nette augmentation des tailles de troupeaux et la sélection de brebis plus productives (Puech, 1929). Dans les années 50, les troupeaux comptaient 100 à 150 bêtes, aujourd'hui, ils avoisinent les 400 bêtes en moyenne, allant jusqu'à 900 bêtes pour les plus grandes exploitations. Parallèlement à l'augmentation des troupeaux, la production laitière a triplé en un demi-siècle : une brebis qui produisait, en 1950, 50 à 60 litres de lait par an, en produit, dans les années 90, 150-180 litres par an. Aujourd'hui, ce chiffre atteint 290 litres de lait par an pour une brebis de race Lacaune (CNBL, 2008), race couramment utilisée pour la production fromagère locale.

L'économie de la région a toujours été basée sur l'agriculture, mais l'agropastoralisme a souffert de la mondialisation des échanges commerciaux (Bobbé, 2006). La stagnation du prix du lait a engendré le développement de la production de viande dans les années 50-60. La production de lait reste dominante dans la région, toutefois, les exploitations qui pratiquent à la fois la production de lait et de viande ne sont pas rares sur les plateaux des Causses. Si les pratiques des éleveurs sont des réponses aux injonctions économiques, elles le sont aussi, et particulièrement sur les plateaux que sont les Grands Causses, aux contraintes biophysiques du territoire (Lhuillier and Osty, 2009). Les caractéristiques pédologiques et notamment la nature du sol font de l'écosystème caussenard un terrain peu propice aux grandes cultures. Si les pluies sont relativement abondantes, l'eau s'infiltre dans la roche, et des épisodes de sécheresse estivale sont fréquents. Face aux effets de la mondialisation des échanges commerciaux sur les prix des produits (i.e. la concurrence de l'agneau de Nouvelle Zélande), et le faible prix d'achat du lait par Société, conserver la viabilité économique des exploitations nécessite toujours des investissements (aménagements, intrants). De plus, tandis que le prix du pétrole, comme celui des céréales augmente, les sécheresses représentent des risques de plus en plus importants pour les éleveurs. En effet, aujourd'hui, les éleveurs élèvent une brebis par hectare de leur production fourragère. Et beaucoup d'éleveurs sont arrivés à un seuil de production : « On est toujours sur le fil du rasoir [...] on est arrivé au maximum des

aménagements techniques qui puissent permettre une amélioration de la production » (éleveur, causse Méjean, comm. pers. 2008), « On serait au RMI que ce serait pareil sauf que l'on travaille 70-80 heures par semaine [...] les charges augmentent, tout augmente, on peut plus augmenter la taille des troupeaux indéfiniment pour la surface que l'on a » (éleveur, causse Méjean, comm. pers. 2009). Des alternatives telles que les circuits courts de commercialisation (vente directe), les associations d'exploitations en coopérative, sont développées par les éleveurs des Causses pour tenter de limiter la pression des marchés et sécuriser leurs systèmes de production (Lhuillier and Osty, 2009). De plus, des activités liées au tourisme en particulier l'hébergement en gîte, viennent compléter les activités agricoles. En 2006, la pluriactivité concerne 20% des exploitations caussenardes (Bobbé, 2006).

#### 1.2. Les techniques d'élevage, les filières de production et la mortalité des bêtes.

La production laitière est prédominante dans les Grands Causses (Lhuillier and Osty, 2009). Elle impose une conduite de troupeau spécifique : deux traites journalières, selon une période et un nombre de jours imposés, la mise à l'herbage. L'accouplement a lieu en juillet et, en conséquence, l'agnelage a lieu en hiver (entre janvier et février). Cette période correspond à l'ouverture de la campagne laitière, qui est la même depuis un siècle (Puech, 1929). Or, la mortalité qui affecte les adultes du troupeau survient surtout lors de l'agnelage (un tiers des évènements de mortalité environ), et de manière plus épisodique par des pathologies (pour les deux tiers restants) (Bertin et al., 2005). Chez les agneaux, 60% environ de la mortalité se manifeste dans les 5 jours suivant leur naissance (Bertin et al., 2005). Lorsque l'on examine les variations de la mortalité au cours de l'année, le pic de mortalité est trouvé en hiver (Morio, 2006). Cela peut être expliqué par la principale cause de mortalité, la conduite de troupeau en vue de la production de lait, et la prédominance de cette filière.

Selon le type de production et la filière de commercialisation choisis, le nombre et les périodes de mise-bas sont fixées à des périodes différentes. En vue d'augmenter la production de lait, certains éleveurs font faire trois agnelages en deux ans au même troupeau. Les producteurs de lait qui travaillent en coopérative, échelonnent les agnelages de leurs brebis afin de proposer des produits tout au long de l'année. De la même manière, ceux qui produisent de la viande et l'écoulent en vente directe, fixent différentes périodes d'agnelage en vue de pouvoir proposer des produits toute l'année. En revanche, pour les producteurs qui

élèvent les agneaux de manière extensive afin de bénéficier de labels de qualité (*i.e.* Agneaux de parcours mis en place par le PNC), les agnelages ont majoritairement lieu en juillet, au moment de la pousse de l'herbe. Cette stratégie permet également d'éviter de se trouver en compétition avec les producteurs de lait qui vendent les agneaux nés durant l'hiver, période pendant laquelle « *le marché est inondé* » (éleveur, causse Noir, comm. pers. 2008).

Une taille de cheptel importante et un faible nombre de salariés sur l'exploitation peuvent conduire à des agnelages multiples. Par exemple, un éleveur (causse Noir, comm. pers. 2008) explique que son troupeau de 600 brebis mères est divisé de manière à ce qu'une partie des brebis mettent bas en janvier, une autre en octobre et la dernière en juillet. Comptetenu du travail que cela représente, un agnelage au même moment ne serait pas envisageable.

Ainsi, la période de mortalité la plus importante est l'hiver, et elle dépend des types de productions et des filières de commercialisation. Reste donc à examiner les différentes possibilités que les éleveurs ont pour gérer la mort animale. La réglementation oblige les éleveurs à faire appel à un équarrisseur. Les éleveurs ont le choix entre des dispositifs d'équarrissage impliquant des acteurs différents.

### 2. L'implication d'acteurs locaux dans la gestion de l'équarrissage.

#### 2.1. Les entreprises d'équarrissage.

Dans les Causses, deux sociétés privées furent réquisitionnées par les préfectures pour assurer l'équarrissage lorsqu'il s'agissait d'un service public : Le groupe Saria Industries et la société Ferso Bio. Suite à son entrée dans le groupe Akiolis, la société Ferso Bio s'appelle désormais Atemax Sud-Ouest, mais est encore appelée par son ancien nom, que nous utiliserons dans la suite du manuscrit. Chacune de ces sociétés assure encore aujourd'hui la collecte des carcasses sur la partie du territoire qui leur avait été attribuée, suivant l'obligation de répondre positivement à toute demande dans les 48h (jours ouvrables) après l'appel téléphonique. Pour ces deux entreprises, la présence des équarrisseurs naturels ne représente aujourd'hui aucun manque à gagner ; la plupart de leurs revenus émanant surtout d'autres zones géographiques où la densité d'élevage est plus importante.

## 2.2. Le Parc National des Cévennes (PNC) et la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO).

Dès les opérations de réintroduction, la LPO a commencé à collecter des carcasses afin d'alimenter les vautours en les déposant sur le charnier de Cassagne, situé sur le Méjean. Ce n'est qu'en 2001, avec la réglementation du SPE, que l'association inclus dans ses missions une activité d'équarrissage. Le nombre d'éleveurs faisant appel à leur collecte a varié au cours des années : En 1992, 23 éleveurs volontaires donnent les carcasses à la LPO. En 2005 et après une augmentation régulière, 64 éleveurs utilisent le service d'équarrissage de la LPO. Puis, le nombre d'éleveur faisant appel à la LPO diminue : ils sont 45 en 2008, et 33 en 2010. Cette évolution est selon la LPO une adaptation de la collecte en fonction des demandes des éleveurs et des besoins alimentaires de la colonie de vautours (LPO, comm. pers, 2008). Les agents de la LPO réalisent trois tournées dans la semaine ou interviennent tous les jours afin de débarrasser les éleveurs au plus vite pendant les périodes de forte mortalité.

Depuis la réintroduction des vautours, le PNC propose ce service d'équarrissage aux exploitants situés sur le causse Méjean et ses bordures. Ce service est aujourd'hui utilisé par 33 exploitations. Les carcasses collectées sont déposées sur le charnier du Villaret, situé sur ce causse.

La collecte réalisée par le PNC devrait bientôt s'arrêter et celle de la LPO ne concerner que peu d'exploitations. En effet, cette activité est aujourd'hui considérée par les agents du PNC comme une surcharge de travail. Coûteuse en temps et en argent, la collecte n'est plus nécessaire puisque « la colonie de vautours se porte bien » (agent PNC, 2008). La création de placettes individuelles d'alimentation est un objectif de première importance afin « ne pas modifier l'apport de ressources aux vautours » (agent LPO, 2008). Rappelons que la création de placettes individuelles d'alimentation implique une procédure, et que cette placette peut représenter pour l'exploitant un nouveau système d'équarrissage ou simplement l'officialisation d'un lieu de dépose de carcasse déjà employé. Comme nous l'avons précédemment écrit (cf chapitre II point 1.3), l'emplacement de la placette individuelle d'alimentation doit répondre à une série d'exigences qui peuvent parfois interdire la concrétisation de ce dispositif malgré la demande de l'éleveur. C'est le cas pour des éleveurs situés dans les vallées et la LPO entend poursuivre la collecte chez ces éleveurs.

Dans un souci de sensibilisation, les agents de la LPO proposent lors des collectes l'essai d'une dépose de carcasse(s) dans un coin de l'exploitation. Si l'expérience est concluante, elle pourra donner lieu à la procédure de création de la placette individuelle d'alimentation. Par ailleurs, la LPO reçoit des demandes spontanées de création de placette individuelle d'alimentation, mais « *n'arrive pas à* [les] *satisfaire toutes* » (agent LPO, comm. pers. 2008). Depuis 2001, 61 procédures ont abouti à une autorisation préfectorale (Fig. 3.1). Notons que, selon les données de la LPO, 48% des placettes individuelles d'alimentation étaient auparavant des placettes officieuses (LPO, comm. pers., 2010).

Ainsi, l'utilisation des dispositifs de collecte et de placette individuelle d'alimentation est favorisée d'abord par les gestionnaires. Cependant, l'utilisation de placette individuelle d'alimentation concerne les services déconcentrés de l'état.

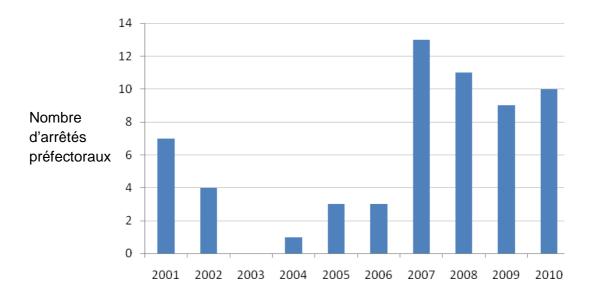


Fig. 3.1. Nombre d'arrêtés préfectoraux signés par année. Sources : LPO et PNC.

# 2.3. Les Directions Départementales des Services Vétérinaires et de l'Agriculture.

En tant que services vétérinaires, les DDSV ont pour mission de réduire tout risque de contamination de la nappe phréatique, ainsi que la propagation de maladie touchant la faune.

Il s'agit d'obtenir une traçabilité sur les carcasses afin de pouvoir maîtriser ces risques. Si les DDSV partagent avec la LPO et le PNC l'objectif de réduire les pratiques de dépôts sauvages de carcasses (dans des lieux inaccessibles aux vautours tels que les ravins, les avens..), elles sont chargées de l'application de la procédure de création ainsi que des suivis de placettes individuelles d'alimentation. L'application de ces mesures varie d'un département à l'autre, notamment en fonction des relations que cette administration entretient avec la LPO et le PNC. La DDSV peut leur déléguer la sélection des dossiers de demande de création.

Lors des premières créations de placettes individuelles d'alimentation, un contrôle de la réalisation des travaux était de rigueur. Il n'est plus systématiquement fait. Il arrive que l'agrément soit délivré avant la construction de la dalle en béton, ce qui a été le cas dans la moitié des officialisations de placettes (données LPO). En Aveyron comme en Lozère, les contrôle de réalisation de travaux sont moins fréquents que prévu, « il n'y pas eu de visite post-placette comme prévu » (éleveur, causse Méjean, comm. pers. 2008). Il ne s'agit pas d'une priorité comme en témoigne un agent de la DDSV : « nous n'avons pas fait de contrôle cette année par manque de personnel » (comm. pers. 2008).

Pour bénéficier de subventions européennes<sup>9</sup>, les éleveurs doivent satisfaire à de nombreux contrôles pratiqués par les DDSV et les DDA<sup>10</sup>. Les éleveurs bénéficiant de label de qualité ou travaillant pour l'entreprise Société sont moins soumis aux contrôles de la DDSV et de la DDA, l'étant déjà par d'autres organismes. Pour la majorité des éleveurs, ces contrôles sont particulièrement contraignants et la multiplicité des contrôles existants peut être dissuasive pour certains éleveurs qui préfèrent renoncer à l'officialisation de leur placette. Elle mène à un possible contrôle supplémentaire, la DDSV pouvant à tout moment exiger le registre tenu par l'éleveur et contrôler l'état de salubrité de l'emplacement. Néanmoins, l'utilisation de placette officieuse est un risque, des dénonciations de placette officieuse

<sup>&</sup>lt;sup>9</sup> En l'occurrence, les deux piliers principaux d'aides sont : l'Identification de l'Eligibilité à la Brebis et l'Identification Permanente et Généralisée ovin. Les droits aux subventions suivent un système de conditionnalité ; l'éleveur doit respecter les règles définies sous peine d'être pénalisé sur l'ensemble des aides financières qui sont dans les Causses ; la prime à la brebis, l'aide à la surface, l'aide compensatoire au handicap naturel, les droits à paiement unique.

<sup>&</sup>lt;sup>10</sup> Le plan annuel est organisé par la DDSV et la DDA conjointement, et 25% des contrôles sont déterminés par tirage au sort, tandis que 75% sont orientés vers les exploitations déclarant un nombre élevé de brebis, ou dont les déclarations comportent des anomalies dans les effectifs par rapport au contrôle antérieur, ou encore chez ceux qui exercent une pluriactivité.

suivies de contrôles ont déjà donné lieu à des procédures de justice (agent DDSV et éleveurs comm.pers.).

De manière générale, le système de placette individuelle est considéré comme marginal et sa gestion non prioritaire par rapport aux autres missions dont sont chargées les DDSV. Elles souhaitent que les vautours restent cantonnés à leur « zone traditionnelle », c'est-à-dire les Causses (agent DDSV, comm. pers., 2008). En effet, elles considèrent « problématique » (agent DDSV, comm. pers., 2008) la présence des vautours près des villes, ainsi que les plaintes plus fréquentes dans « les zones ou les gens n'ont pas l'habitude de voir les vautours », car « si cela s'amplifie il faudrait dégager du temps et des moyens » pour mettre en place des expertises (agent DDSV, comm. pers., 2008).

### 3. Les modalités des choix de dispositifs d'équarrissage par les éleveurs.

Après avoir identifié les rôles des différents acteurs rencontrés dans la gestion de l'équarrissage à travers les dispositifs, nous allons examiner les pratiques d'équarrissage des éleveurs, c'est-à-dire, comment sont utilisés ces dispositifs. Rappelons qu'il s'agit de la collecte par une entreprise, celle réalisée par un gestionnaire (LPO ou PNC), une placette individuelle d'alimentation, une placette officieuse ou encore le dépôt sauvage. La plupart des éleveurs utilisent différents dispositifs d'équarrissage, une collecte et une placette (Bobbé, 2006). En vue de la modélisation les pratiques d'équarrissage, il s'agit de mieux connaître les critères de choix conduisant à l'utilisation d'un dispositif ou un autre.

## 3.1. Des critères de choix partagés par les éleveurs: l'assurance et la rapidité de l'élimination des carcasses.

La mort animale hors période d'agnelage est généralement vécue comme un échec par l'éleveur (Bobbé, 2006). La présence prolongée de carcasse(s) aux alentours de la ferme n'est pas souhaitée, surtout en été, en raison des nuisances olfactives. L'élimination des carcasses

doit donc être rapide. Les éleveurs mobilisent des dispositifs déjà bien souvent utilisés par des pairs (parents, amis, voisins), ceci étant un gage de bon fonctionnement et de confiance.

Un évènement de mortalité peut se produire dans différents lieux, dans la bergerie comme sur les parcours, à n'importe quel moment du jour ou de la nuit, concerner une ou plusieurs bêtes, des agneaux comme des brebis. Les collectes par les entreprises n'ayant lieu que les jours ouvrables et avec un délai de 48 heures, une mortalité en fin de semaine peut inciter l'éleveur à déposer sur une placette plutôt qu'à faire appel à cette collecte. Pour un évènement de mortalité important, les collectes seront préférées au dépôt sur la placette. A l'inverse, lorsqu'une brebis meurt sur un parcours « on laisse les vautours faire le travail » (éleveur, causse Méjean, comm. pers. 2008). Le choix d'un dispositif particulier dépend ainsi des jours, des lieux de mortalité ou encore des saisons « en hiver, les vautours ne viennent pas [jusqu'à chez moi] » (éleveur, causse du Larzac, comm. pers. 2009). En effet, en observant le passage des vautours, les éleveurs sensibles à la présence des vautours repèrent les saisons auxquelles ils viennent « ils venaient jusqu'à là il y a deux an et maintenant ils viennent jusqu'ici », « avant ils ne venaient pas, maintenant ils viennent mais que en été » (éleveur, causse du Larzac, comm. Pers. 2009). Finalement, les éleveurs adaptent le choix d'un dispositif d'équarrissage selon leur appréciation des qualités de chacun (rapidité et assurance d'élimination des carcasses). La collecte par la LPO et le PNC étant plus fréquente que celle des entreprises, l'élimination des carcasses est plus rapide. Selon certains éleveurs, la placette présente l'avantage de faire disparaître les carcasses avant leur consommation par les charognards « comme ça c'est fait! Pas besoin d'attendre l'équarrisseur » (éleveur, Causse Méjean, comm. pers. 2008).

#### 3.2. La perception des vautours comme critère de choix.

Si l'assurance et la rapidité d'élimination des carcasses des systèmes sont des critères importants aux yeux d'un grand nombre d'éleveurs, ils ne permettent pas toujours d'expliquer le choix du système retenu. Les représentations impliquées dans les choix sont nombreuses : les représentations de la nature, du travail d'éleveur, de l'hygiène et de la mort animale, et les relations sociales avec les gestionnaires et les services vétérinaires (Bobbé, 2006). Par exemple, un intérêt porté au vautour peut minimiser l'importance des critères d'assurance et de rapidité. En effet, des éleveurs qui souhaitent attirer, alimenter, observer les vautours parce

qu'ils sont « beaux » (éleveurs, causse du Larzac, comm. pers. 2009), ou encore parce que le vautour représente pour eux un système propre (écologique), peuvent utiliser une placette même si ce dispositif n'assure pas de façon systématique et rapide l'élimination des carcasses. C'est bien souvent le cas des éleveurs situés loin des sites de nidification. Il s'agit préférentiellement d'éleveurs non natifs de la région. Les caussenards d'origine favorables aux vautours les considèrent plus pragmatiquement comme « utiles » (éleveurs, causse Méjean, comm. pers. 2008) car ils permettent un équarrissage rapide. Pour certains éleveurs, les vautours font partie intégrante du système d'élevage, en tant qu'auxiliaires d'équarrissage (Bobbé, 2006).

Le dégoût ou la peur que les vautours suscitent peut inciter les éleveurs concernés à recourir à la collecte par une entreprise d'équarrissage. Certains éleveurs considèrent que la placette est sale. Avoir recours à la collecte de la LPO ou au PNC est alors un moyen de nourrir les vautours « on donne aux vautours » (éleveur, Causse du Sauveterre, comm. pers. 2008). Ce système est aussi préféré à la collecte par une entreprise car il est « plus écologique » (éleveur, vallée, comm. pers. 2008).

#### 3.3. Un critère de choix historique : le poids de la tradition.

Avant l'obligation de faire appel à un équarrisseur, décidée en 1942 (cf chapitre II point 2.1), les éleveurs abandonnaient ou brûlaient les carcasses. Dans les Grands Causses, beaucoup d'éleveurs ont réservé un coin sur leur exploitation pour déposer les carcasses (cf chapitre II point 1.3). Ce type de placette, à distinguer de la placette individuelle d'alimentation est encore utilisée aujourd'hui. Bien qu'il soit difficile d'estimer le nombre d'éleveurs qui utilisent ce mode l'équarrissage, les témoignages indiquent que la pratique est courante sur les plateaux et devrait représenter un apport de ressources alimentaires non négligeable pour les vautours.

Avant que l'équarrissage ne devienne un service public, les entreprises n'avaient pas l'obligation de collecter sur tout le territoire. Le défaut de passage de l'équarrisseur par le passé a pu marquer les préférences actuelles. L'utilisation de placette officieuse par les anciens exploitants (bien souvent les parents) a pu inciter des éleveurs à employer ce système lorsque les vautours ont été réintroduits. La réintroduction des vautours a relancé la pratique traditionnelle de dépose de carcasses (Bobbé, 2006). D'autre part, l'expérience d'une bête

collectée tardivement, due à l'organisation actuelle des collectes, peut expliquer le maintien de cette pratique, considérée illégale.

L'officialisation peut faire figure d'acte d'engagement envers les actions de protection environnementale (Bobbé, 2006), ce qui n'est pas forcément le souhait de l'éleveur. Pour certains éleveurs, ce mode d'équarrissage permet d'éviter la venue d'une personne étrangère (collecteur ou contrôleur) sur l'exploitation. Ainsi, le fait de ne pas officialiser la placette tient aux relations avec les autres acteurs locaux.

#### 3.4. La Contribution Volontaire Obligatoire : un nouveau critère de choix ?

La réforme du financement de l'équarrissage concernant les éleveurs de ruminant est relativement récente (cf chapitre II. point 2.2). Il est difficile d'établir l'appréhension et les réactions possibles des éleveurs à ce propos : la CVO n'a jamais été mentionnée spontanément par les éleveurs et certains n'étaient pas informés de la réforme. C'est lors de la dernière enquête sur le terrain (janvier 2010) qu'ils ont reçu leur première facture.

## 3.5. Les dommages sur le bétail causés par les vautours, un nouveau critère de choix ?

Les éleveurs montrent une sensibilité vis-à-vis des articles de journaux mentionnant des « attaques » de vautours sur du bétail vivant. Ils explicitent les dites attaques par la faim ressentie par les oiseaux « c'est la fermeture des charniers en Espagne » (éleveur, causse du Sauveterre, comm. pers. 2008) ou encore « la LPO ne les nourrit plus » (éleveur, vallée, comm. pers. 2008). Certains éleveurs considèrent « qu'il faudrait les réguler » (éleveur, causse Méjean, comm. pers. 2008). Parmi les utilisateurs de placette rencontrés, aucun éleveur ne pense à abandonner l'utilisation de placette et certains, convaincus du caractère inoffensif de ces rapaces, sont prêt à témoigner en leur faveur lors de réunions d'éleveurs organisées par la LPO à propos de cette problématique particulière (LPO, comm. pers. 2010).

Si les doutes sur le caractère inoffensif des vautours ne sont pas un motif pour arrêter d'utiliser la placette, ils permettent en revanche d'énoncer des inquiétudes dues à une sensation d'invasion « ils sont de plus en plus nombreux » (éleveur, Causse Méjean, comm.

pers. 2008), « passent plus fréquemment » (éleveur, causse Noir, comm. pers. 2008), « les vautours se posent de plus en plus près de la bergerie » (éleveur, causse Méjean, comm. pers. 2008). Le nombre de vautours déclaré « grand » et pouvant induire une impression d'invasion est très variable. En première approximation, une moyenne peut être estimée à des groupes de 40-50 individus.

#### 3.6. Les dispositifs d'équarrissage : entre continuité et changement.

La question de l'équarrissage n'est pas la principale préoccupation des éleveurs, et lorsque le mode d'équarrissage employé est satisfaisant, il est peu remis en cause. Ce sont bien souvent des circonstances extérieures qui conduisent les éleveurs à changer de dispositif, telles que la mise en place et l'arrêt prochain (pour certains éleveurs) de collectes par les gestionnaires ou de contrôles et sanctions par les DDSV. Si le choix d'un dispositif repose sur les préférences propres aux éleveurs, il peut être influencé par les relations sociales avec d'autres acteurs locaux.

La collecte par la LPO comme la possibilité d'utiliser (et/ou d'officialiser) une placette s'est étendue par « bouche à oreille » (agent LPO, 2008). Les relations sociales avec les gestionnaires peuvent modifier les représentations et/ou les préférences pour les dispositifs d'équarrissage. La LPO et le PNC présentent la placette comme un système performant et intéressant pour les éleveurs. Un éleveur (Aguessac, comm. pers. 2008) qui utilisait la collecte de la LPO et qui sait que la LPO projette de réduire cette activité, indique qu'il préfère dorénavant officialiser une placette que de faire appel à l'entreprise. Bien que l'appel téléphonique fût l'action habituelle (considérée comme la plus pratique) nourrir les vautours est devenu l'alternative préférée à la collecte par une entreprise.

Pour ceux qui n'ont pas de relation particulière avec les agents de la LPO ou du PNC, officialiser une placette apparaît comme une démarche lourde, qui pourrait entraîner des contrôles supplémentaires par les services déconcentrés de l'Etat. Les services vétérinaires peuvent exiger des preuves (tenues de registre de placette, bons d'équarrissage donnés par les entreprises ou les gestionnaires) lors de contrôles. Cependant, des procédures de justice ont fait suite à des dénonciations de placettes officieuses (DSV, comm. pers. 2008), ce qui peut motiver en partie certains éleveurs à initier la démarche d'officialisation.

Par ailleurs, l'intervention spontanée des vautours sur des carcasses déposées à destination d'une collecte, la rencontre d'un vautour coincé dans une clôture sont des évènements qui peuvent mener à l'utilisation d'une placette sans impliquer initialement les interventions de la LPO ou du PNC.

En guise de conclusion, les connaissances énoncées peuvent être remises en perspective avec la problématique. Selon les modes d'élevage, les besoins des éleveurs en termes d'équarrissage diffèrent, qu'il s'agisse de période de l'année ou de la quantité de carcasses à éliminer. Les modalités d'utilisation des dispositifs d'équarrissage auxquels ils peuvent avoir recours dépendent en partie d'autres acteurs locaux : c'est le cas de la collecte par les gestionnaires mise en place après la réintroduction des vautours, qui après s'être développée, ne devrait concerner plus qu'un petit nombre d'éleveurs. Le recours à la placette individuelle d'alimentation dépend en partie des gestionnaires et de la DSV, et celui à la placette officieuse peut être sanctionné selon les dispositions des DSV.

Les pratiques d'équarrissage sont multiples, impliquant un ou bien souvent plusieurs dispositifs. Les représentations des éleveurs en jeu dans les choix de dispositifs d'équarrissage sont diverses (rapport au travail, à la mort animale, etc.), et elles fondent les critères de préférence pour les dispositifs. Leurs représentations de leur travail mènent à des critères partagés par les éleveurs (assurance et rapidité d'élimination des carcasses). Les représentations de la propreté, envisagée comme l'hygiène ou la pertinence écologique, génèrent des perceptions du Vautour qui différent selon les éleveurs. Ces représentations dépendent de l'origine géographique et sociale, de la génération et l'histoire personnelle de l'éleveur, ainsi que de ses relations sociales. Les diverses relations sociales ou même la rencontre d'un vautour peuvent influencer les critères de préférence, selon la sensibilité propre à chaque éleveur. Les changements de critères de préférences sont ponctuels et peu prévisibles.

Si les pratiques d'équarrissage diffèrent selon les préférences propres aux éleveurs, des pratiques identiques peuvent être expliquées par des motivations différentes ; par exemple, utiliser une placette pour les nourrir les vautours ou parce qu'ils éliminent plus rapidement les carcasses que les collectes. De plus, pour un même éleveur, les dispositifs mobilisés varient selon le contexte de l'évènement de mortalité. Une logique pragmatique conduit les éleveurs à composer entre le moment, le lieu de la mortalité, la quantité de carcasses et leurs connaissances des capacités des équarrisseurs. Cette recherche d'adéquation tend alors vers des pratiques incluant plusieurs systèmes, en général une collecte et une placette. Ainsi selon les éleveurs et le contexte de mortalité, les carcasses sont collectées par les gestionnaires, par les entreprises, déposées sur une placette officielle ou officieuse, laissées en place sur un parcours à destination des vautours, jetées dans un aven ou un ravin...

Les modes d'élevage, les décisions d'acteurs tels que les gestionnaires et les services vétérinaires, les représentations des éleveurs et de leurs relations sociales avec les autres acteurs locaux sont des éléments qui jouent sur les quantités, les périodes et les lieux de dépose des carcasses pour les vautours. Tous ces éléments façonnent ainsi la demande, telle qu'elle a été définie selon l'angle d'approche de cette étude, soit représentée par les carcasses mises à disposition des vautours. On peut souligner à ce propos que les éleveurs ne conçoivent pas forcément la consommation des carcasses par les vautours comme un service d'équarrissage, puisque certains d'entre eux déposent les carcasses afin de les nourrir.

# IV. LA MODELISATION MULTI-AGENTS DU SYSTEME ETUDIE.

La modélisation multi-agents a été choisie comme outil pour intégrer les données issues des méthodes respectives d'écologie et d'ethnologie en vue de répondre à la problématique. Dans ce chapitre, le modèle est décrit de manière générale selon le protocole ODD (Overview Design concepts and Details, Grimm et al., 2006; Polhill et al., 2008). La description détaillée des méthodes vient après la présentation des agents et de la structure globale du modèle.

L'utilisation du modèle a visé à apporter des éléments de réponse à des questions différentes selon les chapitres. Les résultats du modèle qui sont présentés dans la suite du manuscrit proviennent de scénarios variés, impliquant la modification de paramètres d'initialisation et de méthodes d'action des agents. Ces modifications sont détaillées dans les chapitres correspondants. Les valeurs d'initialisation des paramètres du modèle utilisées en fonction des scénarios, regroupés par chapitre, sont récapitulées dans le *livret des simulations* (p.197).

#### 1. Les objectifs de la modélisation.

L'objectif de la démarche de modélisation est de produire des connaissances sur le service d'équarrissage naturel et d'évaluer les conséquences de modes de gestion de l'équarrissage sur des indicateurs environnementaux, sociaux et économiques. Il s'agit de modéliser des interactions entre des activités humaines et celles d'une population de rapaces nécrophages, en vue de tester différents scénarios.

Le première série de scénarios concernent exclusivement le service d'équarrissage naturel et privilégie l'angle écologique. Les scénarios sont basés sur i) des pratiques humaines modifiant les quantités et les distributions spatiales et temporelles des carcasses mises à disposition des vautours, et ii) des comportements d'alimentation des vautours.

La seconde série de scénarios a été élaborée afin d'évaluer les conséquences environnementales et économiques de modes de gestion de l'équarrissage incluant

l'équarrissage classique et naturel, sous un angle privilégiant les aspects sociologiques. Les modes de gestion se basent sur la gestion de la mort animale par les éleveurs, mais aussi sur des décisions réglementaires, et celles des gestionnaires. Les scénarios sont basés sur i) les décisions d'acteurs influençant les dispositifs d'équarrissage auxquels les éleveurs peuvent avoir recours et ii) des stratégies d'équarrissage des éleveurs afin de satisfaire des critères de préférence.

Les scénarios constituant la dernière série correspondent à de potentielles évolutions de la situation des Grands Causses, le modèle ayant été préalablement adapté à cette situation.

Le modèle n'a pas été utilisé en vue de faire des prédictions mais d'interpréter et discuter les effets de pratiques humaines et des comportements rapaces nécrophage sur les indicateurs. Autrement dit, les comparaisons des résultats obtenus par différents scénarios sont mises au service de la discussion sur les modalités de gestion de l'équarrissage dans les zones de présence des vautours. Aussi, avons-nous choisi de conserver un niveau de simplicité au niveau de la structure du modèle, ce qui lui confère un caractère générique tout en offrant la possibilité de l'adapter à différents contextes locaux.

# 2. Les agents : variables d'état et échelles.

L'éleveur est représenté individuellement par un agent localisé. Chaque éleveur possède un troupeau, caractérisé par un effectif, un taux de mortalité annuelle et la répartition saisonnière de la mortalité. La taille d'un troupeau reste constante -l'hypothèse est que l'éleveur maintient un effectif convenant à son système de production.

Les pratiques d'équarrissage attribuées à chaque éleveur dépendent des scénarios. Les carcasses déposées sur les placettes sont caractérisées par leur poids et par le nombre de jours où elles sont estimées disponibles aux rapaces. Selon les scénarios, un ou plusieurs gestionnaire(s) collecte(nt) les carcasses chez les éleveurs à la demande de ces derniers, et les déposent sur un ou plusieurs charnier(s). Une ou plusieurs entreprise(s) privée(s) d'équarrissage procèdent à des collectes.

La population de vautours est considérée comme isolée, sans émigration ou immigration. La croissance de la population dépend donc exclusivement des taux de survie et de productivité, qui sont fonction de la quantité de ressources consommées.

Un modèle multi-agents représentant les comportements d'alimentation des vautours à l'échelle journalière, a été précédemment développé selon une approche individu-centrée (Deygout et al., 2009a; Deygout et al., 2009b). Dans un premier temps, nous avons tenté d'intégrer les résultats obtenus de ce modèle dans le modèle multi-agents utilisé pour ce travail de thèse. Plusieurs méthodes codées en Java dans le modèle de Deygout ont été retranscrites en langage Smalltalk: les déplacements des individus, l'acquisition d'informations par les congénères, les interactions lors des prises de nourriture. Des tests statistiques<sup>11</sup> ont été réalisés afin de vérifier la robustesse des résultats fournis par les deux modèles. Bien que les résultats des deux modèles correspondent, le temps de simulation du modèle obtenu était très long pour l'échelle de temps considérée dans notre étude. Il n'a donc finalement pas été utilisé pour ce travail de thèse. L'approche individu centrée n'a pas été retenue et les comportements d'alimentation ont été simplifiés.

La population est structurée en six classes d'âge : les juvéniles (< à un an), trois classes d'individus immatures de respectivement 1, 2 et 3 ans, les jeunes adultes de 4 ans et les adultes de plus de 4 ans. Les comportements et caractéristiques des individus étant considérées comme homogène au sein d'une même classe d'âge, chacune d'entre elles est représentée par un unique agent. Mis à part l'âge, elles sont caractérisées par le nombre d'individus qu'elles comportent et un taux de survie. Les classes d'adultes ont également un taux de productivité.

Après avoir présenté les agents, la description suivante porte sur l'enchainement temporel de processus et des actions de ces agents, tel que prévu dans le modèle.

différentes dans les deux modèles.

Les paramètres qui ont été testés sont le nombre de placettes (100, 300, 500), le nombre de placettes sur lesquelles des carcasses ont été déposées (5, 15, 25) et l'effectif de la population de vautours (200, 500, 800 à 1100). Les tests sur les moyennes à partir des données issues de 200 répétitions de chaque scénario (36 au total) indiquent qu'il n'y a pas d'effet dus aux modèles sur la quantité de ressources consommées chaque jour par un individu juvénile (p= 0.307) et par un individu plus âgé (p= 0.46277). Par contre un effet des modèles est détecté sur la proportion de sites alimentés trouvés par les vautours (p= 0.00344) et sur la distance de ces sites à la colonie (p < 2e-16). Il est possible que les méthodes à l'origine des patterns spatiaux des ressources soient

# 3. Les processus et leur enchaînement.

Le modèle procède par pas de temps journalier, c'est-à-dire qu'une séquence d'évènements est prévue sur une journée qui se répète. Chaque jour, le nombre de carcasses par troupeau résulte de tirages (autant de fois que l'effectif de bêtes) à partir du taux de mortalité saisonnier et en utilisant la fonction Cormas random (selon l'équation Fishman Moore). Lorsqu'une ou plusieur(s) bête(s) meure(nt), l'éleveur choisi une pratique d'équarrissage. Il dépose la ou les carcasse(s) sur les placettes ou fait appel au(x) gestionnaire(s) ou à l'une des entreprises d'équarrissage. Le (ou les) gestionnaire(s) déposent les carcasses sur un charnier, dans la journée ou non, selon la méthode invoquée dans les scénarios. Toutes les demandes d'enlèvement de carcasses sont satisfaites, dans le respect de la réglementation française actuelle.

Chaque jour, les vautours prospectent et se nourrissent sur les carcasses qu'ils détectent, sur les placettes et sur le(s) charnier(s). Les carcasses leur sont disponibles un nombre de jours limité; elles sont susceptibles de geler en hiver, et d'être brûlées en été par les éleveurs pour cause d'inconfort olfactif.

Des précisions quant aux pratiques d'équarrissage et à la modélisation de leurs comportements d'alimentation ainsi que la modélisation de la relation entre la nourriture consommée et les taux démographiques (de survie et de productivité) seront explicitées dans ce chapitre, respectivement aux points 6 et 7.

L'année calendaire est divisée en quatre saisons : de décembre à février, de mars à mai, de juin à août et de septembre à novembre. Les taux de mortalité des troupeaux et les taux de survie des classes d'âge de vautours sont réactualisés à chaque saison. Le nombre de juvéniles est déterminé au début de l'été, qui est leur période d'envol.

# 4. Les éléments conceptualisés dans le modèle.

Les conséquences de l'équarrissage sont obtenues à travers différents indicateurs du modèle. Les valeurs prises par ces indicateurs sont les résultats des simulations dans

lesquelles les agents interagissent. Avant de préciser comment les indicateurs sont déterminés dans le modèle, nous devons présenter la rencontre entre l'offre et la demande.

La croissance et la régulation de la population de vautours dépendent avant tout de la quantité de ressources consommées, selon la relation entre cette quantité et les taux de survie et de productivité des vautours. Ainsi, l'offre, les besoins alimentaires des vautours, dépendent de la demande, la mise à disposition des carcasses. La croissance et la régulation de la population est aussi affectée par la compétition intra-spécifique. Celle-ci doit mener à un effet de densité-dépendance, contraignant l'effectif de vautours, sans fixer de seuil *a priori*.

Au-delà de la quantité journalière de ressources mise à disposition des vautours, les pratiques d'équarrissage déterminent la répartition spatiale de ces ressources (sur le(s) charnier(s) par l'intermédiaire de la collecte par les gestionnaires, ou sur les placettes). Au-delà des besoins alimentaires, les carcasses consommées le sont selon le comportement de prospection des vautours. Ainsi, en considérant l'efficacité de l'équarrissage naturel sur une placette particulière, elle résulte à la fois des pratiques d'équarrissage et des comportements des rapaces nécrophages. L'efficacité d'équarrissage naturel sur une placette peut dans certains scénarios être un critère de décision pour l'éleveur.

La compétition intra-spécifique se déroule lors des prises de nourriture, donc à une échelle journalière, tout comme la mise à disposition des carcasses. Le pas de temps journalier du modèle permet de tenir compte d'une part de l'hétérogénéité journalière spatiale et quantitative des ressources mises à disposition des vautours et d'autre part du processus de compétition intraspécifique des vautours.

Les résultats du modèle sont sous forme d'indicateurs multiples. Ils ne sont pas tous présentés pour chaque scénario, et le choix des indicateurs est fait selon leur pertinence pour la question traitée. Ces indicateurs sont :

- L'effectif et la structure de la population de vautours.
- L'efficacité de l'équarrissage naturel.

Elle peut être représentée par la proportion d'éleveurs pour lesquels la placette est un système qui fonctionne à chaque fois ou à des fréquences moindres. Dans le premier cas, la proportion d'éleveurs pour lesquels le service est optimal, toutes les carcasses déposées à

l'intention des vautours sont consommées. Cet indicateur est présenté soit par saison, soit par une moyenne sur les quatre saisons.

Dans le second cas, l'indicateur représente les proportions d'éleveurs pour lesquels l'équarrissage n'est pas optimal. Des classes d'efficacité de l'équarrissage naturel ont été constituées : le ratio entre les carcasses consommées et déposées est compris entre 0 et 0,24 ; entre 0,25 et 0,49 ; entre 0,5 et 0,74 et entre 0,75 et 0,99. Cet indicateur a été enregistré pour chaque saison.

L'efficacité de l'équarrissage naturel peut être représentée par la proportion annuelle de carcasses consommées par les vautours parmi celles déposées à leur intention.

#### - Les indicateurs sanitaires.

Le risque sanitaire potentiel peut être indiqué par le nombre de carcasses non consommées par les vautours.

Il peut être représenté par l'efficacité d'équarrissage globale, soit le nombre annuel de carcasses éliminées sur le nombre total de carcasses annuel à éliminer. Comme les collectes des entreprises répondent à toutes les demandes, le fait que l'efficacité ne soit pas optimale est du à la non consommation de carcasses par les charognards.

Le délai moyen d'élimination des carcasses joue sur le risque sanitaire potentiel. L'indicateur correspondant est la moyenne annuelle du nombre de jour d'attente avant l'élimination des carcasses (par une entreprise ou par les vautours), calculée par éleveur. A partir de cette donnée, la moyenne pour l'ensemble des éleveurs est obtenue.

### - Les coûts des collectes.

Ils sont calculés à partir du nombre de carcasses collectées, pondéré par le coût par carcasse. Le coût utilisé a été établi à partir des coûts des prestations fixés par les entreprises alors que l'équarrissage était encore un service public. Le coût moyen en France était alors de 343,53 € par tonne collectée par les entreprises (DDSV Aveyron, comm. pers., 2008). En considérant qu'une brebis pèse 70 Kg, le coût par carcasse est de 24, 05 €. Les coûts moyens des collectes par les gestionnaires en France sont de 23 € par carcasse (Boumellassa, 2004). Ces valeurs sont différentes dans le modèle adapté aux Grands Causses (indiquées dans le chapitre VII).

- Les émissions de carbone des collectes.

Elles sont calculées à partir des distances parcourues par les véhicules (camions des entreprises, 4x4 des gestionnaires). Ils se déplacent d'une exploitation à l'exploitation la plus proche. La distance est pondérée par un coefficient d'équivalent carbone émis déterminé par l'Ademe (ADEME, 2005) et dépendant du PTAC du véhicule. Ce coefficient prend la valeur de 0,2409 kg équivalent carbone par km pour un camion d'un PTAC compris entre 11 et 17 tonnes, tels que ceux utilisés par les entreprises d'équarrissage (Saria, comm. pers.). Pour le gestionnaire, le coefficient utilisé est de 0.1009 kg équivalent carbone par km, ce qui correspond à un véhicule de 3,5 tonnes.

#### - L'éco-efficience.

Elle indique l'efficacité énergétique du mode de gestion de l'équarrissage. L'indicateur utilisé est la quantité de carbone émis par carcasse éliminée.

Nous pouvons préciser ici que la construction de placette génère des coûts de la même manière que la construction d'une usine ou des camions d'équarrissage. Aussi, ils ne sont pas pris en compte dans le modèle. De plus, il faut préciser que l'utilisation de placette peut générer des coûts et des émissions de carbone. Les carcasses sont amenées sur la placette à l'aide d'un véhicule, et les éleveurs sont dans l'obligation d'incinérer les os et les peaux qui restent après la curée des vautours. Ces éléments ne sont pas inclus dans les résultats du modèle par manque de données et parce qu'ils dépendent de la distance entre le lieu de mortalité de l'animal et la placette, elle-même soumise à une forte variabilité (au vue des matériaux de terrain). L'indicateur des émissions de carbone ne tient pas non plus compte de celles qui résultent des processus de traitement des carcasses à l'usine ou encore celles qui sont inhérentes à la construction des camions.

Pour évaluer les conséquences de mode de gestion de l'équarrissage, la production d'informations (résultats obtenus pour les différents indicateurs) lorsque le système a atteint un état d'équilibre a été privilégiée par rapport à l'étude des dynamiques en tant que telles. Les résultats obtenus sur les indicateurs, présentés dans ce manuscrit, sont en grande partie ceux trouvés lorsque l'effectif de la population atteint un plateau, envisagé comme la capacité de charge du milieu. On notera que cette capacité de charge n'est pas définie a priori dans le modèle mais résulte des processus modélisés. L'horizon temporel des simulations a été de 25 ou 30 ans, les plateaux étant atteints au maximum après les 15 premières années. Mis à part

les efficacités saisonnières d'équarrissage, enregistrées à la fin de chaque saison, les indicateurs sont enregistrés chaque année, soit au début de l'hiver.

Chaque scénario a été répété 50 fois. La significativité des tests statistiques est fortement dépendante du nombre de répétitions, et des tests réalisés indiquaient des différences significatives pour des indicateurs dont les valeurs entières moyennes étaient très proches. Nous n'avons pas tenu compte ni exposé les résultats de ces tests pour présenter et discuter des résultats du modèle, qui sont présentés par les moyennes et les écart-types associés.

# 5. La spatialisation et l'initialisation.

Le modèle est spatialisé ; les éleveurs sont des agents situés et les vautours prospectent dans l'espace. Pour le modèle générique, l'espace non toroïdal ou clos est représenté par une grille composée de 101x101 cellules hexagonales. La surface totale représentée est de  $10\ 201$  km². Les attributs des cellules sont le nombre de carcasses déposées sur la surface représentée, sa « qualité » en tant que site hébergeant une ressource (placette, charnier, rien), et une probabilité de détection par les vautours associée à cette « qualité ». Nous considérons le cas d'une espèce coloniale et les sites de nidification sont considérés comme étant agrégés. Le point de départ de prospection pour tous les vautours est localisé au centre de la grille.

Les valeurs des paramètres d'initialisation sont consultables par chapitre dans le *livret des simulations*. Néanmoins, les valeurs des paramètres concernant la population de vautours sont fixées et présentées dans une partie suivante qui apporte des précisions sur la modélisation des comportements d'alimentation des vautours et la dynamique de population. Auparavant, introduisons les pratiques d'équarrissage des éleveurs.

# 6. Les pratiques d'équarrissage.

Nous avons pu constater la multiplicité des pratiques possibles, selon les éleveurs et les contextes de mortalité (cf chapitre III). Avec les matériaux de terrain dont nous disposions, nous n'avons pas détecté de lien entre ces pratiques et les modes de systèmes d'élevage ou la distance des exploitations à la colonie de vautours. Ces liens auraient pu constituer une base

pour attribuer les pratiques aux éleveurs dans le modèle. Pourtant, ce sont bien les représentations des éleveurs et leurs relations aux autres acteurs locaux qui sont à l'origine des préférences pour les différents dispositifs et les pratiques employées (cf chapitre III).

Les pratiques des éleveurs ont été modélisées selon les questions traitées et décrites dans les chapitres correspondants. Dans la première série de scénarios (chapitre V), l'attention a plutôt été portée sur les effets des dispositifs d'équarrissage naturel que sur ceux des pratiques et les décisions. Les pratiques ont été largement simplifiées, un éleveur utilisant systématiquement un dispositif, la collecte par les gestionnaires ou une placette. Dans la seconde série de scénarios (chapitre VI), l'effort a été concentré sur la prise en compte des décisions liées à la gestion de l'équarrissage. Concernant les pratiques d'équarrissage, deux moyens ont été utilisés. Le premier a été la constitution de profils d'éleveurs expliquant des logiques d'action à l'origine des pratiques et intégrant des représentations. Le second a consisté en la création de stratégies d'équarrissage basées sur les critères de préférence.

Enfin, pour le modèle adapté à la situation caussenarde (chapitre VII), certains profils définis au cours de la seconde série ont été sélectionnés en fonction de leur pertinence pour décrire les pratiques effectivement observées sur le terrain.

# 7. Les comportements d'alimentation des vautours et la dynamique de la population.

Les comportements d'alimentation modélisés incluent le comportement de prospection et la compétition intra-spécifique pour les ressources trophiques. Nous avons vu que les vautours sont sédentaires et reviennent de manière régulière aux sites de nidification (Carrete, 2005). Selon la théorie de l'approvisionnement optimal (Pyke et al., 1977; Krebs et al., 1978), les animaux s'approvisionnent de manière à maximiser leur valeur sélective. La valeur sélective est un concept développé à partir de la théorie de la sélection naturelle ; lorsque l'on considère que la sélection s'applique au niveau individuel (modèle Darwinien), un individu dont la valeur sélective est élevée, produit de nombreux descendants.

Nous considérons ici que les vautours retournent chaque soir à leurs sites de nidification. Sous l'hypothèse qu'ils prospectent de manière optimale, le comportement « au plus proche » les amène à se nourrir au plus proche de la colonie, en supposant que les déplacements les plus courts sont les moins coûteux en énergie.

La quantité journalière de nourriture que les vautours cherchent à ingérer est tirée aléatoirement entre les besoins stricts, 0,5 kg par individu, et la quantité maximale que les vautours peuvent ingérer, 1,5 kg par individu (Tableau 4.1). Parmi les cellules contenant une ou plusieurs carcasses, un tirage binomial selon la probabilité de détection détermine celles qui sont effectivement détectées par les rapaces. Les carcasses détectées sont consommées jusqu'à la satisfaction des besoins alimentaires (dans la mesure de leur disponibilité), et dans l'ordre de leur proximité à la colonie.

Nous avons vu que la compétition intra-spécifique devrait défavoriser les jeunes individus (Gault, 2006; Bosè and Sarrazin, 2007). En effet, lors des curées, les plus jeunes accèdent aux ressources après les individus plus âgés (Bosè and Sarrazin, 2007). S'il en reste, elles sont de qualité nutritive inférieure (Bosè and Sarrazin, 2007). Dans le modèle, les juvéniles accèdent à la nourriture seulement après que tous les autres individus se soient alimentés. La compétition entre les juvéniles et les autres individus est alors de type « contest », c'est-à-dire que des individus sont défavorisés par rapport à d'autres. Entre les

		Valeur	Référence
Probabilité de détection des carcasses			
Placette individuelle		0.8	(Gault, 2006)
Charnier		1	(Gault, 2006)
Masse consommable pour les vautours			
par carcasse (Kg)	Em	40	(Chassagne, 1998)
Besoins alimentaires (g/jour/individu)			
Des individus non reproducteurs ou hors période de reproduction	Ms	500	(Friedman, 1984)
Des individus reproducteurs pendant la période de reproduction	Мр	700	(Chassagne, 1998) (Hiraldo, 1984)
Capacité maximum d'ingestion (g/jour/individu)		1500	(Mendelssohn, 1983)

**Tableau 4.1. Paramètres concernant les vautours.** Les valeurs de ces paramètres sont fixées pour toutes les simulations.

autres individus d'une part, et entre les juvéniles d'autre part, elle est de type « scramble » ; elle mène à un partage équitable des ressources entre les individus.

Des taux annuels de survie par classe d'âge ont été estimés à partir du suivi à long terme de la population de vautours réintroduite dans les Grands Causses (Gault, 2006). Les ressources étaient importantes par rapport à l'effectif de la population à nourrir. L'hypothèse est que la mortalité observée à cette période n'était pas due à un manque de ressources mais à d'autres causes, telles que la sélection durant l'envol des juvéniles ou encore des électrocutions. Ces taux de survie pouvant représenter des taux maximum de survie, ils ont été mis en relation avec la quantité moyenne de nourriture nécessaire au maintien des conditions physiques d'un vautour afin de déterminer des taux de survie et en fonction des ressources consommées. Sachant les besoins nécessaires pour un individu en période de reproduction, le même type de relation a été utilisé pour les taux de productivité.

Ne disposant pas de données pour calibrer ces relations, un parti pris a été de garder la forme la plus simple, c'est-à-dire linéaire. Ils sont obtenus suivant les équations suivantes :

$$(1) Si = \frac{Smi}{Ms} \cdot Qi$$

$$(2) Pi = \frac{Pmi}{Mp} \cdot Qi$$

Où Qi est la quantité quotidienne moyenne ingérée par un individu de la classe d'âge i. Les relations entre les taux de survie Si et de productivité Pi d'une part et la quantité de nourriture consommée Qi d'autre part sont différentes selon l'âge des vautours.

Selon l'équation (1), le taux maximum de survie de la classe i, Smi est atteint lorsque les besoins alimentaires pour maintenir une bonne condition physique Ms sont satisfaits. Le taux de survie saisonnier Si est utilisé pour déterminer le nombre d'individus de la classe i de la saison suivante, par autant de tirages binomiaux que d'individus dans la classe d'âge. Les taux de survie maximum sont issus des estimations des taux de survie par classe d'âge de la population de vautours des Grands Causses (Gault, 2006). Afin d'utiliser les taux de survie estimés par Gault à une échelle saisonnière, des transformations par racines ont été appliquées à ces taux (Tableau 4.2) sous l'hypothèse d'une distribution régulière des événements de mortalité au cours de l'année. Les juvéniles sont présents dans le modèle seulement deux saisons (été et automne, entre leur envol du nid et jusqu'à la fin de leur première année) et le

taux de survie est modifié par une transformation racine carrée. La figure 4.1 présente les relations obtenues.

Les valeurs des maximums de productivité *Pmi* (Tableau 4.2) ont été définies de manière hypothétique. Selon l'équation (2), ces taux maximum sont atteints lorsque les individus matures sexuellement satisfont les besoins alimentaires de reproducteurs *Mp* de la fin de l'hiver jusqu'à l'été. Le taux de productivité *Pi* est utilisé pour calculer le nombre de juvéniles à la période du premier envol.

Par ailleurs, les résultats du modèle examinés dans ce travail sont ceux obtenus lorsque la population de vautour a atteint la capacité de charge du milieu, c'est-à-dire que sa croissance est limitée par les ressources trophiques. Ainsi, les résultats sont indépendants de l'effectif initial de vautours (Tableau 4.2). Les effectifs initiaux par classe d'âge sont issus d'un modèle matriciel de dynamique de population (Caswell, 2001), basé sur les estimations des taux de survie et de reproduction de la population des Grands Causses (i.e Gault, 2006), réalisé à l'aide du logiciel ULM (Legendre and Clobert, 1995; Ferrière et al., 1996).

Classes d'âge	Effectif à t=0	Taux de survie saisonnier maximum (Smi)	Taux de productivité maximum (Pmi)	
Individu de plus de 4 ans	155	<sup>4</sup> √0,967	0,9	
Individu de 4 ans	21	$^{4}\sqrt{0.967}$	0,5	
Individu de 3 ans	24	$^{4}\sqrt{0,967}$	-	
Individu de 2 ans	29	$^{4}\sqrt{0,875}$	-	
Individu de 1 an	37	$^{4}\sqrt{0,875}$	-	
Juvéniles	0	$^{2}\sqrt{0,765}$	-	

**Tableau 4.2. Effectif initial et paramètres démographiques par classe d'âge de vautours.** Hormis pour les analyses de sensibilités de l'effectif de la population de vautours aux taux maximum de survie et de productivité, les valeurs de ces paramètres sont fixées pour toutes les simulations.

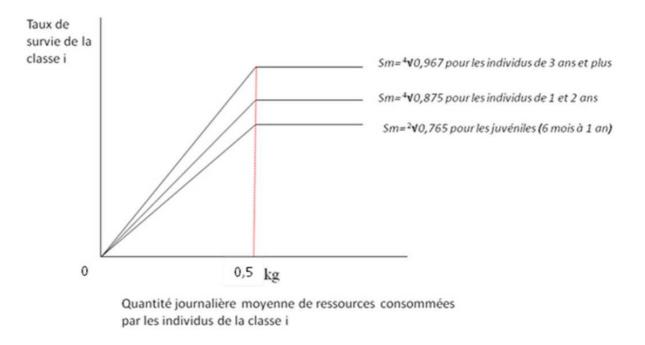


Fig. 4.1. Relation entre les taux de survie des différentes classes d'âge et de la quantité de ressources consommée.

Une analyse de sensibilité a été réalisée afin d'évaluer la sensibilité de l'effectif de la population à la date t=25 années aux paramètres démographiques (toutes les valeurs des paramètres pour les simulations sont indiquées dans le *livret des simulations* (Tableaux 1 et 2).

Cette analyse révèle que cet effectif est d'autant plus réduit que la survie d'individus âgés est faible (Fig. 4.2), indiquant que le taux de croissance de la population modélisée est sensible à la survie adulte, ce qui est une caractéristique principale des populations longévives (Lebreton et Clobert, 1991; Ferrière et al., 1996; Sarrazin, 1998). D'autre part, l'effectif de la population (t=25) n'est pas sensible aux paramètres de reproduction, comptant le même nombre d'individus quelle que soit la valeur de la productivité (Fig. 4.3). Ainsi les hypothèses faites sur les valeurs de ces paramètres n'ont pas d'incidence sur cet indicateur. Si les paramètres de productivité peuvent influencer le temps de croissance de la population, l'absence d'effet dans ce cas peut être expliquée par le fait que la population est régulée à l'échelle de l'horizon temporel considéré (Fig. 4.4).

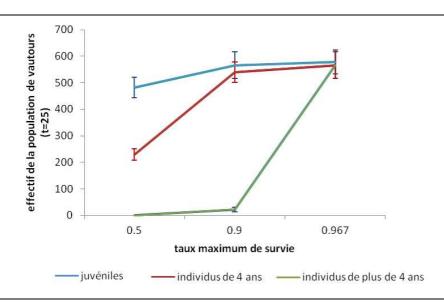


Fig. 4.2. Effectif de la population de vautours en fonction du taux maximum de survie.

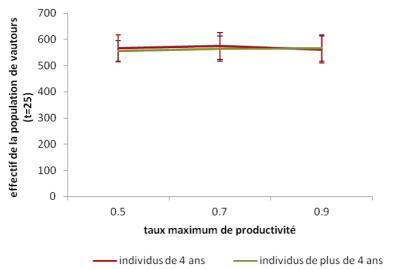


Fig. 4.3. Effectif de la population de vautours en fonction du taux maximum de productivité.

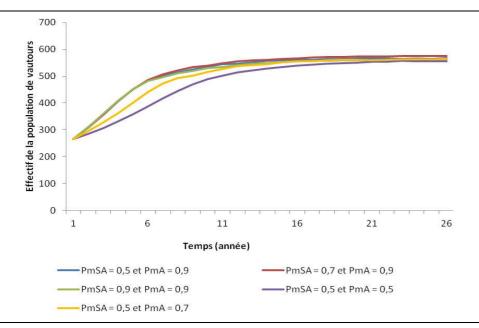


Fig. 4.4. Effectif moyen de la population de vautours au cours du temps, en fonction de différents taux maximum de productivité.

*PmSA*: taux pour les individus de 4 ans. *PmA*: taux pour les individus de plus de 4 ans.

La validation du modèle impliquerait de disposer de données sur les dynamiques spatiales et temporelle des ressources trophiques pour les vautours comme d'estimations précises des effectifs de chaque classe de la population de vautours. Les résultats permettent cependant de discuter des réponses des indicateurs selon les scénarios. Dans le chapitre VI, les conséquences de modes de gestion de l'équarrissage, incluant les vautours et les entreprises, sont évaluées en tenant compte de décisions des éleveurs comme des autres acteurs impliqués. Auparavant, dans le chapitre suivant (chapitre V), l'équarrissage naturel est abordé sous un angle privilégiant la dimension écologique et afin de produire des connaissances en vue de sa gestion.

# V. LA GESTION DE L'EQUARRISSAGE NATUREL, ENTRE PRATIQUES HUMAINES ET COMPORTEMENTS D'ALIMENTATION DES RAPACES NECROPHAGES.

L'offre du service d'équarrissage naturel dépend des besoins alimentaires des vautours, et donc principalement de leur effectif. Or, la disponibilité des ressources dans le temps et l'espace est un facteur important pour les dynamiques de population (Chamaillé-Jammes et al., 2008) dont celles des oiseaux (Newton, 1998). Nous avons défini la demande pour le service d'équarrissage naturel comme étant les carcasses mises à disposition des vautours. Les répartitions spatiale et temporelle de ces ressources résultent de diverses décisions d'acteurs impliqués dans la gestion de l'équarrissage. On peut donc se demander dans quelles mesures la demande peut affecter l'offre, en conséquence, l'efficacité de l'équarrissage naturel. On peut également s'interroger sur les effets des comportements d'alimentation des vautours sur cette efficacité.

Les besoins en termes d'équarrissage dépendent des modes d'élevage. Nous avons pu constater que les périodes de mortalité du bétail diffèrent selon les types de production (cf chapitre III point 1.2). La quantité et la répartition spatiale des ressources pour les vautours dépendent ensuite des pratiques d'équarrissage, du nombre d'éleveurs qui utilisent l'équarrissage naturel et des dispositifs qu'ils utilisent, à savoir la collecte par les gestionnaires ou une placette.

Tandis que la collecte est dédiée avant tout à l'alimentation des vautours, l'utilisation des placettes d'alimentation repose aussi sur l'efficacité de ce dispositif d'équarrissage. Ainsi, on peut faire l'hypothèse que le maintien de populations de vautours par une utilisation pérenne de ce dispositif dépend de son efficacité pour les utilisateurs de placette. Dans ce chapitre, l'efficacité de l'équarrissage naturel est considérée du point de vue des éleveurs.

Dans un premier temps, les scénarios testés concernent les pratiques afin d'examiner dans quelle mesure elles affectent la population de vautours et l'efficacité d'équarrissage pour les utilisateurs de placette. Dans un deuxième temps, les scénarios portent sur les comportements d'alimentations des vautours, la prospection et la compétition intra spécifique, afin d'évaluer leurs conséquences sur les mêmes indicateurs.

Par ailleurs, les résultats sur l'effectif de la population ont été comparés avec ceux obtenus par un modèle simple, permettant d'estimer la capacité maximale du milieu pour la population de vautours. Il est utilisé actuellement par les gestionnaires des Grands Causses pour évaluer l'effectif de vautours attendu connaissant la disponibilité annuelle des ressources. Il s'agit de l'équation suivante :

(3) 
$$Nv = \frac{Nc \cdot Em}{365 \cdot Ms}$$

où *Nv* est l'effectif de la population de vautours, *Nc* le nombre annuel de carcasses pondéré par *Em* la masse consommable par les vautours, et *Ms* le besoin alimentaire journalier minimum pour maintenir une condition favorable à la survie et la reproduction. Il ne prend pas en compte la distribution saisonnière de mortalité dans les élevages ni les comportements d'alimentation des vautours, et fait l'hypothèse que toutes les carcasses sont consommées par les vautours. Nous l'utiliserons pour estimer une capacité de charge maximale du milieu pour la population de vautours et y ferons référence en le nommant « modèle non mécaniste ».

Des pratiques affectant la mise à disposition de carcasses aux vautours ont été identifiées. Nous nous intéresserons d'abord à l'utilisation des dispositifs d'équarrissage qui détermine la quantité de ressources déposée à l'intention des vautours, et les lieux de dépôt, soit la répartition spatiale de ces ressources. Nous verrons ensuite les conséquences des pratiques d'élevage, et de l'organisation de la collecte par les gestionnaires, qui affectent la distribution temporelle des ressources trophiques des vautours.

# 1. La sensibilité des indicateurs à la quantité et à la répartition spatiale des ressources.

## 1.1. Les scénarios.

Les scénarios sur les pratiques d'équarrissage ont d'abord porté sur le nombre d'éleveurs utilisant l'équarrissage naturel, c'est-à-dire déposant les carcasses sur une placette ou faisant appel aux gestionnaires. Le recours à la collecte des gestionnaires tend vers la concentration des ressources en un point proche des sites de nidification, tandis que dans le cas d'utilisation de placettes, les ressources sont disséminées dans l'espace. Etant donné que la répartition spatiale des ressources dépend des dispositifs d'équarrissage, la seconde variable testée est la proportion d'éleveurs utilisant la placette parmi l'ensemble des éleveurs utilisant l'équarrissage naturel. Ainsi, pour chaque scénario, le nombre d'éleveurs et cette proportion ont été définis respectivement entre 250 et 1000 et entre 0 et 1. D'autre part, les carcasses restent disponibles plusieurs jours. L'effet du temps de disponibilité des carcasses sur l'effectif de la population a été testé. Rappelons que les valeurs des paramètres concernant les troupeaux, et un récapitulatif des scénarios sont présentés dans le *livret des simulations* (Tableaux 3 et 4).

## 1.2. L'efficacité d'équarrissage pour les utilisateurs de placette.

L'efficacité considérée est la proportion d'éleveurs pour lesquels le service d'équarrissage par les vautours est optimal, c'est-à-dire que les vautours consomment les carcasses à chaque fois que l'éleveur les dépose sur la placette. Lorsque les utilisateurs de placette représentent 25% des éleveurs alimentant les vautours, l'efficacité moyenne est comprise entre 55% et 60% (Fig. 5.1). Lorsque tous les éleveurs nourrissant les vautours utilisent une placette, l'efficacité est comprise entre 84% et 85% (Fig. 5.1). Ainsi, plus la proportion d'utilisateurs de placette est élevée, plus l'efficacité d'équarrissage sur les placettes est élevée. Pour une même proportion d'utilisateurs de placette, lorsque le nombre d'éleveurs utilisant l'équarrissage naturel augmente, l'efficacité moyenne baisse de 5% à 1% (Fig. 5.1). Cette diminution est d'autant moins importante que la proportion d'utilisateurs de placette est élevée.

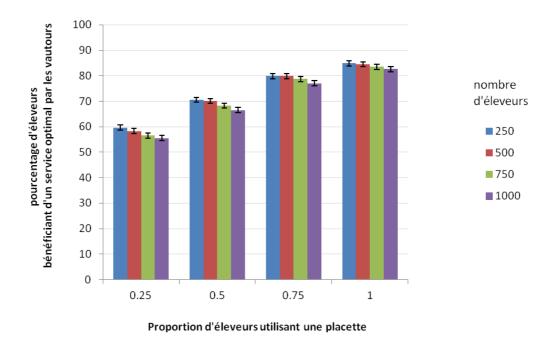


Fig. 5.1. Pourcentages d'utilisateurs de placette bénéficiant d'un équarrissage naturel optimal en fonction de l'utilisation relative des placettes et de la collecte par les gestionnaires. Ces pourcentages ont été obtenus en calculant la moyenne annuelle des éleveurs bénéficiant d'un équarrissage optimal à partir des moyennes saisonnières.

#### 1.3. L'effectif de la population de vautours.

Rappelons que l'effectif de vautours considéré représente la capacité de charge du milieu, c'est-à-dire lorsque le taux de croissance de la population est nul. Autrement dit, lorsqu'elle ne s'accroît pas d'une année sur l'autre. Les effectifs de population trouvés sont proportionnels au nombre d'éleveurs participant au nourrissage des rapaces nécrophages. Le ratio du nombre de vautours nourris par éleveur varie entre 1,14, lorsque 250 éleveurs les nourrissent, à 1,09, pour 1000 éleveurs. Avec le modèle non mécaniste (eq. n°3), l'effectif de la population à l'équilibre est deux fois plus important que celui obtenu avec le modèle multiagents pour tous les scénarios (fig. 5.2). La modalité d'apport de ressources pour les vautours, par l'utilisation de placettes d'alimentation individuelles ou par le charnier, n'affecte pas l'effectif final de la population (fig. 5.2). Bien que les probabilités de détection journalières pour les deux types de système soient différentes, les effectifs de la population (à t=25) sont similaires pour les deux scénarios. Les carcasses restent disponibles plusieurs jours tant qu'elles ne sont pas consommées. Si une carcasse sur une placette n'est pas détectée un jour, elle pourra l'être les jours suivants. Ainsi, la probabilité résultante de trouver des carcasses sur

une placette est supérieure à 0.8 (probabilité pour une journée seulement). Au-delà de 5 jours, le temps de disponibilité des carcasses affecte peu l'effectif de la population à l'équilibre à t=25 ans (Fig. 5.3). Sous ce seuil de 5 jours, l'effectif de la population à l'équilibre peut être affecté par le type de gestion des ressources pour les vautours ; un apport de ressources par le charnier aboutit à un effectif supérieur à celui obtenu avec les placettes. Cet effet est d'autant plus marqué que le temps de disponibilité des ressources est réduit.

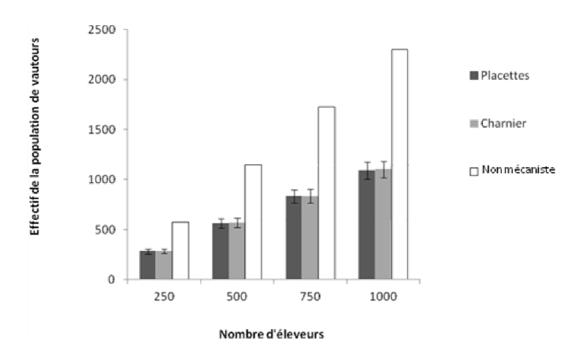


Fig. 5.2. Effectif de la population de vautours en fonction du nombre d'éleveurs utilisant l'équarrissage naturel. Gris foncé : tous les éleveurs utilisent leur placette. Gris clair : tous les éleveurs utilisent la collecte par les gestionnaires. Blanc : capacité maximale du milieu selon le modèle utilisé par les gestionnaires (eq. n°3).

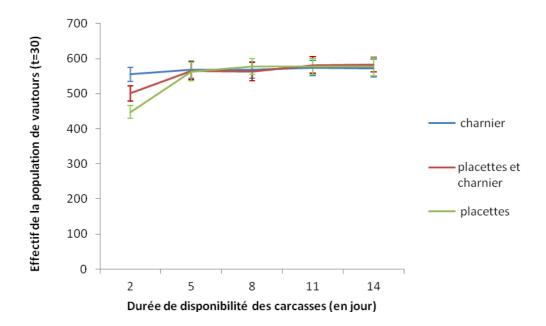


Fig. 5.3. Effectif de la population de vautours en fonction de la durée de disponibilité des carcasses, lorsque 500 éleveurs utilisent l'équarrissage naturel. Charnier : Tous les éleveurs utilisent la collecte par les gestionnaires. Placette et charnier : 50% des éleveurs utilisent la collecte des gestionnaires et 50% utilisent leur placette. Placettes : Tous les éleveurs utilisent leur placette.

# 2. La sensibilité des indicateurs à la répartition temporelle des ressources.

#### 2.1. Les scénarios.

L'équarrissage naturel s'inscrit dans un contexte agropastoral et les taux de mortalité du bétail varient selon les saisons en fonction des types de production. Trois types de répartition saisonnière de la mortalité du cheptel ont été testées (Tableau 5.1). La première correspond à celle observée dans les Grands Causses (Morio, 2006). Elle présente un pic de mortalité en hiver, dû à l'agnelage qui a lieu à cette saison pour la majorité des éleveurs. Une deuxième distribution est dite « décalée ». Les taux de mortalité sont les mêmes que pour la distribution de type Grands Causses mais le pic de mortalité a lieu au printemps. Ce cas théorique peut être envisageable; certains modes d'élevage n'impliquent pas de désaisonnalisation et l'agnelage a lieu naturellement au printemps. Cette situation constitue un cas intéressant puisque les besoins des vautours reproducteurs sont plus élevés au printemps

qui est la période d'élevage des juvéniles. Enfin, la distribution « continue » représente une mortalité constante tout au long de l'année, c'est-à-dire avec un taux de mortalité stable.

Taux de mortalité	Eté	Automne	Hiver	Printemps
De type Grands Causses	0.18	0.19	0.37	0.26
Décalée	0.26	0.18	0.19	0.37
Constante	0.25	0.25	0.25	0.25

Tableau 5.1. Répartitions saisonnières de la mortalité pour trois scénarios de distribution de mortalité dans les élevages.

Dans ces scénarios, les distributions des ressources potentiellement disponibles pour les vautours sont basées sur des variations saisonnières. A une échelle de temps hebdomadaire, l'organisation de la collecte par les gestionnaires peut modifier la fréquence d'apport de ressources aux vautours. Sachant que la compétition intra spécifique pour les ressources est un mécanisme qui opère à une échelle journalière, la fréquence des collectes, et par conséquent la fréquence des dépôts sur le charnier, peut avoir une incidence sur la population de vautours. Un apport plus important de ressources au même moment devrait favoriser les gains alimentaires des juvéniles (Bosè, 2006). La fréquence des collectes a donc fait l'objet de scénarios : une collecte « journalière », une collecte qui a lieu tous les jours ouvrables (« en semaine ») et une collecte moins soutenue, qui a lieu le lundi, le mercredi et le vendredi (« un jour sur deux »). Les résultats ne concernent que l'effectif et la structure de la population de vautours, puisque les scénarios n'impliquent pas d'utilisateurs de placette. Ces scénarios ont été réalisés avec la distribution de mortalité du cheptel observée dans les Grands Causses. Rappelons que les valeurs des paramètres concernant les troupeaux, et un récapitulatif des scénarios sont présentés dans le *livret des simulations* (Tableaux 3 et 4).

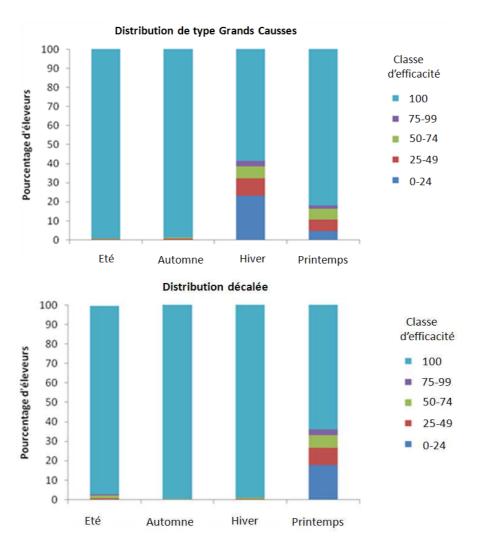
### 2.2. L'efficacité d'équarrissage pour les utilisateurs de placette.

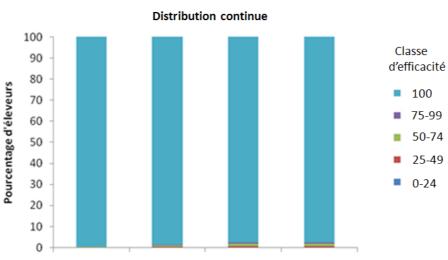
Selon le type de distribution de mortalité des troupeaux, l'efficacité pour les utilisateurs de placette individuelle d'alimentation peut varier saisonnièrement. Avec la distribution de type Grands Causses, l'efficacité d'équarrissage par les vautours est optimale (100% des carcasses sont débarassées) pour plus de 98% des utilisateurs de placette en été et

en automne (fig. 5.4). Elle diminue respectivement à 58% et 81% en hiver et au printemps. Le taux de mortalité est plus élevé durant ces deux saisons qu'en été et en automne. La moindre efficacité de l'équarrissage naturel durant les deux premières saisons de l'année est expliquée par le fait que les vautours visitent moins de placettes pour satisfaire leurs besoins alimentaires. Avec la distribution de mortalité « décalée », l'équarrissage par les vautours est optimal pour plus de 96% des utilisateurs de placette en été, en automne et en hiver (fig. 5.4). Au printemps, où la mortalité est la plus importante dans ce scénario, ce pourcentage diminue à 67%. Avec un taux de mortalité stable tout au long de l'année, l'équarrissage par les vautours est optimal pour plus de 97% des éleveurs tout au long de l'année (fig. 5.4). La moyenne annuelle des proportions d'éleveurs pour lesquels l'équarrissage par les vautours est optimal est de 84,5% pour la distribution type Grands Causses, de 89,8% pour la distribution « décalée » et de 98,3% avec un taux de mortalité stable tout au long cours de l'année.

## 2.3. L'effectif et la structure de population de vautours.

L'effectif moyen de la population de vautours est de 564 (± 48) individus lorsque la distribution saisonnière de la mortalité dans les troupeaux correspond à la distribution observée dans les Causses (Fig. 5.5). Elle atteint 618 (± 49) individus avec la distribution « décalée », tandis que l'effectif le plus important est 745 (± 59) individus avec la distribution « continue » (Fig. 5.5). Ainsi la distribution saisonnière de mortalité dans les troupeaux peut affecter l'effectif de la population, tandis que la structure de la population n'y est pas sensible (Fig. 5.6). Par ailleurs, les effectifs obtenus avec le modèle multi-agents sont toujours inférieurs à ceux obtenus avec le modèle non mécaniste (eq. n°3), soit 1 150 individus (Fig. 5.5).





Hiver

**Printemps** 

Automne

Eté

Fig. 5.4. Efficacité saisonnière du service d'équarrissage naturel par le dispositif « placette » selon les scénarios sur la mortalité des ovins.

bleu clair: pourcentage d'éleveurs pour lesquels le service d'équarrissage est optimal.

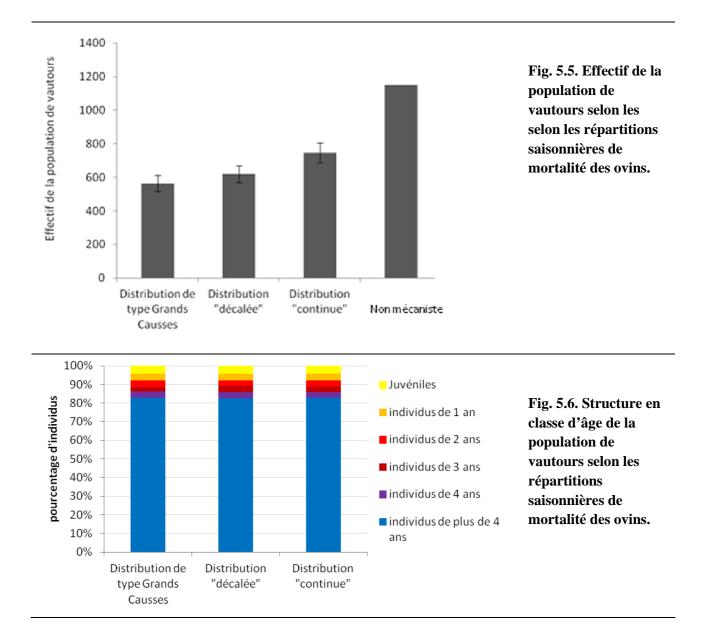
violet: pourcentage d'éleveurs pour lesquels 75% à 99% des carcasses sont éliminées.

vert: pourcentage d'éleveurs pour lesquels 50% à 74% des carcasses sont éliminées.

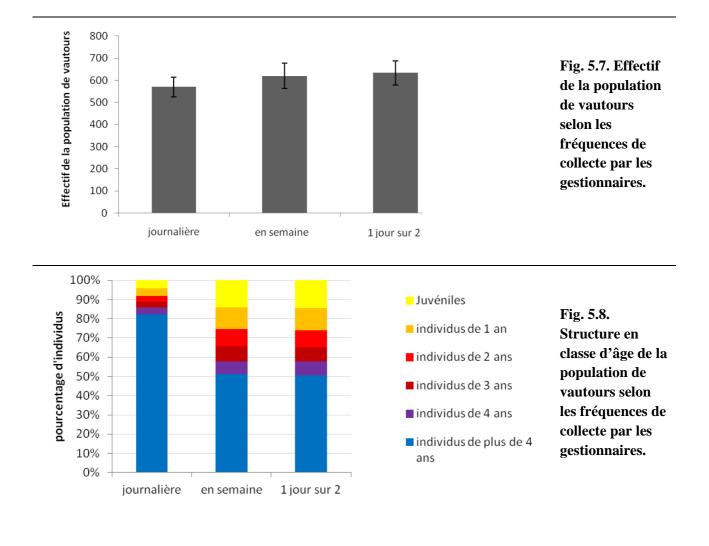
rouge: pourcentage d'éleveurs pour lesquels 25% à 49% des carcasses sont éliminées.

# bleu foncé :

pourcentage d'éleveurs pour lesquels 0% à 24% des carcasses sont éliminées.



Des fréquences différentes d'apport de ressources sur le charnier affectent peu l'effectif de la population de vautours (fig. 5.7). Elle compte 569 (± 44) individus avec la collecte journalière, 635 (± 55) individus avec une collecte réalisée un jour sur deux, et 620 (± 57) individus avec une collecte journalière du lundi au vendredi. Cependant, un apport journalier favorise les adultes dans la colonie, tandis qu'un apport discontinu favorise les individus de moins de 4 ans (fig. 5.8). Que les ressources soient apportées un jour sur deux ou que l'apport soit interrompu durant le week-end, un apport discontinu aboutit à une proportion d'adultes inférieure lorsque la population a atteint la capacité de charge (de plus de 80% avec un apport journalier, elle est de 50% avec les apports discontinus).



# 3. La sensibilité des indicateurs aux comportements des rapaces nécrophages.

#### 3.1. Les scénarios.

Les comportements d'alimentation modélisés sont le comportement de prospection et la compétition pour les ressources (cf chapitre IV). Différents mécanismes expliquant les déplacements des individus ont été identifiés. On peut parler de mouvements dits « non orientés », lorsque les décisions à leur origine sont occasionnées par des stimuli sensoriels et mènent à une direction aléatoire (Mueller and Fagan, 2008). Le comportement de prospection

initial est celui dit « au plus proche ». Il est basé sur l'hypothèse d'une maximisation du gain énergétique lors de l'approvisionnement, avec des déplacements les plus courts possibles, supposés moins coûteux en énergie. Etant donné les capacités de vols des vautours, et que les coûts en énergie ne sont pas directement équivalents à des distances, l'hypothèse selon laquelle les ressources les plus proches de la colonie sont préférentiellement consommées est relative. Les déplacements les moins coûteux en énergie ne sont pas nécessairement les plus courts. Par exemple, des aléas climatiques (modifiant les conditions de vol) comme des interactions entre les individus (*i.e.* le recrutement local décrit chapitre II point 1) peuvent potentiellement engendrer des déplacements apparemment aléatoires. De plus, l'hypothèse fonctionnelle selon laquelle les décisions de déplacement maximisent la fitness peut être nuancée (Houston, 2009). Aussi, un comportement de recherche « aléatoire » de la nourriture a été testé, afin de voir l'effet qu'il peut avoir sur l'efficacité d'équarrissage naturel.

La compétition pour les ressources trophiques, initialement modélisée, est de type « contest » entre les individus juvéniles et les individus plus âgés. Les juvéniles n'ont alors accès à la nourriture qu'après les individus plus âgés. Il s'agit d'une approximation ; les individus juvéniles sont moins âgés donc moins expérimentés que les autres pour assurer la satisfaction de leurs besoins alimentaires. Or, ils accèdent aux ressources après les autres individus (Bosè and Sarrazin, 2007), mais ils ne s'alimentent pas exclusivement après eux. La compétition testée dans cette partie fait qu'ils ne sont plus défavorisés pour la prise de nourriture par rapport aux autres individus. La compétition intra spécifique est de type « scramble » pour tous les vautours, qui consomment alors les ressources détectées de manière équivalente. Rappelons que les valeurs des paramètres concernant les troupeaux, et un récapitulatif des scénarios sont présentés dans le *livret des simulations* (Tableaux 3 et 4).

Nous allons d'abord examiner comment l'efficacité d'équarrissage est affectée par les comportements d'alimentation des vautours, et ensuite évaluer les effets de la compétition intraspécifique pour les ressources sur la population de vautours.

# 3.2. L'efficacité d'équarrissage.

### 3.2.1. Les effets du comportement de prospection.

De manière générale, l'équarrissage par les vautours pour les utilisateurs de placette est plus efficace dans le scénario où les vautours prospectent aléatoirement. Tous scénarios confondus, 89% des utilisateurs de placette bénéficient d'un équarrissage optimal par les vautours avec le comportement « aléatoire », contre 72,2% avec le comportement de prospection « au plus proche » (Fig. 5.9).

Nous allons détailler les effets des comportements de prospection sur l'efficacité en considérant les deux modalités liées aux pratiques d'équarrissage ; la proportion d'utilisateurs de placette et le nombre de nourrisseurs de vautours (soient les utilisateurs de placette et de la collecte par les gestionnaires).

Avec ce comportement « au plus proche », l'indicateur d'efficacité augmente avec l'augmentation de la proportion d'utilisateurs de placette parmi les nourrisseurs de vautours. Avec une prospection « aléatoire », il diminue. En effet, lorsqu'un quart des nourrisseurs de vautours utilisent la placette, l'efficacité moyenne est de 97% tandis que lorsque tous les éleveurs nourrisseurs de vautours utilisent la placette, elle est de 81%.

Pour une même proportion d'utilisateurs de placette, l'augmentation du nombre d'éleveurs alimentant les vautours entraîne la diminution du pourcentage d'éleveurs bénéficiant d'un service optimal. Avec le comportement « aléatoire », on constate la diminution la plus importante lorsque tous les éleveurs utilisent une placette ; un écart de 13% est observé en comparant le scénario dans lequel 250 éleveurs nourrissent les vautours avec celui dans lequel ils sont 1000 (Fig. 5.9, voir a). Avec le comportement « au plus proche », la diminution la plus importante est de 4%, et est observée lorsque seulement un quart des nourrisseurs de vautours utilisent une placette. (Fig. 5.9, voir b). Contrairement aux résultats obtenus avec le comportement « aléatoire », lorsque tous les nourrisseurs de vautours utilisent une placette, 84% des éleveurs bénéficient d'un service optimal, quelque soit le nombre de nourrisseurs de vautours.

Pour les gammes de valeurs testées, les diminutions de l'efficacité dues à l'augmentation du nombre de nourrisseurs de vautours restent moins importantes numériquement que l'effet de la proportion d'utilisateurs de placette ; pour un même nombre

d'éleveurs, la proportion d'utilisateurs de placette peut entraîner des variations de 2 à 21% avec la prospection « aléatoire » (Fig. 5.9, voir c), et de 5 à 27% avec le comportement « au plus proche » (Fig. 5.9, voir d).

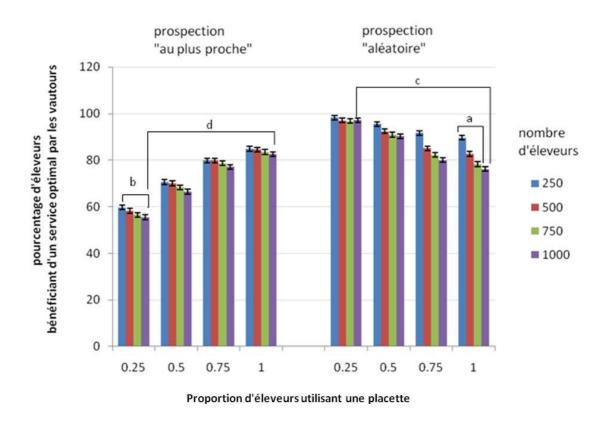


Fig. 5.9. Pourcentage d'utilisateurs de placette bénéficiant d'un équarrissage naturel optimal selon l'utilisation relative des placettes et de la collecte par les gestionnaires et selon le comportement de prospection des vautours.

Lorsque tous les éleveurs donnant les carcasses aux vautours utilisent une placette, 99% des éleveurs bénéficient d'un équarrissage optimal en été et en automne. En hiver, la proportion d'éleveurs pour lesquels le service est optimal est de 58% avec le comportement « au plus proche » et de 44% avec le comportement « aléatoire » (Fig. 5.10). Si l'on considère que le service est déficient lorsqu'il fonctionne dans moins de 25% des cas, on peut voir qu'il est déficient pour 23% des éleveurs avec le comportement « au plus proche » et seulement pour 4% avec le comportement « aléatoire ». La proportion d'éleveurs pour lesquels l'efficacité est intermédiaire -entre un service optimal et déficient- est de 18% avec le comportement « au plus proche », et de 51% avec le comportement « aléatoire ». Ainsi, en comparaison avec le comportement « aléatoire », le comportement « au plus proche » génère à la fois un plus grand nombre d'éleveurs pour lesquels le service est optimal et un plus grand

nombre d'éleveurs pour lesquels le service peut être qualifié de déficient. Cette différence tient exclusivement à la structuration spatiale résultante des comportements de prospection. Au printemps, le service d'équarrissage naturel est optimal pour 80% des éleveurs avec le comportement « au plus proche », et pour 84% des éleveurs avec le comportement « aléatoire ».

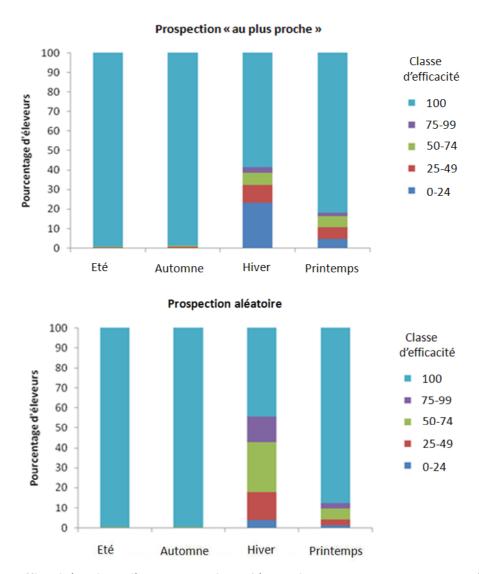


Fig. 5.10. Efficacité saisonnière du service d'équarrissage naturel selon les répartitions saisonnières de mortalité des ovins et selon le comportement de prospection des vautours.

Bleu clair: pourcentage d'éleveurs pour lesquels le service d'équarrissage est optimal. Violet: pourcentage d'éleveurs pour lesquels 75% à 99% des carcasses sont éliminées. Vert: pourcentage d'éleveurs pour lesquels 50% à 74% des carcasses sont éliminées. Rouge: pourcentage d'éleveurs pour lesquels 25% à 49% des carcasses sont éliminées. Bleu foncé: pourcentage d'éleveurs pour lesquels 0% à 24% des carcasses sont éliminées.

# 3.2.2. L'effet de l'intensité de la compétition intra-spécifique subie par les juvéniles.

Avec une compétition intra-spécifique de type « scramble » pour les juvéniles, près de 95% des besoins annuels d'équarrissage (en termes de nombre de carcasses à éliminer) sont satisfaits, contre 84% en moyenne avec une compétition « contest » (Fig. 5.11). L'efficacité d'équarrissage est plus élevée tout au long de l'année : dans le cas d'une compétition de type « contest », la proportion d'éleveurs pour lesquels le service est déficient en hiver et au printemps est respectivement de 23% et de 4% (Fig. 5.12). Elle n'est plus que respectivement de 3% et de 0,2% dans le cas d'une compétition de type « scramble ».

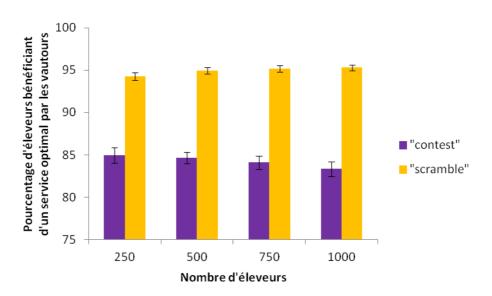


Fig. 5.11. Pourcentage d'utilisateurs de placette bénéficiant d'un équarrissage naturel optimal selon le nombre d'éleveurs alimentant les vautours et selon l'intensité de la compétition pour les individus juvéniles.

**Contest :** les juvéniles n'ont accès aux ressources qu'après les autres classes d'âge. **Scramble :** les ressources sont accessibles de la même manière pour toute la population de vautours.

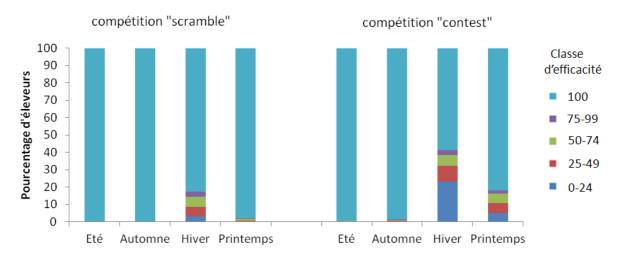


Fig. 5.12. Efficacité saisonnière du service d'équarrissage naturel selon les saisons et selon l'intensité de la compétition pour les individus juvéniles.

Contest : les juvéniles n'ont accès aux ressources qu'après les autres classes d'âge. Scramble : les ressources sont accessibles de la même manière pour toute la population de vautours. Bleu clair: pourcentage d'éleveurs pour lesquels le service d'équarrissage est optimal. Violet : pourcentage d'éleveurs pour lesquels 75% à 99% des carcasses sont éliminées. Vert : pourcentage d'éleveurs pour lesquels 50% à 74% des carcasses sont éliminées. Rouge : pourcentage d'éleveurs pour lesquels 25% à 49% des carcasses sont éliminées. Bleu foncé : pourcentage d'éleveurs pour lesquels 0% à 24% des carcasses sont éliminées.

#### 3.3. L'effectif et la structure de la population de vautours.

L'effectif de la population de vautours à l'équilibre est plus important lorsque la compétition intraspécifique pour les ressources est de type « scramble » que lorsqu'elle est de type « contest ». Le nombre d'individus augmente également proportionnellement avec l'augmentation du nombre d'éleveurs alimentant les vautours (Fig. 5.13). La population compte 32% d'individus en plus pour 250 nourrisseurs de vautours et jusqu'à 46% d'individus en plus pour 1000 nourrisseurs de vautours. Ainsi, alors que l'on estime qu'un éleveur fournit des ressources pour 1,1 vautours dans le cas d'une compétition de type « contest », ce chiffre atteint 1,56 vautours dans le cas d'une compétition de type « scramble » (Fig. 5.13). Ces valeurs restent inférieures à celles obtenues avec le modèle non mécaniste (eq. n°3). Concernant la structure de la population, la proportion d'adultes est de 83% avec une compétition de type « contest » et réduite presque de moitié (44%) avec une compétition de type « scramble » (Fig. 5.14).

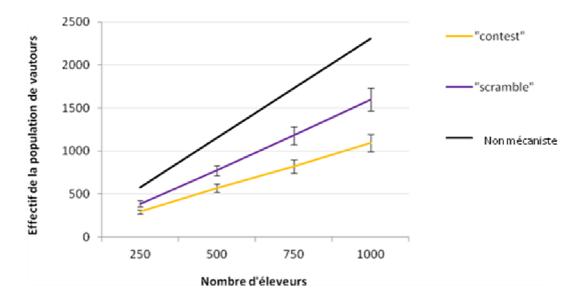


Fig. 5.13. Effectif de la population de vautours selon le nombre d'éleveurs les alimentant et selon l'intensité de la compétition pour les individus juvéniles.

**Contest :** les juvéniles n'ont accès aux ressources qu'après les autres classes d'âge. **Scramble :** les ressources sont accessibles de la même manière pour toute la population de vautours.

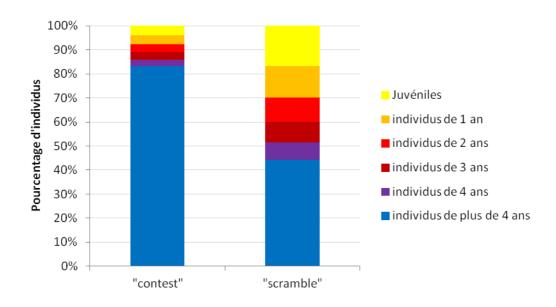


Fig. 5.14. Structure en classe d'âge de la population de vautours selon l'intensité de la compétition pour les individus juvéniles.

**Contest :** les juvéniles n'ont accès aux ressources qu'après les autres classes d'âge. **Scramble :** les ressources sont accessibles de la même manière pour toute la population de vautours.

# 4. Discussion.

Nous commencerons la discussion par l'analyse des résultats obtenus pour les scénarios sur les comportements d'alimentation des vautours avant d'aborder l'implication des résultats pour la gestion de l'équarrissage naturel, au vue des scénarios sur l'organisation de la collecte des gestionnaires, les pratiques d'équarrissage et d'élevage.

### 4.1. La modélisation de l'équarrissage par les vautours.

Des études mentionnent l'importance de phénomènes comportementaux dans les dynamiques de population et leur régulation (Sutherland, 1996; Newton, 1998). Par exemple, la compétition intra-spécifique pour des ressources peut affecter l'effectif d'une population par la baisse de la reproduction, une hausse de la mortalité ou encore de la dispersion (Newton, 1998). De meilleurs estimations de capacité de charge sont obtenues lorsque des aspects qualitatifs du comportement sont pris en compte, tel que la préférence pour certaines proies (Hayward et al., 2007). La densité-dépendance peut aussi résulter de comportements sans relation avec les ressources trophiques, comme par exemple la compétition pour les sites de nidification (Bretagnolle et al., 2008). Cet élément rappelle bien que nous considérons un système dans lequel la dynamique et la régulation de la population de vautours ne dépendent que des ressources trophiques. La relation entre les ressources consommées et les taux de survie et de productivité, comme les règles représentant les comportements d'alimentation sont donc d'autant plus susceptibles d'affecter les résultats sur les indicateurs observés. Bien que le modèle n'ait pu être validé (cf chapitre IV), il a permis de mettre en évidence des variations saisonnières de l'efficacité d'équarrissage par les vautours. En hiver et à l'automne, et avec la distribution de mortalité des ovins similaire à celle observée dans les Grands Causses, des carcasses restent non consommées. Les entretiens avec les éleveurs indiquent que cet effet est effectivement observé dans les Grands Causses.

Pour tous les scénarios, l'effectif estimé de la population est inférieur à celui prédit par le modèle non mécaniste (eq.3). Ce dernier est fondé sur l'hypothèse selon laquelle les vautours consomment toutes les carcasses mises à disposition annuellement, et un vautour est compté pour 182,5 kg de ressources (autrement dit, il est considéré vivant s'il satisfait ses besoins alimentaires annuels stricts de 365 fois 500 g). Ignorer la dynamique saisonnière de

mortalité des troupeaux et celle des besoins alimentaires des vautours (plus importants par exemple pendant la période de reproduction), devrait conduire à une surestimation à la fois de la population de vautours et de leur capacité à éliminer toutes les carcasses tout au long de l'année. Remarquons néanmoins qu'avec le modèle multi-agents, sous l'hypothèse d'une distribution de mortalité « continue », la quasi-totalité des carcasses est consommée par les vautours (moins de 3% des éleveurs retrouvant des carcasses non consommées). Pourtant, l'effectif de la population reste inférieur aux estimations du modèle non mécaniste.

On peut y voir plusieurs explications. D'abord, contrairement au modèle non mécaniste, une mortalité qui ne serait pas dû à un manque de ressources est prise en compte dans le modèle multi-agents. Même lorsque les vautours consomment leurs besoins alimentaires de 500g/jour, les taux maximum de survie ne sont jamais de 1.

Ensuite, la compétition intraspécifique pour les ressources a pour conséquence d'instaurer un effet de densité-dépendance. Cette compétition est modélisée dans le modèle multi-agents, ce qui n'est pas le cas dans le modèle non mécaniste. De plus, dans le modèle multi-agents, la compétition pour les ressources opère à une échelle journalière, et ses effets résultent de la disponibilité journalière de ressources. L'échelle considérée doit contribuer aux différences entre les effectifs trouvés par les deux modèles.

Enfin, dans le modèle non mécaniste, l'effectif de vautour est « atemporel ». Dans le modèle multi-agents, l'indicateur d'effectif de la population est enregistré en hiver (chapitre IV), après la période durant laquelle les ressources trophiques sont plus rares. Etant donné que les résultats sont observés lorsque la population est régulée et que les jeunes individus sont défavorisés par rapport aux adultes, un défaut de ressource affecte d'abord les juvéniles. L'effectif de la population considéré après cette période est forcément inférieur à celui qui serait considéré après la période de reproduction.

Nous allons maintenant discuter de la modélisation des comportements d'alimentation, en commençant par la compétition intraspécifique. Nos résultats montrent qu'avec une compétition moins intense pour les juvéniles, soit de type « scramble » à l'instar des autres individus, la population compte plus d'individus. Dans notre modèle, les vautours peuvent ingérer jusqu'à 1,5 kg par jour par individu. Les individus de plus d'un an peuvent prélever au-delà de leurs besoins alimentaires stricts, soit 0,5 kg/jour, sans pour autant augmenter leur taux de survie (maximal à partir de la satisfaction de leurs besoins alimentaires stricts). Si les

juvéniles se nourrissent exclusivement après les autres individus, ceux-ci peuvent alors les empêcher de satisfaire leurs besoins alimentaires, et en conséquence affecter leur survie. Avec la compétition de type « scramble », les juvéniles peuvent accéder à de meilleurs taux de survie donc se maintenir, sans forcément défavoriser les taux de survie des individus plus âgés. Dans ce cas, l'exploitation des ressources alimentaires mène à un nombre supérieur d'individus par rapport au cas d'une compétition « contest ». En moyenne 1,1 vautour est nourri par un éleveur avec la compétition « contest » subie par les juvéniles contre 1,56 lorsqu'ils subissent une compétition « scramble ». Cette augmentation équivaut à une population de vautours plus importante d'un tiers (quelque soit le nombre d'éleveurs utilisant l'équarrissage naturel), avec efficacité d'équarrissage plus élevée (84% à 95% des carcasses sont éliminées annuellement). C'est durant les saisons où la mortalité est plus forte dans les élevages que l'efficacité d'équarrissage est plus élevée.

Les deux types de compétition sont des cas limites. Par rapport au type « contest », la compétition pourrait être moins contraignante pour les juvéniles dans la réalité, par exemple s'ils trouvent des ressources avant les autres individus ou sur des sites où il y a peu d'individus (Gault, 2006). Par ailleurs, la compétition modélisée ne concerne que des interactions entre les classes d'âge. Ne se plaçant pas à une échelle individu-centré, la compétition qui opère dans le modèle ne tient pas compte de l'état de faim des individus. Les prises alimentaires des journées précédentes n'entrent pas en compte dans les règles de comportement d'alimentation ni dans les besoins à satisfaire du jour même. Or l'état de faim des individus et les caractéristiques individuelles pourraient jouer un rôle cette compétition, à travers des comportements plus ou moins agressifs lors des curées.

Par ailleurs, il est nécessaire de rappeler que l'on considère une survie locale et non une mortalité stricte : la mortalité modélisée représente une disparition locale plus qu'une mortalité nette, dans le sens où le nombre d'individus survivants est fonction des ressources, équivalent à une capacité de charge. En effet, il n'y a pas d'hypothèses sur les mouvements de dispersion dans le modèle. Cependant, lorsque la capacité de charge est atteinte, la compétition peut favoriser la dispersion des individus produits, souvent les juvéniles (Donázar, 1993).

Enfin, remarquons que le processus de sénescence, pouvant possiblement conduire à d'autres équilibres, en termes d'effectif et de structure de population, n'a pas été pris en compte. Dans le modèle, les taux de survie maximum des individus âgés sont élevés. Ils ont été estimés statistiquement, à partir de données obtenues par la méthode Capture-Marquage-

Recapture (Besbeas et al., 2002) au début de la réintroduction, c'est-à-dire avec des individus peu concernés par la sénescence.

L'autre comportement modélisé est celui de prospection. Les scénarios sur ce comportements ont mis en évidence que l'efficacité de l'équarrissage naturel sur les placettes (du point de vue des éleveurs et non en termes de nombre de carcasses consommées) est affectée par ce comportement. On peut préciser que l'efficacité dépend aussi de la demande pour le service, en terme de distribution temporelle des carcasses mises à disposition des rapaces nécrophages : au vu des résultats, quelque soit le comportement de prospection, le service est optimal en été et à l'automne pour quasiment tous les éleveurs. Les différences d'efficacité entre les comportements ne sont observées que pour les saisons durant lesquelles les ressources mises à disposition des vautours sont supérieures aux besoins alimentaires de la colonie (hiver, printemps).

L'équarrissage optimal par les vautours concerne plus d'utilisateurs de placette en moyenne dans le scénario pour lequel les vautours recherchent aléatoirement leur nourriture. En fait, dans le cas de la prospection aléatoire, la prise de nourriture sur le charnier est moins fréquente et un plus grand nombre de placettes sont visitées qu'avec la prospection « au plus proche ». Dans ce cas, plus le nombre de placettes est élevé, plus l'effort d'équarrissage est disséminé entre elles, réduisant le nombre d'éleveurs pour lesquels le service d'équarrissage est optimal. Cet effet n'est pas observé lorsque le comportement de prospection est de type « au plus proche ». Il conserve une certaine régularité de fréquentation pour les mêmes placettes, maintenant quasiment le même nombre d'éleveurs pour lesquels le service est optimal quelque soit le nombre d'éleveurs qui nourrissent les vautours. Or, la constance de la fréquentation d'une même placette peut apporter un élément de confiance en l'efficacité du dispositif de placette aux yeux des éleveurs.

Ces deux comportements de prospection sont des cas limites, néanmoins celui dans lequel les vautours consomment d'abord les ressources les plus proches repose sur plusieurs hypothèses sous jacentes. Etant donné qu'ils s'approvisionnent à partir d'un lieu central, ils reviennent à la colonie chaque jour et donc il est moins coûteux énergétiquement de consommer les ressources les plus proches. L'hypothèse d'une capacité d'apprentissage par mémorisation (Deygout, 2009) devrait favoriser des déplacements optimaux. Dans les grands Causses il a été observé que les vautours sont souvent présents au charnier principal juste avant l'arrivée des gestionnaires (Duriez, comm. pers.). Des trajets enregistrés par GPS indiquent que les trajets de prospection sont souvent ponctués par des placettes existantes

(Duriez, comm. pers.). Selon (Deygout, 2009), ces informations (qui restent à quantifier) pourraient impliquer une certaine fidélité aux sites de nourrissage déjà connus.

Pour notre problématique, la formalisation des comportements d'alimentation des vautours est essentielle. En témoigne la comparaison des résultats entre ces scénarios, au vue des écarts entre les résultats observés. Les modèles mécanistes tels que les modèles multiagents, permettent de représenter des comportements, en tenant compte les échelles auxquelles ils se placent. Cependant, rendre compte des aspects comportementaux pose la question de la manière de modéliser les mécanismes à représenter. Le premier exemple, sur la compétition intraspécifique, met en évidence les difficultés à calibrer les effets démographiques des comportements d'alimentation qui s'expriment à une échelle journalière. Le second exemple montre la pertinence de modéliser fidèlement le comportement de prospection pour considérer les effets des dispositifs d'équarrissage sur l'efficacité de l'équarrissage par les vautours pour les utilisateurs de placette.

#### 4.2. La gestion de l'équarrissage naturel et de population de vautours.

#### 4.2.1. De l'utilisation des dispositifs d'équarrissage.

Selon les résultats du modèle, le nombre d'éleveurs qui choisissent de nourrir les vautours au lieu de faire appel à une entreprise d'équarrissage affecte directement la capacité de charge (l'effectif de la population régulée), sans forcément affecter l'efficacité de l'équarrissage naturel sur les placettes. Une moindre utilisation du charnier devrait conduire à une meilleure efficacité d'équarrissage naturel sur les placettes, sans affecter l'effectif de la population de vautours. En vue de contribuer à la gestion de l'équarrissage naturel, on peut mener une réflexion sur les intérêts des dispositifs d'équarrissage pour la conservation, du point de vue des utilisateurs, et de l'aspect sanitaire.

L'avantage de la collecte est de pouvoir, dans une certaine mesure, évaluer la quantité de ressources à apporter et éventuellement d'ajuster cet apport. Par exemple, il est possible de favoriser le succès reproducteur (la productivité et la survie des juvéniles) en apportant des compléments de nourriture (Newton, 1998). Parmi les recommandations de gestion proposées par Bosè (2006) visant à réduire les problèmes de malnutrition touchant les individus juvéniles, il est préconisé d'apporter des ressources en quantité sur un même site. Les résultats

des scénarios sur les fréquences de ces apports indiquent qu'il est possible de favoriser les individus de moins de quatre ans, en apportant moins régulièrement une quantité de ressources plus importante. Dans le modèle, comme la compétition intra spécifique est journalière et que les individus de plus d'an consomment les ressources avant les individus juvéniles, un apport moins régulier fait qu'une quantité de ressources plus importante reste disponible aux individus juvéniles après que les autres se soient alimentés. Une fréquence d'un jour sur deux réduit les effets de l'intensité de la compétition sur la survie juvénile.

Nous avons vu précédemment que lorsque l'intensité de la compétition intra spécifique pour les ressources subie par les juvéniles est moins forte (de type « scramble » comme pour les autres individus) la proportion d'individus de moins de quatre dans la population de vautours est plus importante. Cette proportion d'individus de moins de quatre ans est bien dépendante de l'intensité de la compétition mais comme nous venons de l'écrire, cette proportion peut être influencée par les fréquences de ressources apportées.

De plus, lorsque la compétition est équivalente pour tous les individus (« scramble »), l'effectif de la population est plus élevé qu'avec la compétition « contest » pour les juvéniles. On aurait pu penser que réduire la compétition subie par les juvéniles par des apports de ressources moins fréquent aboutisse également à un effectif plus élevé. Pourtant, l'augmentation de l'effectif de vautours est beaucoup moins marquée dans les scénarios sur les fréquences de collecte. Cet élément permet de rappeler que dans le cas de ces scénarios, l'intensité de la compétition subie par les juvéniles reste forte (de type « contest »), mais cette compétition s'applique sur des quantités de ressources qui sont plus importantes lorsque les apports sont discontinus. Aussi, si l'effectif de population est affecté par la compétition subie par les juvéniles (si ce premier résultat évoqué dans le paragraphe précédent est vraiment vérifié), il est néanmoins difficile d'affirmer qu'il est possible d'influencer l'effectif en favorisant les juvéniles par la fréquence d'apport de ressources sur les charniers.

Par ailleurs, une collecte réalisée directement chez les éleveurs permet de conserver un lien entre ceux-ci et les gestionnaires (Bobbé, 2006). Ce lien peut être d'une importance majeure dans les cas de crises comme la question des attaques. Néanmoins, cette activité implique un travail humain. Les collectes dépendent d'investissements (moyens techniques), et sont coûteuses en temps (cf chapitre III point 2.2). Elle peut également être considérée comme un moyen de nourrir les vautours plus artificiel et polluant que le dispositif de placettes (LPO, comm. pers. 2008). Ainsi, si l'investissement initial de la mise en place des collectes et des charniers est nécessaire pour la réintroduction, il peut, dans une perspective à

long terme, être remis en question par ceux qui le portent (comme le font la LPO et le PNC dans les Grands Causses). Une moindre utilisation du charnier pousse les vautours à aller prospecter sur une zone plus étendue afin de satisfaire leurs besoins alimentaires. Un nombre élevé d'utilisateurs de placette ne devrait réduire que sensiblement l'efficacité d'équarrissage sur les placettes, puisque, comme nous l'avons écrit précédemment, le comportement de prospection implique probablement une fidélité aux sites approvisionnés. Le temps consacré à la collecte peut être réattribué à d'autres tâches comme un suivi de la population ou des activités d'éducation à l'environnement, de sensibilisation de la population locale, de discussion avec les acteurs locaux

D'un point de vue écologique et évolutif, l'apport de nourriture par les placettes devrait éviter un attachement à long terme des vautours à un site de nourrissage particulier, de réduire la compétition intra spécifique lors de la prise de nourriture et de maintenir leurs capacités naturelles de prospection (Gault, 2006). Une répartition des ressources sur un espace plus étendu, et leur apparition asynchrone dans le temps sur de multiples sites les rendent moins prévisibles que sur des charniers utilisés par les gestionnaires. Ce type de motif de disponibilité de ressource pourrait être plus proche de ceux qui ont généré le comportement de prospection des vautours dans des conditions plus naturelles (Gault, 2006). Remarquons que la gestion des ressources initiale dans les Grands Causses, sur un charnier, ne semble pas avoir altéré les capacités de prospection des vautours. Les délais de détection des carcasses mesurés sur la population caussenarde sont équivalents à ceux mesurés sur la population d'Ossau (non réintroduite), de 30 minutes en moyenne (Gault, 2006; Deygout et al., 2009a). Il est possible que l'utilisation de placettes officieuses ait contribué à maintenir les capacités de prospection des vautours. Et, pour les éleveurs, dans les régions montagneuses qui sont le biotope des vautours, les rapaces peuvent intervenir plus rapidement que les gestionnaires ou les entreprises d'équarrissage (chapitre III).

De plus, les carcasses laissées dans la nature (par exemple sur les parcours) devraient être d'autant mieux détectées par les charognards que les ressources gérées et mises à leur disposition sont elles mêmes peu prévisibles (Deygout et al., 2009a). L'utilisation d'un grand nombre de placette peu alimentées favorise le nombre de carcasses trouvées spontanément, au contraire de l'alimentation régulière d'un charnier (Deygout et al., 2009a). D'un point de vue sanitaire, cet élément se pose en faveur de l'utilisation de placettes, ou du moins de nombreux points d'alimentation des rapaces nécrophages, afin de bénéficier de cette capacité particulière à l'équarrissage naturel.

Enfin, le dispositif de placette permet de recréer le lien entre les vautours et les éleveurs, que son utilisation soit officieuse ou officielle (Bobbé, 2009). De manière générale beaucoup de processus sociaux qui appuient ou entravent la conservation se placent à l'échelle locale (Maass et al., 2005), et parmi les recommandations émises pour la conservation de la faune sauvage, il est souvent admis que l'implication des acteurs locaux dans la gestion a un effet positif (e.g. Zhang, 2003; Gurung et al., 2008). En prenant l'exemple des loups, Lescureux (2010) a montré qu'une grande fréquence d'interactions entre eux et les humains permet au processus relationnel de dominer, incitant les locaux à modifier leurs actions en réponse au comportement et à l'écologie de l'espèce. Ces éléments viennent corroborer l'intérêt de l'utilisation de placettes pour la conservation des vautours. En comparaison de l'outil de conservation classique qu'est le charnier (Friedman and Mundy, 1984), ce dispositif semble plus pertinent pour favoriser la proximité entre les éleveurs et les vautours. En revanche, pour les éleveurs, l'élimination des carcasses est moins sûre que par la collecte des gestionnaires.

#### 4.2.2. L'élevage et l'équarrissage naturel.

La limitation par la ressource trophique de la croissance d'une population n'implique pas forcément que la limitation s'exerce de manière continue mais simplement périodiquement (Newton, 1998). Nous avons vu que pour une même quantité annuelle apportée aux vautours, la distribution temporelle de la mortalité peut affecter l'effectif de la population à l'équilibre et l'efficacité d'équarrissage sur les placettes. Ces distributions peuvent dépendre en partie des contraintes économiques comme c'est le cas dans les Grands Causses (cf chapitre III point 1.1). Les pratiques de désaisonnalisation qui conduisent à fixer la période de reproduction des ovins en dehors de la période naturelle, sont communément utilisées dans l'élevage afin de permettre aux producteurs et aux entreprises d'équilibrer la demande et l'offre sur les marchés. Avec le scénario de la distribution typique des Grands Causses, l'efficacité d'équarrissage diminue pendant la période d'agnelage et la capacité de charge de la population de vautours est inférieure à celles résultant des autres scénarios.

Le scénario pour lequel le taux de mortalité des troupeaux est le plus important au printemps (distribution de la mortalité « décalée ») représente une situation où les systèmes d'élevage extensifs seraient dominants par rapport aux productions intensives. Dans ce cas,

l'efficacité d'équarrissage diminue également durant la période d'agnelage. Dans le cas théorique d'une mortalité constante (distribution « continue »), l'efficacité d'équarrissage par les vautours est optimale pour plus de 97% des éleveurs toute l'année et l'effectif de la population de vautours est le plus élevé. Avec une telle distribution, l'exploitation des carcasses par les vautours est optimisée, bénéficiant à la fois à ces rapaces, et améliorant l'efficacité de l'équarrissage naturel. Ces effets doivent résulter en grande partie d'une meilleure adéquation entre les besoins alimentaires des nécrophages et les besoins en équarrissage des éleveurs. Dans les autres cas, la capacité de charge est limitée par un défaut saisonnier de ressources.

Pour une situation équivalente à celle des Grands Causses, ces résultats indiquent que des services d'équarrissage proposés par des entreprises d'équarrissage s'avèrent nécessaires pour éliminer des carcasses lorsque l'équarrissage naturel ne le peut. Si l'équarrissage naturel est périodiquement moins efficace, le décalage entre la mortalité des ovins et les besoins alimentaires des vautours peut avoir d'autres conséquences pour les rapaces. Le relatif défaut saisonnier des ressources, en été et en automne, devrait augmenter la compétition intra spécifique pour les juvéniles, entraînant de la mortalité pour les plus faibles, ou encore forcer les rapaces à rechercher des ressources sur une zone plus étendue. Ces oiseaux peuvent faire des voyages de 100 km entre les sites de nidification et les zones de ressources chaque jour (Mundy et al., 1992; Ruxton and Houston, 2002). Ainsi, des mouvements journaliers afin d'étendre leur zone de prospection sont probables. De manière plus générale, lorsqu'il y a déplétion de la ressource alimentaire, un individu a avantage à quitter la zone de recherche exploitée<sup>12</sup>. Pour les vautours fauves, les mouvements observés concernent majoritairement les individus d'un an, qui reviennent ou non à leur colonie d'origine (Donázar, 1993; Camiña, 2004). Ainsi, une autre conséquence de la moindre disponibilité alimentaire en période estivale à examiner est celle de son effet sur la dispersion des juvéniles. Du point de vue de la conservation, la dispersion (départ définitif de la colonie d'origine) peut être intéressante puisqu'elle peut engendrer la colonisation d'autres lieux ou le renforcement naturel de petite population. Néanmoins, le manque saisonnier de ressource peut être à l'origine d'un autre

<sup>&</sup>lt;sup>12</sup> Formalisée sous le théorème de la valeur marginale (Charnov, 1976) la prédiction veut qu'un individu reste dans un secteur jusqu'à ce que le gain net d'énergie diminue et atteint le gain d'énergie moyen attendu dans l'habitat.

comportement plus problématique pour la conservation des vautours. Nous avons vu que selon leur état de faim, les vautours peuvent adopter un comportement téméraire et qu'ils peuvent occasionner des dommages sur du bétail vivant (cf chapitre II point 2.7).

Ces conséquences potentielles ne peuvent être généralisées dans la mesure où le décalage observé correspond à une situation particulière. Il est une illustration de l'un des décalages d'échelle -ici, entre une temporalité économique et une temporalité écologique- qui peuvent exister dans les systèmes socio-écologiques (Cumming et al., 2006), comme le changement climatique peut modifier les dynamiques de population au travers de décalages trophiques (Edwards and Richardson, 2004; Post and Forchhammer, 2008).

Afin de clore cette discussion, nous pouvons constater que les hypothèses définies dans la description du modèle sur les comportements des vautours, ainsi que sur la relation entre les ressources consommées et les taux de survie et de productivité, mériteraient de plus amples investigations pour pouvoir évaluer plus précisément leurs effets sur les indicateurs. Néanmoins, nous avons pu mettre en évidence certaines propriétés du système étudié pouvant être mobilisées en vue de la gestion de l'équarrissage naturel. L'utilisation de la placette comme dispositif d'équarrissage naturel semble pertinent, et il est nécessaire de considérer les besoins alimentaires des vautours ; ceci devrait éviter qu'un trop grand nombre de carcasses soient déposées à leur intention et non consommée (soit augmenter un potentiel risque sanitaire) et éviter des répercussions négatives pour les éleveurs (dommages sur du bétail causés par les vautours). Les hypothèses de modélisation sur les rapaces nécrophages ont été conservées afin de privilégier la réflexion sur l'intégration de données humaines. Le chapitre suivant traite des conséquences de modes de gestion d'équarrissage selon les décisions des acteurs qui y sont impliqués.

# VI. LES CONSEQUENCES DES DECISIONS, PREFERENCES ET STRATEGIES D'EQUARRISSAGE SUR LES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX ET ECONOMIQUES.

Si les études du MEA (2005) soulignent la nécessité de conserver des processus naturels pour la vie humaine à travers l'approche de service écosystémique (cf chapitre I), rendre ce concept opérationnel pour la conservation sur le terrain est une problématique à part entière (Kremen, 2005; Armsworth et al., 2007; Kremen et al., 2007). La mise en œuvre du concept équivaut à la concrétisation de la reconnaissance des services écosystémiques en vue de leur conservation effective. Il s'agit de la mise en œuvre de mécanismes politiques et financiers pour que le capital naturel soit intégré parmi les éléments de décision concernant la gestion des ressources (Daily and Matson, 2008; Daily et al., 2009). La conservation dépend de choix d'acteurs qui soit sont en relation directe avec l'objet considéré (espèce, espace, processus écologique), soit possèdent un pouvoir décisionnel à propos de sa gestion.

A titre d'exemple, une discussion autour du service de la pollinisation « naturelle » entre Kremen (2007; 2008) et Ghazoul (2007; 2008) expose l'importance des choix de certains acteurs pour la conservation des espèces qui rendent des services. Selon Ghazoul (2007), les biologistes de la conservation ne prennent pas en compte le fait que les acteurs locaux sont les principaux décideurs et que leurs choix se font par rapport au coût d'opportunité. Ainsi les choix sont portés vers des solutions majoritairement technologiques qui permettent d'augmenter le rendement mais sont moins respectueuses des espèces autochtones. En effet, les acteurs locaux prennent des décisions à partir de leurs propres perceptions sur les coûts et bénéfices qu'ils peuvent en retirer (Kremen et al., 2008). Le service de pollinisation possède une caractéristique commune avec le service rendu par les nécrophages : les utilisateurs du service (les agriculteurs/éleveurs) sont les garants de la viabilité des espèces utilisées. Toutefois, le service d'équarrissage par les vautours, tel que pratiqué en France, se pose actuellement moins en termes économiques qu'en termes de sensibilité environnementale.

La solution finalement proposée par Kremen (2008) et avalisée par Ghazoul (2008) pour favoriser la pollinisation naturelle est de récompenser financièrement les agriculteurs pour leur rôle dans la production de service écosystémique (Kremen et al., 2008), afin de

compenser les coûts d'opportunité (Ghazoul, 2008). Selon la définition de Lemos et Agrawal, la « gouvernance environnementale » fait référence à des processus de régulation, aux mécanismes et aux organisations par lesquels les acteurs politiques influencent des actions et leurs conséquences environnementales (Lemos and Agrawal, 2006). Ces acteurs politiques peuvent être des Etats, des organisations non gouvernementales, des associations, des entreprises, des ensembles d'acteurs locaux, et les formes que la gouvernance peut prendre sont multiples : accords internationaux, mesures et politiques nationales, processus de prises de décisions organisés localement (Lemos and Agrawal, 2006). Dans le cas de l'équarrissage naturel, nous avons constaté comment des instances réglementaires et des associations investies dans la conservation des vautours orientent les options possibles en matière d'équarrissage, et comment les éleveurs « sélectionnent » finalement les systèmes d'équarrissage selon leurs préférences (cf chapitres II et III).

Selon les systèmes d'équarrissage utilisés (les collectes réalisées par les humains ou encore la consommation des cadavres d'animaux par les vautours), les conséquences socio-économiques et environnementales sont multiples. Les pratiques d'équarrissage peuvent jouer un rôle dans la conservation de la biodiversité, notamment la pérennité des populations de vautours fauves mais aussi d'autres espèces (Cortés-Avizanda et al., 2010). Selon l'efficacité d'élimination des carcasses, elles peuvent affecter la qualité de l'environnement en termes sanitaires. Selon les émissions de carbone qu'elles génèrent, elles interviennent sur la qualité de l'air. Enfin, ces pratiques peuvent engendrer des coûts significatifs. Ces décisions humaines motivant les choix des différents dispositifs d'équarrissage, nous avons choisi de les placer au centre des scénarios testés dans cette partie de notre étude.

Dans une première partie, nous nous intéresserons aux conséquences des réglementations et des mesures environnementales sur les choix des éleveurs en matière d'équarrissage. Les diverses options sont la collecte par une entreprise, la collecte par un gestionnaire et la placette. Des prescriptions et des interdits peuvent orienter les pratiques des éleveurs ou leur offrir une alternative.

Les scénarios explorés dans cette partie sont basés sur les différents cas de figures, regroupés sous le terme de « contexte », dans lesquels les éleveurs doivent choisir un dispositif d'équarrissage. Une méthodologie particulière a été développée afin de constituer des profils d'éleveurs déterminant leurs pratiques en fonction des scénarios.

Dans une seconde partie, les scénarios seront cette fois basés sur des stratégies d'équarrissage mises en place par les éleveurs pour satisfaire des critères de préférence. Deux options d'équarrissage sont retenues : la collecte par une entreprise privée et la placette individuelle d'alimentation. Ce contexte permet d'évaluer les conséquences des stratégies sur la durabilité et l'efficacité de l'équarrissage naturel alors qu'il n'y a plus de collecte par les gestionnaires (associations et gestionnaires d'espaces naturels).

#### 1. Les conséquences de contextes d'équarrissage sur les indicateurs.

La mise à disposition de ressources pour les vautours ne dépend pas exclusivement des choix d'équarrissage des éleveurs. Par exemple, si la législation française impose aujourd'hui aux entreprises d'équarrissage de répondre à toutes les demandes des éleveurs, elle ne les invite pas pour autant à privilégier l'équarrissage naturel par des mesures facilitatrices. Rappelons que ce sont le réseau associatif (LPO) et les gestionnaires d'espaces protégés (PNC) qui furent les initiateurs de collectes de carcasses à destination de charniers et de la création de la placette individuelle d'alimentation (cf Chapitre II point 1.5). Un autre exemple est celui de la décision européenne visant à éliminer les EST (2003/322/CE). Elle a eu une incidence de première importance puisque le seul système d'équarrissage envisageable était la collecte par une entreprise – l'utilisation des charniers et des placettes était devenue une démarche contraignante et longue (cf Chapitre II point 2.5). Un deuxième exemple sur la réglementation est celui des contrôles par les services déconcentrés de l'état. Les éleveurs utilisent souvent une placette officieuse, ce qui vaut à certains d'être poursuivis pénalement (cf Chapitre III points 2.3 et 3.6). Si le contrôle systématique des pratiques d'équarrissage des éleveurs est peu probable, il n'en demeure pas moins que les procès intentés peuvent être un moyen coercitif utilisé par les autorités sanitaires pour mettre fin aux dépôts illégaux. Par conséquent, la possibilité d'avoir recours à ces dispositifs dépend en grande partie des réglementations et des politiques de la conservation. Ainsi, des conséquences environnementales et économiques résultent des choix des éleveurs aux prises avec ces contraintes ou opportunités. Dans cette partie, nous chercherons à évaluer les conséquences des décisions en matière d'équarrissage sur l'effectif de vautours, l'efficacité d'élimination des carcasses, l'adéquation des dispositifs proposés avec les préférences des éleveurs, les émissions de carbone et enfin les coûts monétaires des collectes.

#### 1.1. La constitution des scénarios.

#### 1.1.1. Les scénarios de contexte d'équarrissage.

Pour les scénarios, les contextes déterminent simplement le système d'équarrissage imposé ou les options dont disposent les éleveurs.

- scénario E. La collecte par une entreprise privée d'équarrissage est le seul système proposé (l'utilisation de placette est illégal, les gestionnaires ne proposent pas de collecte). C'est le cas de la situation actuelle dans les Pyrénées. En cas de crise sanitaire aigüe, cette situation pourrait théoriquement s'étendre aux autres sites où les vautours sont présents.
- **scénario G**. La collecte par les gestionnaires : ceci pourrait se produire si les gestionnaires décident de prendre en charge le coût de la collecte. Dans le cas où les entreprises n'auraient pas ou plus l'obligation de collecter toutes les carcasses, la réduction de coûts financiers pourrait d'abord entraîner l'arrêt de collecte dans les zones de montagne.
- scénario P. La placette individuelle d'alimentation est la seule option : sous réserve d'une acceptation par les autorités sanitaires, ce cas de figure pourrait advenir si les équarrisseurs industriels et les gestionnaires se retiraient du marché de l'équarrissage dans les zones de présence des vautours.
- **scénario EG**. La collecte par une entreprise privée d'équarrissage et par les gestionnaires : en cas de risque de crise sanitaire ou si des empoisonnements répétés de vautours par des carcasses déposées sur les placettes étaient constatés, cette situation pourrait se présenter.
- **scénario PG**. La collecte par les gestionnaires et la placette individuelle d'alimentation : ceci pourrait advenir en cas de politique de sensibilisation à la création de placettes individuelles d'alimentation.
- scénario EP. La collecte par une entreprise privée d'équarrissage et la placette individuelle d'alimentation : si les gestionnaires, motivés par le fait que la collecte n'est plus nécessaire pour le maintien de la population de vautours et/ou par des considérations financières, déclarent se désengager, une telle situation adviendrait. C'est dans cette direction que semble s'orienter les mesures d'équarrissage dans les Grands Causses.

- **scénario PGE**, soit la collecte par une entreprise privée et par les gestionnaires, et la placette individuelle d'alimentation. Ce scénario est fidèle à l'actuelle situation caussenarde.

Comme nous l'avons précédemment constaté, la placette peut être officielle ou officieuse. Pour évaluer les effets que pourrait avoir un fort contrôle des pratiques illégales, chacun de ces sept scénarios de contexte d'équarrissage a été décliné selon deux cas de figure : dans un cas, les autorités tolèrent les pratiques illégales, considérant qu'elles sont marginales et que la pression de contrôle n'a pas à être augmentée. L'utilisation de placette officieuse est alors tolérée. Dans l'autre cas, les dépôts sur des placettes doivent être impérativement légaux, l'utilisation d'une placette officieuse par les éleveurs n'est plus envisageable. Ainsi, quatorze scénarios de contexte ont été définis à partir de décisions réglementaires et de mesures de gestion de l'équarrissage.

#### 1.1.2. Les profils et pratiques d'équarrissage des éleveurs.

Les entretiens ethnologiques menés auprès des éleveurs révèlent la multiplicité et les raisons de leurs logiques d'actions. Celles-ci permettent de présumer le choix probable d'un dispositif d'équarrissage retenu par un éleveur selon le contexte. A partir d'un large éventail de pratiques existantes, des profils types représentant ont été constitués.

Dans un premier temps, une typologie a été créée de manière théorique, sur la base de préférences exprimées par les éleveurs. Les préférences peuvent porter sur le destinataire final des carcasses, à savoir les vautours ou l'entreprise d'équarrissage, que nous appellerons « finalité ». Leurs préférences peuvent également porter sur le moyen d'élimination des carcasses, c'est-à-dire par les vautours ou par une collecte par des humains, que nous appellerons « moyen ». Théoriquement, un profil peut avoir une préférence sur l'une ou l'autre des modalités (finalité et moyen). Si certains profils peuvent être attachés à la destination des carcasses, ils peuvent se révéler indifférents au moyen utilisé ou inversement. Un profil peut avoir une préférence sur les deux modalités, par exemple s'il veut que les carcasses parviennent uniquement aux vautours par le seul moyen d'une placette. Enfin, il peut être indifférent aux deux modalités.

Par ailleurs, différents degrés d'attachement à la préférence sur les deux modalités ont été intégrés en introduisant une forme dérivée « des principes de plaisir et de réalité ». Les principes de plaisir et de réalité ont été élaborés par Freud dans sa théorie de l'appareil psychique. Le principe de plaisir est caractérisé par des valeurs instinctives (satisfaction immédiate, plaisir, consommation). Le principe de réalité émerge et se développe lorsque la satisfaction du plaisir est contrainte par le contexte environnemental et social. Il s'agit dans ce cas de distinguer un choix considéré comme idéal et des options secondaires, envisageables « par défaut », par nécessité de s'adapter au contexte. Par exemple si un éleveur d'un certain profil souhaite que les carcasses profitent aux vautours (finalité idéale) et préfère le système de placette (moyen idéal) mais qu'il n'a pas la possibilité légale de l'utiliser, il peut envisager d'utiliser la collecte par les gestionnaires (moyen résultant). Etant donné que trois systèmes d'équarrissage peuvent permettre l'enlèvement des carcasses, il y a deux options possibles en plus du moyen idéal.

Cette construction théorique permet d'élaborer une grille intégrant 80 profils potentiels (Tableau 6.1).

Dans un second temps, ces profils théoriques ont été examinés afin de sélectionner ceux qui correspondent à des logiques observées sur le terrain français. Les cas incohérents tels qu'un profil qui a pour idéal de finalité « usine » et idéal de moyen « placette » ont été écartés. La confrontation des 35 profils théoriques restants avec les logiques d'actions repérées sur le terrain ont abouti à la validation de 16 profils. Néanmoins, pour rester fidèle à la réalité de terrain, l'un des profils théoriques correspond à deux logiques d'action, tandis que deux profils correspondent à une même logique d'action. Les données de terrain ont permis d'affiner les pratiques potentielles par profil : si l'éleveur utilise plusieurs moyens d'équarrissage dans un même contexte, et enfin s'il peut être prêt à officialiser sa placette d'alimentation dans le cas où la placette est envisagée comme moyen d'équarrissage.

Les logiques d'action à partir des profils validés sont les suivantes :

**Logique** (1). La motivation principale est de donner les carcasses aux vautours car ils représentent un système plus écologique que la collecte par une entreprise. La placette implique la présence des vautours sur l'espace privé de l'éleveur, ce que nous appellerons « proximité ». C'est la raison pour laquelle l'éleveur ne souhaite pas utiliser la placette, et envisage seulement la collecte réalisée par les gestionnaires comme moyen d'équarrissage.

**Logique (2).** La motivation principale est de donner les carcasses aux vautours. L'éleveur préfère le faire directement via « sa » placette afin de pouvoir observer les curées. Toutefois, si la placette n'est pas autorisée, il conçoit de faire appel aux gestionnaires pour rester dans la légalité. Il est prêt à utiliser une placette officieuse dans le cas où les gestionnaires ne collectent plus, voir à l'officialiser s'il s'agit d'un des dispositifs légaux.

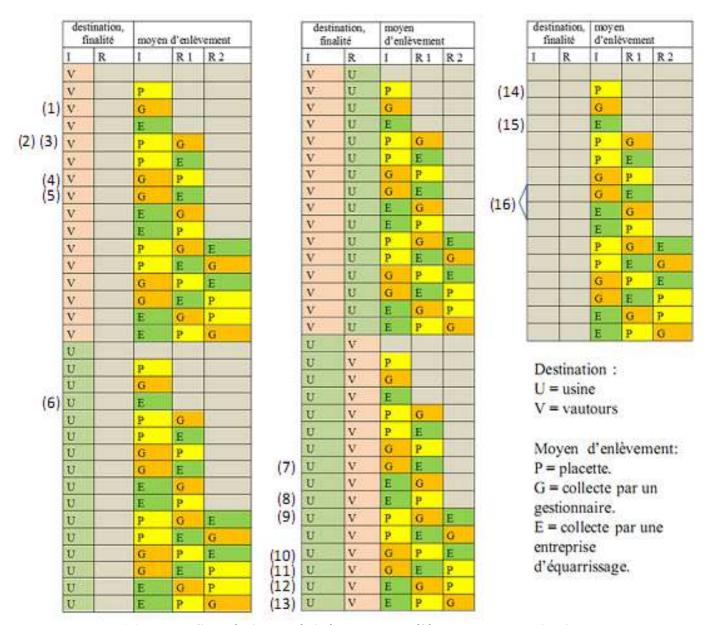


Tableau 6.1. Les profils théoriques déclinés selon les préférences sur la destination des carcasses et le moyen d'enlèvement.

I: destination ou moyen d'enlèvement idéal. R = destination ou moyen d'enlèvement envisageable à défaut, selon le principe de réalité. Les numéros entre parenthèse correspondent aux logiques d'action réalistes tirées des profils.

**Logique** (3). Il s'agit d'une variante de la logique (2), l'éleveur utilise soit une placette, soit la collecte des gestionnaires. Afin d'éviter tout conflit avec les autorités sanitaires, l'éleveur n'utiliserait pas une placette officieuse. Pourtant il a une sensibilité environnementale suffisamment développée pour ne pas recourir à une entreprise dont la collecte est considérée comme polluante (émission de carbone).

**Logique** (4). La motivation principale est de donner les carcasses aux vautours, de préférence par l'intermédiaire de la collecte des gestionnaires. L'éleveur ne cherche pas de « proximité » particulière avec les rapaces mais peut néanmoins envisager d'utiliser une placette. Il préfère donc la collecte par les gestionnaires, puis la placette, pour leur aspect écologique.

**Logique** (5). La logique de ce profil est de se débarrasser des carcasses exclusivement par le biais de systèmes humains. L'éleveur n'envisage pas d'utiliser de placette et ne cherche pas particulièrement à mettre les carcasses à disposition des vautours. Une préférence pour la collecte est justifiée pour des raisons pragmatiques, notamment la rapidité du service.

**Logique** (6). Ce profil correspond à la collecte par une entreprise d'équarrissage. L'éleveur ne tient en aucun cas à profiter de la présence des vautours, soit car il ne veut pas participer aux actions en faveur de l'environnement menées par les gestionnaires, soit car il n'apprécie pas l'animal.

**Logique (7).** Contrairement à la logique (6), la collecte par les gestionnaires est envisagée lorsque celle de l'entreprise n'est pas proposée.

**Logique (8).** Ici, la motivation principale est de se débarrasser des carcasses, qu'elles parviennent aux vautours ou se retrouvent à l'usine. L'éleveur ne souhaite pas être en relation avec les gestionnaires, dont il ne soutient pas les actions à cause de leur portée environnementale. Il utilise la collecte par une entreprise ou la dépose sur placette les jours où l'entreprise ne travaille pas. Cependant, s'il utilise une placette officieuse, il n'est pas prêt à l'officialiser, ce qui pourrait correspondre à un engagement affiché en faveur des vautours.

**Logique** (9). Selon cette logique, l'éleveur choisira le dispositif légal. Sa pratique varie selon le contexte. L'éleveur préfère toutefois nourrir les vautours par lui-même (utiliser une placette). Faire appel au gestionnaire est le deuxième choix. Il admet la possibilité d'avoir recours à l'équarrisseur industriel dans le cas où il n'a pas d'autre solution.

**Logique** (10). Il s'agit d'une variante de la logique (9), donc l'éleveur écarte tout système illégal. L'éleveur souhaite également que les carcasses parviennent aux vautours,

mais d'abord par le dispositif de collecte des gestionnaires, qui lui semble plus propre, plus sûr ou plus simple.

**Logique** (11). Comme pour les précédentes, selon cette logique, toutes les dispositifs sont envisageables. La préférence de l'éleveur va vers des systèmes de collecte. Les vautours ne sont pas sa préoccupation première, aussi il utilise préférentiellement la collecte par les gestionnaires pour des raisons pragmatiques. A défaut de cette dernière solution, il choisira l'entreprise d'équarrissage avant d'examiner la solution « placette ».

Logique (12). La motivation principale de l'éleveur est l'élimination des carcasses et, pour des raisons d'hygiène, il privilégie l'intervention humaine. En dernier recours, l'utilisation d'une placette est cependant retenue lorsqu'il s'agit du seul système utilisable dans le contexte.

**Logique** (13). Proche de la logique (8), l'éleveur fait appel à la collecte des gestionnaires lorsque la collecte par une entreprise n'est pas assurée.

**Logique** (14). Ici, la placette est le moyen idéal et unique d'équarrissage, car elle répond au désir de pouvoir éliminer les carcasses sans intrusion par des « étrangers » sur son exploitation. Seule l'utilisation d'une placette et de manière officieuse est envisagée car elle échappe à tout contrôle extérieur.

**Logique** (15). La collecte par une entreprise représente le moyen idéal, car il est perçut comme gage d'efficacité. L'éleveur ne se préoccupe pas du destinataire et ne s'intéresse pas davantage aux vautours en tant qu'équarrisseurs naturels. Il ne veut pas entretenir de lien avec les gestionnaires. De plus, il considère la placette comme un système « peu fiable » ou associe le Vautour à l'idée de « sale ».

Logique (16). De ces deux profils émerge une même logique. La destination finale des carcasses est indifférente pour l'éleveur, l'équarrissage étant une préoccupation secondaire. Sa préférence va à une collecte, un système qu'il considère fiable ; il utilise indifféremment l'un ou l'autre de ces deux systèmes.

#### 1.1.3. Les pratiques d'équarrissage selon les contextes.

Cette étape méthodologique consiste à prévoir les réponses des éleveurs, en termes de pratiques, aux différents contextes d'équarrissage : il s'agit de recouper les logiques d'action définies précédemment avec les 14 scénarios définis au point 1.1.1.

Certains contextes prescrivent l'utilisation d'un ou deux système(s) d'équarrissage. Parmi les logiques d'action définies, certaines peuvent s'avérer incompatibles avec certains contextes. Dans le cas où le contexte d'équarrissage ne permet pas à un éleveur d'avoir recours aux dispositifs dont il envisage l'utilisation, nous considérons qu'il élimine les carcasses par ses propres moyens. Insatisfait des systèmes d'équarrissage existants, l'éleveur les abandonne, les incinère ou les enterre. Ces carcasses sont considérées dans le modèle comme « détruites » et font l'objet d'un nouvel indicateur.

Ainsi les quatre possibilités d'équarrissage sont: i) le dépôt sur une placette à destination des vautours, ii) le recours à une collecte organisée par les gestionnaires qui alimentent les charniers à destination des vautours, iii) le recours à une collecte réalisée par une entreprise d'équarrissage et iv) la destruction des carcasses par l'éleveur lui même. Les pratiques de chacune des logiques ont été établies selon chaque scénario de contexte (Tableau 6.2). Cette opération a été faite une première fois en incluant la possibilité d'utiliser la placette officieuse (Tableau 6.2A), et une seconde fois en supprimant cette possibilité (Tableau 6.2B) afin de réaliser deux séries de simulations. La première série est constituée par les sept scénarios de contexte pour lesquels la pression de contrôle à propos des pratiques illégales est faible. La deuxième série est constituée par les sept scénarios de contextes, associés à une pression de contrôle forte, visant à supprimer toute pratique illégale.

A)	scénario	scénario	scénario	scénario	scénario	scénario	scénario
Logique	P	G	E	PG	PE	GE	PGE
(1)	D	G	D	G	D	G	G
(2)	P	P cieuse	P cieuse	P	P	P cieuse	P
(3)	P	G	D	P + G	P	G	P + G
(4)	P	G	D	G	P	G	G
(5)	D	G	E	G	E	G	G
(6)	D	D	E	D	E	E	E
(7)	D	G	E	G	E	E	E
(8)	P cieuse	P cieuse	E+P cieuse	P cieuse	E+P cieuse	E+P cieuse	E + P cieuse
(9)	P	G	E	P + G	P + G	G	P + G
(10)	P	G	E	G	P	G	G
(11)	P	G	E	G	E	G	G
(12)	P	G	E	G	E	E	E
(13)	P cieuse	G + P cieuse	E+P cieuse	G + P cieuse	E+P cieuse	E+P cieuse	E + P cieuse
(14)	P cieuse	P cieuse	P cieuse	P cieuse	P cieuse	P cieuse	P cieuse
(15)	D	D	E	D	E	E	E
(16)	D	G	E	G	E	E ou G	E ou G

B)	scénario P	scénario	scénario	scénario	scénario	scénario	scénario
Logique	Р	G	E	PG	PE	GE	PGE
(1)	D	G	D	G	D	G	G
(2)	P	G	D	P	P	G	P
(3)	P	G	D	P + G	P	G	P+ G
(4)	P	G	D	G	P	G	G
(5)	D	G	E	G	E	G	G
(6)	D	D	E	D	E	E	E
(7)	D	G	E	G	E	E	E
(8)	D	D	E	D	E	E	E
(9)	P	G	E	P + G	P	G	P+G
(10)	P	G	E	G	P	G	G
(11)	P	G	E	G	E	G	G
(12)	P	G	E	G	E	E	E
(13)	D	G	E	G	E	E	E
(14)	D	D	D	D	D	D	D
(15)	D	D	E	D	E	E	E
(16)	D	G	E	G	E	E ou G	E ou G

Tableau 6.2. Les pratiques d'équarrissage en fonction des logiques et des scénarios de contexte.

**A)** Les pressions de contrôle par les autorités sanitaires ne visent pas les pratiques d'équarrissage. L'utilisation de la placette officieuse est envisageable par l'éleveur. **B)** Les pressions de contrôle par les autorités sanitaires rendent l'utilisation de la placette officieuse trop risquée pour l'éleveur.

#### 1.1.4. La constitution de populations d'éleveurs.

Après avoir défini les scénarios de contexte, les possibles logiques d'actions des éleveurs, et les pratiques d'équarrissage selon les logiques et les contextes, nous avons constitué des populations d'éleveurs. Ces populations sont composées d'éleveurs suivant différentes logiques d'action, en vue d'obtenir des résultats sur différents indicateurs liés à l'équarrissage, en tenant compte de la diversité des pratiques d'équarrissage. Les populations constituées sont composées de 500 éleveurs.

En considérant que la majorité des éleveurs sont susceptibles d'envisager l'utilisation de plusieurs dispositifs d'équarrissage, on peut faire l'hypothèse que les logiques d'action menant à l'utilisation exclusive d'un dispositif sont rares.

Aussi, une composition de population dite « standard » a été constituée comme suit : 50% des éleveurs envisagent l'utilisation des trois dispositifs de (faire appel à une entreprise, aux gestionnaires ou l'utilisation d'une placette), 40% d'éleveurs consentent à l'utilisation de deux dispositifs, et 10% d'éleveurs ne souhaitent utiliser qu'un unique moyen d'équarrissage. Plusieurs logiques d'actions identifiées rentrent dans chacune de ces catégories. Au sein de chaque catégorie, les logiques d'actions correspondantes ont une équiprobabilité d'être représentées.

La population ainsi définie, comportant une variété de logiques d'actions, est conservée en condition initiale pour chaque scénario de contexte. Autrement dit, les résultats du modèle (les conséquences des pratiques d'équarrissage) proviennent des réponses d'une même population d'éleveurs aux différents contextes.

Les simulations basées sur cette population d'éleveurs ont été réalisées pour les quatorze scénarios de contexte, c'est-à-dire avec la possibilité d'utiliser la placette officieuse puis sans cette possibilité.

Un autre type de composition de population d'éleveurs a été testé. Des simulations ont été réalisées avec des compositions aléatoires : à chaque initialisation du modèle, les profils représentant les logiques d'actions sont tirés aléatoirement pour constituer la population. Nous parlerons de « la composition aléatoire » de population d'éleveurs. Elle représente une référence par rapport à la composition standard, dans la mesure où nous ne faisons pas d'hypothèses sur la fréquence des logiques d'action représentées. Les simulations basées sur

cette population d'éleveurs ont été réalisées pour les sept scénarios de contexte pour lesquels l'utilisation de placette officieuse est possible.

Les valeurs des paramètres et un récapitulatif des scénarios sont présentés dans le *livret des simulations* (Tableaux 7 et 8).

#### 1.1.5. Les indicateurs donnés par le modèle.

Les résultats illustrent les conséquences des pratiques d'équarrissage sur des indicateurs sociaux, économiques et environnementaux, en fonction des compositions de populations d'éleveurs et des contextes d'équarrissage. Afin de considérer les conséquences, les indicateurs donnés par le modèle <sup>13</sup> sont :

l'effectif de vautours lorsque la population a atteint la capacité de charge,

le nombre de carcasses non éliminées, appelée également carcasses restantes, qui indique un potentiel risque sanitaire et permet de calculer un indicateur d'efficacité d'équarrissage,

le nombre de carcasses détruites directement par les éleveurs, qui implique également un risque sanitaire et permet de calculer un deuxième indicateur d'efficacité d'équarrissage,

les émissions de carbone dues aux collectes, desquelles il est possible de calculer un indicateur d'éco-efficience, soit la quantité de carbone émis par carcasse éliminée,

les coûts des collectes.

#### 1.2. Résultats.

Dans un premier temps, les résultats obtenus en fonction des scénarios de contextes permettant l'utilisation de la placette officieuse sont présentés par indicateur. Ces résultats obtenus à partir des deux compositions de population d'éleveurs sont récapitulés dans le

<sup>&</sup>lt;sup>13</sup> Pour une description plus précise des méthodes et valeurs utilisées dans le modèle pour obtenir les indicateurs, se référer à la description du modèle (chapitre IV).

Tableau 7, situé à la suite de la présentation rédigée des résultats. Dans le texte, nous indiquons les valeurs obtenues pour la composition standard et les écarts des résultats entre les deux compositions. Ces écarts sont exprimés en pourcentage, en prenant comme référence les valeurs moyennes des indicateurs obtenus avec la composition standard.

Dans un second temps, seront présentés les résultats obtenus lorsque l'utilisation de la placette officieuse n'est plus possible.

#### 1.2.1. L'effectif de vautours.

La population de vautours se maintient dans tous les scénarios (Fig. 6.1). L'effectif minimum obtenu, de 37 (±7) individus, l'est avec le scénario pour lequel le seul système réglementaire est la collecte par une entreprise d'équarrissage (scénario E). La population de vautours atteint les effectifs les plus élevés pour le scénario dans lequel seule la collecte par les gestionnaires est représentée (scénario G) et le scénario où cette collecte est accompagnée de la possibilité d'utiliser une placette (scénario PG), avec respectivement 559 (±52) et 562 (±50) individus. Dans le scénario pour lequel seules les placettes sont utilisables (scénario P), l'effectif est moins important, avec 415 (±35) individus. Le même ordre de grandeur est conservé entre les scénarios où tous les systèmes sont mobilisables (scénario PGE) et celui où les deux options pour l'équarrissage sont les collectes (scénario GE), avec respectivement 372 (±33) et 386 (±35) individus. Enfin, dans le cas où la placette et la collecte de l'entreprise d'équarrissage sont les options (scénario PE), elle compte 240 (±21) individus.

En comparant avec la composition aléatoire de la population d'éleveurs, on remarque que la composition standard génère toujours un effectif de vautours en moyenne plus important, excepté dans le scénario où seule la collecte par une entreprise est possible (scénario E) (Fig. 6.1). Dans ce cas, l'effectif est inférieur de 57%. Dans les autres cas, l'écart varie entre +0,15% et +18,5%. L'écart minimal est obtenu pour la situation où les dispositifs d'équarrissage sont la placette et la collecte par l'entreprise d'équarrissage (scénario PE). On rencontre l'écart maximal dans le scénario où seule la placette est représentée (scénario E).

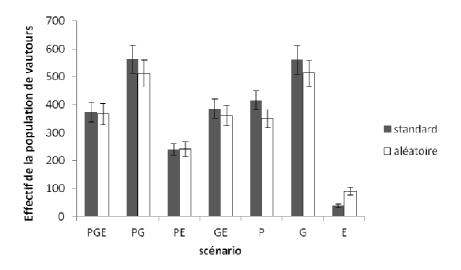


Fig. 6.1. Effectif de vautours en fonction des scénarios et des deux types de composition de population d'éleveurs.

#### 1.2.2. L'efficacité d'équarrissage.

L'efficacité de l'équarrissage peut être calculée à partir du nombre de carcasses éliminées par rapport au nombre de carcasses total. Sachant que la collecte et l'élimination des carcasses par l'entreprise sont supposées infaillibles dans le modèle, le taux efficacité dépend de l'équarrissage naturel. Ce taux informe sur l'adéquation entre la demande et l'offre d'équarrissage naturel, soit l'adéquation entre les carcasses mises à disposition des vautours et la « capacité » des vautours à les consommer.

Le nombre annuel moyen de carcasses restantes atteint des valeurs maximum avec les scénarios PG et G, soit respectivement de 704 (±104) et 679 (±92) (Fig. 6.2) : l'efficacité d'équarrissage est alors la plus basse avec 86,82% et 87,29% de carcasses éliminées.

Pour les scénarios P, GE et PGE, le nombre annuel moyen de carcasses restantes prend des valeurs intermédiaires, de respectivement 524 (±86), 446 (±72) et 445 (±68). Vient ensuite le scénario PE, avec lequel il y a 256 (±43) carcasses non éliminées. En termes d'efficacité, les valeurs sont donc du même ordre de grandeur pour les scénarios P, GE et PGE (entre 90,19 % et 91,67%) et légèrement supérieure pour le scénario PE (95,21%).

Enfin, avec le scénario E, il y a en moyenne 92 (±23) carcasses restantes par an. L'efficacité d'équarrissage est maximale pour le scénario E avec 98,27% des carcasses éliminées.

Avec la composition standard d'éleveurs, le nombre moyen de carcasses restantes est pour la plupart des scénarios soit équivalent, soit plus élevé par rapport à la composition aléatoire (Fig. 6.2). Il y a entre +0,72% (scénario PGE) et +16% (scénario P) de carcasses non éliminées. Cependant, avec la composition standard, pour les scénarios PE (-2%) et E (-8,9%), le nombre de carcasses non éliminées est plus faible.

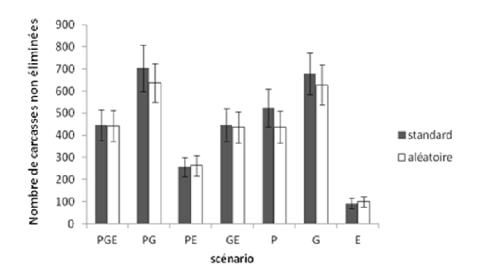


Fig. 6.2. Nombre annuel de carcasses non éliminées, en fonction des scénarios et des deux types de composition de population d'éleveurs.

#### 1.2.3. L'insatisfaction ou les carcasses « détruites » par les éleveurs.

Selon les scénarios de contexte, des dispositifs d'équarrissage sont mobilisables par les éleveurs. Les éleveurs refusant les moyens d'équarrissage existant éliminent les carcasses par leurs propres moyens, en les abandonnant, en les incinérant ou en les enterrant (cf point 1.1.3). L'indicateur regroupant ces possibilités est le nombre de carcasses dites « détruites ». Le nombre le plus important est obtenu avec le scénario P, soit 1369 (±121) carcasses détruites, ce qui correspond à 25,6% des carcasses à éliminer (Fig. 6.3). Avec le scénario E, ce chiffre est encore de 15,1% avec 811 (±72) carcasses détruites en moyenne par an. Il est de 3,93% et 3,87% pour les scénarios G et PG, avec 210 (±23) et 207 (±23) carcasses

concernées. Vient enfin le scénario PE avec 1,98% de carcasses détruites soit 106 (±14). Avec les scénarios PGE et GE, aucune destruction de carcasses n'a lieu.

En tenant compte de cet indicateur, on peut calculer un deuxième taux d'efficacité d'équarrissage : il indique la défaillance de la gestion de l'équarrissage par les systèmes proposés selon le contexte. C'est un autre indicateur d'efficacité d'équarrissage dans la mesure où les méthodes d'élimination des carcasses par les éleveurs augmentent le risque sanitaire. Les résultats diffèrent de l'efficacité calculée précédemment. Dans le scénario E, la proportion de carcasses éliminée via les dispositifs légaux est de 83,1%. Elle n'est plus la plus importante, mais est équivalente aux scénarios G et PG (83,37% et 82,95%). L'efficacité la plus élevée est alors obtenue avec le scénario PE, dans lequel 93,22% des carcasses sont éliminées via les systèmes d'équarrissage proposés. Les scénarios PGE et EG aboutissent à des résultats qui en sont proches, respectivement de 91,67% et 91,65%. Si les efficacités d'équarrissage les plus basses étaient trouvées avec les scénarios G et PG, c'est avec le scénario P que l'efficacité est la moins élevée, avec 64,58% via ce système d'équarrissage.

La composition standard de population d'éleveurs génère moins de carcasses détruites que la composition aléatoire (Fig. 6.3). Pour les scénarios PG, PE et G, il y a environ 70% de carcasses détruites en moins (-67,6%, -68,4% et -68,5%). Pour les scénarios P et E, l'écart est de -30,4% et de -19,5% de carcasses détruites par rapport aux résultats obtenus avec la composition aléatoire.

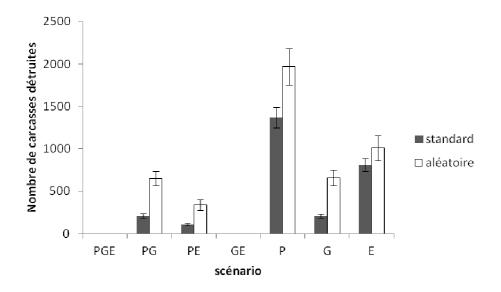


Fig. 6.3. Nombre annuel de carcasses éliminées par les éleveurs, en fonction des scénarios et des deux types de composition de population d'éleveurs.

#### 1.2.4. Les émissions de carbone dues aux collectes.

Puisque nous considérons que l'utilisation d'une placette occasionne une émission de carbone négligeable (cf chapite IV), aucune émission de carbone n'est générée dans le scénario P (Fig. 6.4). Les pratiques d'équarrissage au sein des scénarios PG et G génèrent des quantités de carbone émis par carcasse éliminée de même ordre de grandeur, soit 10,8 (±0,5) et 11,7 (±0,5) T/an. L'indicateur d'éco-efficience est respectivement de 2,50 et de 2,69 kg de carbone émis par carcasse. Enfin, dans les scénarios PGE, PE, EG et E, les quantités de carbone émises sont respectivement de 29,3 (±1,5) T/an, de 26 (±1) T/an, de 31,3 (±1,6) T/an et de 29,3 (±1,2) T/an. Les indicateurs d'éco-efficience correspondants sont de 6,10, de 5,32, de 6,51 et de 6,74 kg de carbone émis par carcasse.

Les émissions de carbone sont plus importantes avec la composition de population standard d'éleveurs qu'avec la composition aléatoire (Fig. 6.4). Les écarts entre les moyennes les plus extrêmes concernent les scénarios PG et G (+9,4% et +9,9%). Pour les scénarios PE et GE, l'écart est de +2,8% et +3,3% tandis qu'il est de +5,6% pour le scénario E. Il est le plus faible pour le scénario PGE (+0,3%). L'utilisation de la collecte par les gestionnaires est plus répandue parmi les éleveurs de la population standard, la quantité de carbone émise par cette collecte est plus importante (environ 10%) pour tous les scénarios qui prévoit cette collecte.

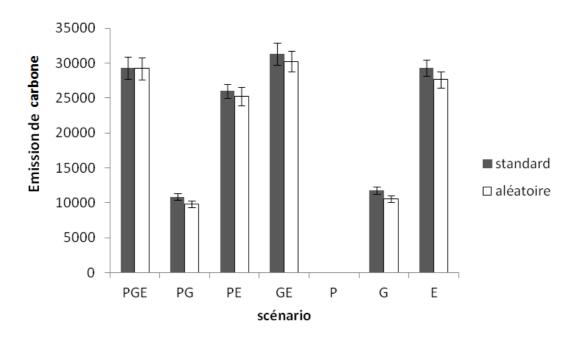


Fig. 6.4. Emissions annuelles de carbone dues aux collectes, en fonction des scénarios et des deux types de composition de population d'éleveurs.

#### 1.2.5. Les coûts des collectes.

Sachant qu'il n'y a pas de collectes dans le scénario P, cet indicateur est nul (Fig. 6.5). Les coûts des collectes sont les plus élevés pour le scénario GE avec un total de 117 085 (±10 885) € par an. Ils sont légèrement moindres pour les scénarios G, E et PGE, autour de 100 K€, et plus nettement inférieurs avec les scénarios PG et PE, soit 86 709 (±7 922) € et 74 609 (±6 592) €. Dans deux scénarios, des collectes sont réalisées à la fois par une entreprise et par les gestionnaires. Dans le scénario PGE, la répartition des coûts est telle que 47% concernent la collecte de l'entreprise d'équarrissage et 53% celle du gestionnaire. Dans le scénario GE, les coûts sont à hauteur de 41% du coût total pour l'entreprise, et à hauteur de 59% du coût total pour les gestionnaires).

Comme pour les indicateurs précédents, les coûts des collectes sont plus importants avec la composition standard, et ce pour tous les scénarios (sauf pour P où ils sont nuls) (Fig. 30). La différence minimale est obtenue pour le scénario PGE (+4%), et la différence maximale pour les scénarios PG et G (+22%). Elle est intermédiaire pour les autres (PE, GE, et E). Pour les scénarios où l'entreprise d'équarrissage et le gestionnaire sont présents, les coûts sont plus importants pour les seconds.

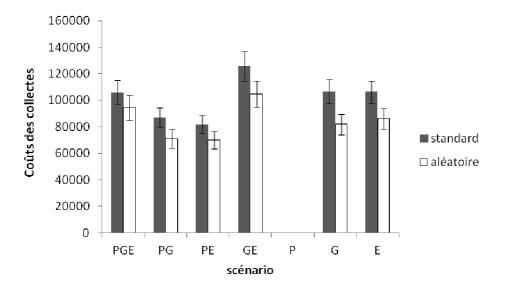


Fig. 6.5. Coûts annuels des collectes, en fonction des scénarios et des deux types de composition de population d'éleveurs.

#### 1.2.6. Récapitulatif des résultats.

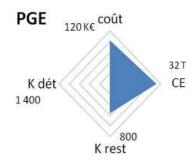
Dans ce récapitulatif, sous forme de Tableaux et de graphes, les résultats sont présentés en fonction des scénarios et des deux types de composition de population d'éleveurs.

<b>A</b> )	Eff 1	Eff. 2	Krest	Nv	CE	Ecoeff.	С	Kdet
scénario PGE	91,67	91,67	445 ±68	372 ±33	29,3 ±1,5	6,10	98 834 ±8 622	0
scénario PE	95,21	93,22	256 ±43	240 ±21	26 ±1	5,32	74 609 ±6 592	106 ±14
scénario PG	86,82	82,95	704 ±104	562 ±50	$10,8 \pm 0,5$	2,50	86 709 ±7 922	207 ±23
scénario EG	91,65	91,65	446 ±72	386 ±35	31,3 ±1,6	6,51	117 085 ±10 885	0
scénario G	87,29	83,37	679 ±92	559 ±52	11,7 ±0,5	2,69	100 589 ±9158	210 ±23
scénario P	90,19	64,58	524 ±86	415 ±35	0		0	1 369 ±121
scénario E	98,27	83,1	92 ±23	38 ±7	29,3 ±1,2	6,74	100 138 ±8811	811 ±72

<b>B</b> )	Eff. 1	Eff. 2	Krest	Nv	CE	Ecoeff.	С	Kdet
scénario PGE	91,67	91,67	445 ±68	367 ±36	29,2 ±1,6	6,10	94 379 ±9 658	0
scénario PE	95,21	93,22	256 ±43	240 ±21	26 ±1	5,32	74 609 ±6 592	106 ±14
scénario PG	86,82	82,95	704 ±104	562 ±50	10,8 ±0,5	2,50	86 709 ±7 922	207 ±23
scénario EG	91,65	91,65	446 ±72	386 ±35	31,3 ±1,6	6,51	117 085 ±10 885	0
scénario G	87,29	83,37	679 ±92	559 ±52	11,7 ±0,5	2,69	100 589 ±9158	210 ±23
scénario P	90,19	64,58	524 ±86	415 ±35	0		0	1369 ±121
scénario E	98,27	83,1	92 ±23	38 ±7	29,3 ±1,2	6,74	100 138 ±8811	811 ±72

### Tableau 6.3. Bilan synthétique des valeurs prises par les indicateurs en fonction des scénarios et des compositions de la population d'éleveurs.

A) composition standard. B) composition aléatoire. Eff 1 : Efficacité d'équarrissage (% de carcasses éliminées par an). Eff. 2 : Efficacité d'équarrissage (% de carcasses éliminées via le(s) dispositif(s) disponible(s) selon le contexte par an). Krest : Nombre de carcasses restantes sur les placettes et le charnier, dites non éliminées par an. Nv : Effectif de la population de vautours. CE : émission de carbone (T/an). Ecoeff.: Eco-efficience des systèmes proposés en termes de quantité de carbone émis par carcasse éliminée (Kg/carcasse). C : Coûts générés par les collectes (€/an). Kdet : Nombre de carcasses « détruites », éliminées par les éleveurs.



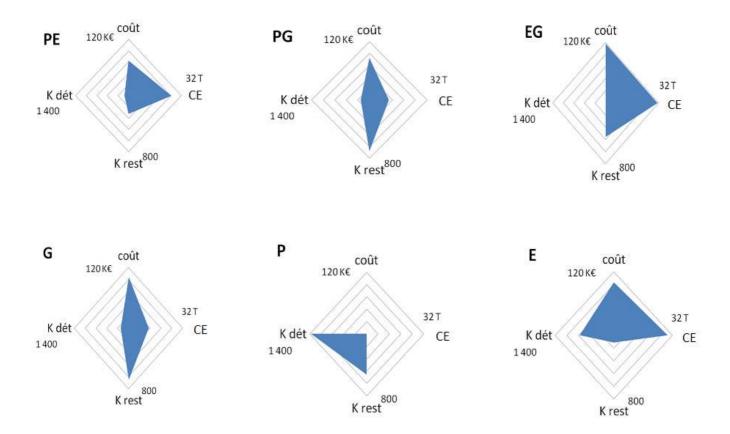


Fig. 6.6. Conséquences environnementales et économiques selon les contextes pour la population « standard ».

**CE** : émission de carbone (T/an). **Coût** : Coûts générés par les collectes (€/an). **K rest** : Nombre de carcasses non éliminées par an. **K det** : Nombre de carcasses « détruites », éliminées directement par les éleveurs.

## 1.2.7. Les conséquences de l'arrêt de l'utilisation des placettes officieuses.

Un cadre réglementaire coercitif peut théoriquement mener à l'arrêt d'utilisation de placettes officieuses. Nous considérons dans cette partie les résultats obtenus par les scénarios de contexte sans la possibilité d'utiliser la placette officieuse. Ces scénarios ont été réalisés avec la composition de population d'éleveurs dite standard. Les résultats obtenus par scénario sont récapitulés dans le Tableau 6.4. Les conséquences de la prescription de l'utilisation de la placette officieuse sont considérées au regard de chacun des sept scénarios de contexte : par exemple, les résultats du scénario PGE sans la possibilité d'utiliser de placette officieuse sont comparés avec les résultats du scénario PGE avec la possibilité d'utiliser une placette officieuse.

	Eff. 1	Eff. 2	Krest	Nv	CE	Ecoeff.	С	Kdet
scénario PGE	92,29	90,32	412 ±58	338 ±31	30,7 ±1,4	6,48	106 206 ±8 891	105 ±13
scénario PE	96,07	92,02	210 ±35	$204 \pm 18$	27 ±1,2	5,59	81 601 ±6 749	216 ±22
scénario PG	88	75,58	641 ±88	514 ±44	$10,9 \pm 0,4$	2,76	87 287 ±7 305	664 ±58
scénario EG	92,53	90,53	399 ±67	349 ±32	32,2 ±1,6	6,78	125 687 ±11 070	$107 \pm 13$
scénario G	88,40	74,54	620 ±80	531 ±46	12 ±0,5	3,09	106 686 ±8 886	741 ±59
scénario P	92,74	47,93	388 ±68	318 ±28	0		0	2395 ±227
scénario E	100	80,80	0	extinction	$30 \pm 12,3$	7,11	106 343 ±8 346	1026 ±86

Tableau 6.4. Bilan synthétique des valeurs prises par les indicateurs en fonction des scénarios et lorsque la placette officieuse n'est plus utilisée. Eff 1 : Efficacité en termes de pourcentage de carcasses éliminées par an. Eff. 2 : Efficacité en termes de pourcentage de carcasses éliminées avec le(s) dispositif(s) proposé(s) par an. Krest : Nombre de carcasses restantes sur les placettes et le charnier, dites non éliminées par an. Nv : Effectif de la population de vautours. CE : émission de carbone émis (T/an). Ecoeff.: Eco-efficience des systèmes proposés en termes de quantité de carbone émis par carcasse éliminée (Kg/carcasse). C : Coûts générés par les collectes (€/an). Kdet : Nombre de carcasses « détruites », éliminées par les éleveurs.

Dans certains contextes, cette interdiction a des effets qualitatifs: dans les scénarios PGE et EG, une insatisfaction apparaît. Des éleveurs détruisent les carcasses par leurs propres moyens. Cependant, quantitativement, il s'agit de 1,9% et 2% de la totalité des carcasses à éliminer, soit  $105 \ (\pm 13)$  et  $107 \ (\pm 13)$  carcasses par an.

En revanche, dans un contexte où l'équarrissage n'est réalisé que par l'entreprise (scénario E), l'arrêt d'utilisation de placette officieuse entraîne l'extinction locale de la population de vautours. Aussi, il n'y a plus de carcasses restantes.

Afin de caractériser les effets quantitatifs d'interdiction d'utilisation de placettes officieuses, les résultats sont comme précédemment considéré pour un même scénario de contexte. Les différences entre les moyennes obtenues avec et sans la possibilité d'utiliser une placette officieuse ont été calculées pour chaque indicateur. Les différences maximales et minimales sont décrites ci-dessous par indicateur. Pour des questions de lisibilité, les principales informations seront synthétisées dans le paragraphe suivant.

Pour tous les scénarios, hormis le scénario E pour lequel il est nul, **l'effectif de vautours** (nV) est inférieur à celui trouvé lorsqu'il est possible d'utiliser une placette de manière officieuse, avec entre 5,08% (scénario G) et 23,45% (scénario P) en moyenne d'individus en moins. Ces diminutions relatives de l'effectif correspondent en moyenne à 28 individus dans le premier cas, et 97 individus dans le second cas.

Le nombre de carcasses non éliminées (Krest) est également inférieur lorsque la pression de contrôle est plus forte. La différence est comprise entre -7,34% (scénario PGE) et -26% (scénario P). Dans le scénario PGE, cela représente 32 carcasses par an en moyenne, 46 et 47 pour les scénarios PE et GE, 59 et 62 pour les scénarios G et PG. Dans le scénario E, il s'agit plutôt de 92 carcasses en moyenne et de 136 pour le scénario P.

Pour tous les scénarios où il y avait des **carcasses détruites** (Kdet) directement par les éleveurs, ce nombre augmente également et fortement, de 26% (scénario E) à 257% (scénario G). L'augmentation correspond à une centaine de carcasses pour les scénarios (scénarios PGE, PE et GE), le double pour le scénario E, le quadruple pour le scénario PG, le quintuple pour le scénario G et enfin dix fois plus pour le scénario P.

Hormis le scénario P où il n'y a pas de collecte, les émissions de carbone et les coûts sont plus élevés lorsque les placettes officieuses ne sont plus utilisées. Pour **les émissions de carbone** (CE), l'ordre de grandeur est compris entre 0,3% (scénario PG) et 4,46% (PGE). Selon les scénarios, il s'agit de 0,039 T/an (scénario PG) et de 0,3 T/an (scénario G), moins d'1 T/an (scénarios PE, GE et E), ou encore au maximum de 1,4 T/an (scénario PGE). Concernant **les coûts de collecte** (C), l'augmentation est comprise entre 0,66% (scénario PG) et 9,4% (scénario PE). La somme correspondante est négligeable pour PG, elle est d'un peu

plus de 6 000 € (scénarios G et E), autour de 7 000€ (scénarios PE et PGE) ou encore 8 600 € (scénario GE).

En comparant les scénarios avec et sans utilisation de placettes officieuses, tous contextes confondus, les indicateurs qui montrent les sensibilités les plus importantes sont l'effectif de vautours, le nombre de carcasses non éliminées, et le nombre de carcasses détruites. Lorsque seul le gestionnaire assure une activité de collecte (scénario G), la population de vautours est moins sensible à un cadre réglementaire plus coercitif. Dans le cas où la placette officielle est le seul moyen d'équarrissage, cette réglementation peut avoir un impact important sur la population de vautours et sur le nombre de carcasses détruites.

Lorsque les placettes et la collecte par l'entreprise sont les deux dispositifs disponibles (scénario PE), les émissions de carbone et les coûts sont les plus élevés en cas d'arrêt d'utilisation des placettes officieuses. En revanche, lorsqu'il est possible d'utiliser la placette et la collecte par des gestionnaires (scénario PG), l'interdiction d'utilisation des placettes officieuses a peu d'effets sur les émissions de carbone et les coûts des collectes.

Cependant, ces différences, positives ou négatives, sont calculées par contexte respectif, c'est-à-dire à partir du même contexte mais avec et sans possibilité d'utiliser la placette officieuse. Si importantes soient-elles, les valeurs des indicateurs restent de manière générale assez proches de ce qu'elles étaient avec la possibilité d'utiliser une placette de manière officieuse (Fig. 6.7). L'effectif de la population de vautours reste compris entre 204 (± 18) individus (scénario PE) et 531 (±46) individus (scénario G) pour tous les scénarios hormis le E. L'efficacité d'équarrissage reste comprise entre 88% (scénario PG) et 96,07% (scénario PE) et elle est de 100% pour le scénario E.

Le nombre de carcasses détruites directement par les éleveurs est compris entre 105 (±13) carcasses (scénario PGE) et plus de 2 395 (±227) carcasses (scénario P). Si l'on considère l'efficacité des dispositifs d'équarrissage en intégrant ce paramètre, elle est alors comprise entre 47,93 % (scénario P) et 92,02% (scénarios PE). Les émissions de carbone sont comprises entre 10,9 (± 0,4) T/an (scénario PG) et 32,2 (±1,6) T/an (scénario EG) et l'écoefficience située entre 2,76 (scénario PG) et 7,11 Kg de carbone émis par carcasse (scénario E). Les valeurs trouvées pour les coûts de collecte sont comprises entre un peu plus de 81 601 (±6 749) € (scénario PE) et plus de 125 687 (±11 070) € (scénario EG).

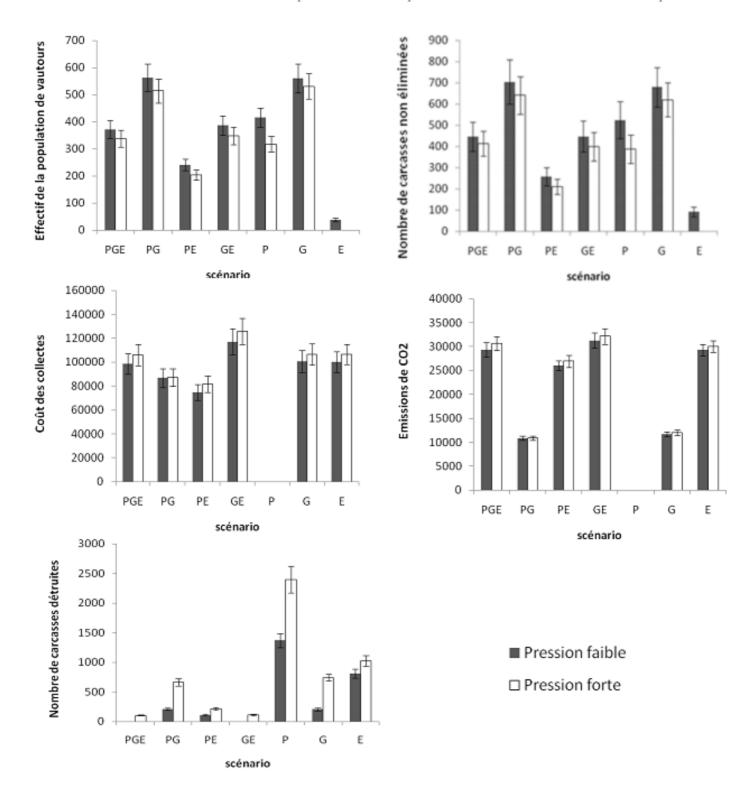


Fig. 6.7. Indicateurs écologiques, sociologiques et économiques caractérisant l'équarrisage, en fonction des différents scénarios et selon la pression de contrôle exercé sur les placettes officieuses. Pression faible : utilisation de « placette officieuse ». Pression forte : interdiction d'utilisation de « placette officieuse ».

## 2. Les conséquences de stratégies d'équarrissage basées sur des critères de préférence.

La collecte par les gestionnaires est un système nécessaire à la réintroduction des vautours mais moins adapté à long terme que le système de la placette (cf Chapitre V point 4.2.1). Dans les cas où il n'y a pas de collectes mises en place par des « gestionnaires » ou qu'ils arrêtent leur activité, l'alternative constituée de la collecte par une entreprise et de la placette mérite d'être plus amplement examinée.

Les scénarios de la partie précédente mettaient en scène des éleveurs avec un large éventail de pratiques et de représentations à l'égard des vautours, des gestionnaires, de l'administration, des systèmes d'équarrissage. Les logiques identifiées ont été utilisées pour prévoir les pratiques selon différents contextes. Dans cette partie, l'attention a été portée sur les critères de préférences les plus rencontrés sur le terrain (entretiens). Dans la mesure où le rapport aux vautours est prépondérant dans les choix des éleveurs, cet élément a été pris en compte (cf Chapitre III partie 3). Par ordre d'importance, les autres critères retenus sont l'efficacité, au sens de l'élimination effective des carcasses, et la rapidité d'élimination (cf Chapitre III partie 3). Des stratégies d'équarrissage visant à optimiser ces critères ont été établies afin évaluer leurs effets sur la pérennité de l'équarrissage naturel, les indicateurs environnementaux et sanitaires. Dans cette partie, les indicateurs examinés sont l'effectif de vautours lorsque la population a atteint la capacité de charge, l'efficacité d'équarrissage, le délai d'élimination des carcasses, les émissions de carbone et les coûts monétaires des collectes.

#### 2.1. Les scénarios de stratégie d'équarrissage.

Des stratégies théoriques ont été définies à partir des préférences des éleveurs pour les diverses caractéristiques des systèmes d'équarrissage disponibles (Tableau 6.5).

Selon des rapports différents aux vautours, quatre stratégies sont retenues.

La stratégie « placette » correspond à une utilisation de la placette pour nourrir les rapaces charognards et les observer.

La stratégie « compromis » reflète plutôt une sensibilité environnementale forte, et utilise la placette de manière préférentielle tout en étant attentif à l'efficacité de ce dispositif d'équarrissage.

La stratégie « pragmatique » est basée sur l'utilisation du service d'équarrissage naturel par opportunisme, lorsqu'un évènement de mortalité survient les jours de fermeture de l'entreprise.

La stratégie « entreprise » consiste en une utilisation systématique du service de l'entreprise, correspondant à un désintérêt, voir à une perception négative des vautours.

La stratégie dite « neutre », n'impliquant pas de préférence particulière pour un équarrisseur, a été ajoutée à titre de référence.

	Préférence	Modélisation de la stratégie
Placette	Préférence affirmée pour nourrir les vautours	Dépose systématiquement les carcasses sur une placette
Compromis	Préférence pour nourrir les vautours, tout en plaçant l'efficacité comme importante	Dépose en général les carcasses sur une placette. Si une carcasse n'est pas débarrassée, fait appel à la collecte de l'entreprise d'équarrissage la fois suivante exclusivement
Pragmatique	Pas de préférence pour nourrir ou non les vautours, utilise la placette de manière pragmatique, les jours où il n'y a pas de collecte	Fait appel à la collecte de l'entreprise d'équarrissage les jours ouvrables (semaine) et dépose les carcasses sur une placette les jours non ouvrables (week-end)
Entreprise	Préférence affirmée pour ne pas nourrir les vautours	Fait systématiquement appel à la collecte de l'entreprise d'équarrissage
Neutre	Hypothèse nulle pour évaluer l'effet des autres stratégies	Fait appel à la collecte de l'entreprise d'équarrissage ou dépose les carcasses sur une placette de manière aléatoire
Certain	Préférence pour l'efficacité de l'équarrissage, sans préférence affirmée pour nourrir les rapaces nécrophages	Dépose initialement les carcasses sur une placette. Si une carcasse n'est pas débarrassée, fait définitivement appel à la collecte de l'entreprise d'équarrissage.

Tableau 6.5. Stratégies d'équarrissage.

D'autres stratégies sont basées sur des critères qui ne sont pas directement liés à un équarrisseur particulier. La stratégie « certain » traduit la recherche d'une assurance d'élimination des carcasses.

Le critère de rapidité à été traité de manière un peu particulière. Deux profils dits « omniscients » ont été créés : à chaque évènement de mortalité ces profils savent quel équarrisseur (vautours ou entreprise) peut éliminer la carcasse le plus rapidement possible et le font intervenir. Etant donné que le pas du temps du modèle est journalier, si les vautours et l'entreprise peuvent intervenir le même jour, c'est la préférence sur le système qui détermine le choix. Ainsi les choix d'équarrissage de ces profils tendent vers l'optimisation du délai du service tandis qu'ils sont nuancés par une préférence sur les modalités de ramassage : le profil « V » utilise préférentiellement la placette tandis que le profil « E » utilise préférentiellement la collecte de l'entreprise d'équarrissage. Par leur caractéristique omnisciente, ces profils ne permettent pas d'évaluer les conséquences de la préférence pour la rapidité sur l'efficacité d'équarrissage puisque l'élimination de toutes les carcasses est attendue. Tout comme pour l'efficacité d'équarrissage, les résultats obtenus pour le délai d'élimination des carcasses ne peuvent donc être comparés avec les résultats obtenus pour les autres stratégies<sup>14</sup>. Néanmoins ils permettent de repérer le choix du critère de rapidité dans la sélection de l'un des deux systèmes d'équarrissage. Les résultats sont donc présentés à part et à la suite des stratégies décrites précédemment (Tableau 6.5), dites « types ».

Toutes les simulations présentées ont été réalisées en initialisant 500 agents éleveurs utilisant la même stratégie, afin d'obtenir des tendances claires des conséquences des différentes stratégies sur les indicateurs. Le nom d'un scénario correspond à la stratégie employée. Les valeurs des paramètres et un récapitulatif des scénarios sont présentés dans le *livret des simulations* (Tableaux 7 et 9). Examinons à présent les résultats des simulations de scénarios.

<sup>&</sup>lt;sup>14</sup> Afin de les rendre comparables (sans utiliser le caractère omniscient) il aurait fallut introduire un mécanisme de décision plus complexe basé sur l'expérience et l'apprentissage des agents. Les résultats auraient alors été susceptibles d'être plus affectés par le type de mécanisme d'apprentissage que le critère intrinsèque de rapidité.

#### 2.2. Les résultats.

Les résultats sont présentés d'abord pour les stratégies « types » puis pour les profils omniscients. Les indicateurs regardés sont dans l'ordre : la capacité de charge de la population de vautours (effectif de la population de vautours), l'efficacité de l'équarrissage et le temps moyen d'attente avant l'élimination des carcasses (indicateurs sanitaires), les émissions de carbone et les coûts des collectes.

# 2.2.1. Les conséquences des stratégies « types ».

### 2.2.1.1. L'effectif de la population de vautours.

L'effectif de la population est de 286 (±24) individus dans le scénario « Neutre » (Fig. 6.8). Les effectifs les plus élevés sont respectivement de 562 (±56) et de 561 (±51) individus dans les scénarios « Placette » et « Compromis », soit deux fois plus que pour le scénario « Neutre ». Dans le cas du scénario « Pragmatique », la population compte 156 (±18) individus, elle est presque réduite de moitié par rapport au scénario « Neutre ». Elle ne se maintient pas avec le scénario « Certain » et, comme attendu, avec le scénario « Entreprise ».

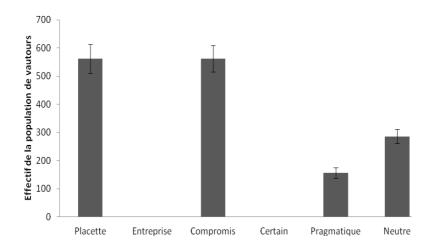


Fig. 6.8. Effectif de la population de vautours selon les scénarios basés sur les stratégies d'équarrissage (définies au point 2.1.1).

#### 2.2.1.2. Les indicateurs sanitaires.

Pour le scénario « Neutre », 94,16% des carcasses sont éliminées, les carcasses non éliminées étant au nombre de 312 (±52) (Fig. 6.9). L'efficacité la plus basse de 86,15% est obtenue avec le scénario « Placette », et le nombre de carcasses non éliminées par an est plus que double par rapport au scénario « Neutre », soit 740 (±99). L'efficacité est de 91,19% pour le scénario « Compromis » avec un nombre de carcasses restantes augmenté de moitié par rapport au scénario « Neutre » (470 ±52). Elle équivaut à celle obtenue par le scénario « Pragmatique » (92,64%), et pour laquelle le nombre de carcasses non éliminées par an est cette fois seulement augmenté d'un quart en comparaison avec le scénario « Neutre » (393 ±45). Enfin, l'efficacité est de 100 % pour les scénarios « Entreprise » et «Certain».

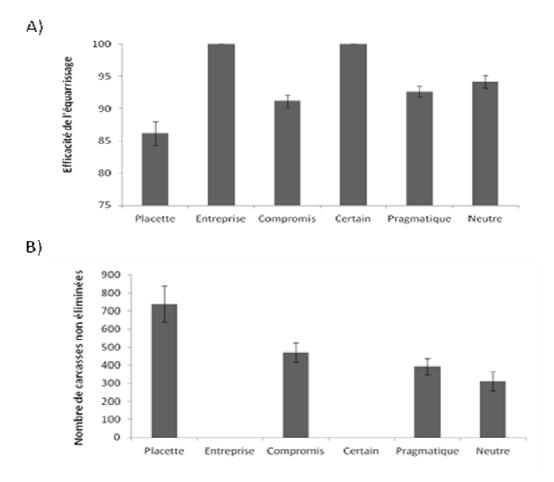


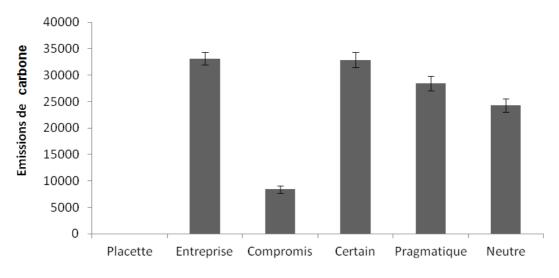
Fig. 6.9. Efficacité de l'équarrissage selon les scénarios basés sur les stratégies d'équarrissage (définies au point 2.1.1). A) Proportion de carcasses éliminées par rapport au nombre de carcasses à éliminer par an. B) Nombre de carcasses non éliminées par an.

Le nombre moyen de jours d'attente est équivalent pour les différents scénarios, les carcasses étant enlevées ou consommées le deuxième jour consécutif à l'évènement de mortalité. La valeur minimale est de 1,6 ( $\pm$ 0,7) jours pour le scénario « Compromis » et la valeur maximale est de 1,9 ( $\pm$ 0,8) pour le scénario « Certain ».

#### 2.2.1.3. Les émissions de carbone dues aux collectes.

Dans le scénario « Neutre » les émissions de carbone sont équivalentes à 24,303 (±1,2) tonnes par an (Fig. 6.10). Mis à part le scénario « Placette » dans lequel il n'y a pas de carbone émis, la plus petite quantité émise par an est obtenue avec le scénario « Compromis », soit 8,427 (±0,665) tonnes par an, environ un tiers de la quantité émise avec la stratégie « Neutre ». Dans le cas du scénario « Pragmatique », les émissions atteignent 28,451 (±1,366) tonnes par an, tandis qu'avec les scénarios « Certain » et « Entreprise », ces valeurs sont respectivement de 32,891 (±1,436) tonnes par an et 33,118 (±1,185) tonnes par an, soit 1,36 fois la quantité émise dans le scénario « Neutre » et presque 4 fois la quantité obtenue pour le scénario « Compromis ».

Si l'on considère les émissions de carbone par carcasse éliminée (que ce soit par un équarrisseur « naturel » ou une entreprise), les valeurs sont comprises entre 0,46 (scénario Neutre) et 0,63 kg de carbone émis par carcasse (scénario « Entreprise ») pour la majorité des scénarios, mis à part dans le scénario « Compromis » : cet indicateur prend la valeur de 0,16 kg de carbone émis par carcasse, correspondant au meilleur rapport énergétique.



**6.10.** Emission annuelle de carbone des collectes selon les scénarios basés sur les stratégies d'équarrissage (définies au point 2.1.1).

Fig.

#### 2.2.1.4. Les coûts des collectes.

Les coûts de la collecte sont de 65 660 (±5 595) €par an avec le scénario « Neutre » (Fig. 6.11). Ils sont les plus faibles pour le scénario « Compromis », de 10 678 (±1 171) €, divisant d'un facteur 6 ce qui est obtenu avec le scénario « Neutre ». Comme avec le scénario « Neutre », ils sont intermédiaires pour le scénario « Pragmatique » mais néanmoins plus élevés avec une valeur de 94 296 (±8 589) €. Les coûts générés par ces deux scénarios représentent entre 6,14 et 8,8 fois la somme nécessaire au scénario « Compromis ». Enfin, ces coûts atteignent 127 587 (±10 940) € et 131 465 (±10 364) € avec les scénarios « Certain » et « Entreprise » – soit environ 2 fois la somme trouvée pour le scénario « Neutre » et pas moins de 12 fois celle du scénario « Compromis ».

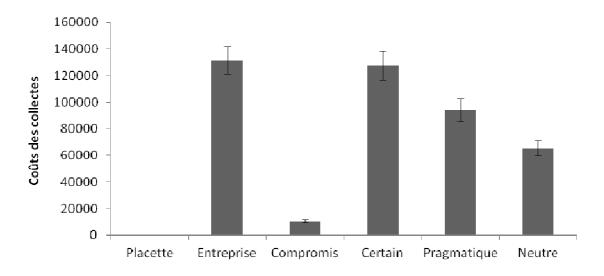
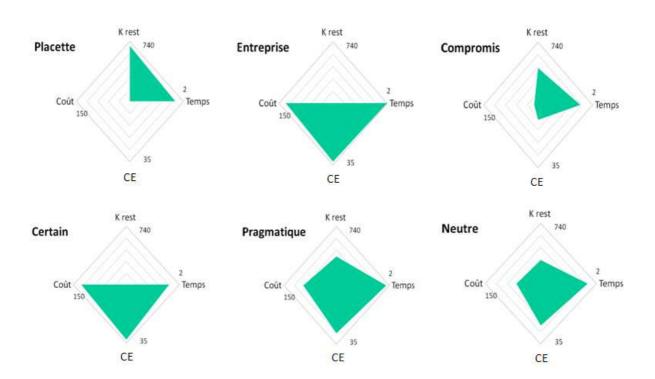


Fig. 6.11. Coûts annuel des collectes selon les scénarios basés sur les stratégies d'équarrissage (définies au point 2.1.1).



# 2.2.1.5. Récapitulatif des conséquences des stratégies d'équarrissage.

Fig. 6.12. Conséquences des stratégies d'équarrissage (définies au point 2.1.1) sur les indicateurs économiques et environnementaux.

**CE** : émission de carbone (T/an). **Coût** : Coûts générés par les collectes (€/an). **K rest** : Nombre de carcasses non éliminées par an. **Temps** : Nombre moyen de jours d'attente avant l'élimination des carcasses pour les éleveurs.

#### 2.2.2. Les conséquences selon les profils « omniscients ».

Dans le cas des profils dits « omniscients », comme attendu – les agents sont programmés à cet effet – le nombre de carcasses restantes est nul, l'efficacité étant totale (Fig. 6.13). Le nombre de jours d'attente est en moyenne de 1,3 ( $\pm$ 0,7) le profil faisant préférentiellement intervenir les vautours ( $\mathbf{V}$ ) et de 1,4 ( $\pm$ 0,4) pour le profil faisant préférentiellement intervenir l'entreprise ( $\mathbf{E}$ ), ce qui confirme que ces stratégies tendent bien vers la minimisation du délai d'attente par rapport aux stratégies « types » (Fig. 38). La population de vautours compte 435 ( $\pm$ 43) individus avec le scénario  $\mathbf{V}$  et 309 ( $\pm$ 25) avec le scénario  $\mathbf{E}$  (Fig. 6.14). Ainsi, lorsque la rapidité d'enlèvement est favorisée, elle se maintient,

même si la préférence porte sur la collecte par l'entreprise d'équarrissage. Dans ce cas, le nombre d'individus est diminué d'un quart. Les émissions de carbone sont de 19,854 (±1,042) T/an avec **V** alors qu'elles s'élèvent à 27,103 (±1 151) T/an avec **E**. Les coûts de la collecte sont en moyenne de 43 913 (± 4 445) € par an avec **V** tandis qu'ils sont de 81 508 (±6 564) € par an avec **E**.

Le système préféré est utilisé pour l'une comme pour l'autre stratégie dans un peu plus de 60% des évènements d'équarrissage, soit 63,52 ( $\pm 1,19$ ) pour  $\bf E$  et 64,88 ( $\pm 0,83$ ) pour  $\bf V$  (Fig. 6.15). Ainsi les vautours sont sollicités dans 65% des cas en moyenne avec le  $\bf V$ , et 37,5% des cas en moyenne avec le  $\bf E$ .

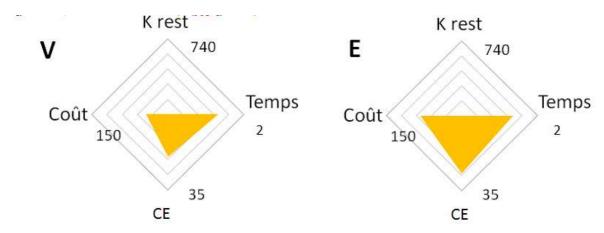


Fig. 6.13. Indicateurs sanitaires et économiques en fonction des scénarios correspondants aux profils omniscients faisant préférentiellement appel aux vautours (V) ou a l'entreprise (E).

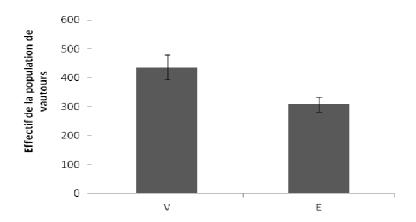


Fig. 6.14. Effectif de la population de vautours en fonction des scénarios correspondants aux profils omniscients faisant préférentiellement appel aux vautours (V) ou a l'entreprise (E).

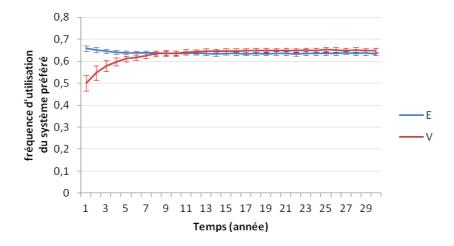


Fig. 6.15. Fréquence d'utilisation du système préféré au cours du temps en fonction des scénarios correspondants aux profils omniscients faisant préférentiellement appel aux vautours (V) ou a l'entreprise (E).

# 3. L'équarrissage naturel selon des stratégies basées sur la mobilisation d'informations.

L'information joue un rôle important dans l'organisation des systèmes, par exemple pour coordonner des actions ou aider à la décision. La diffusion et la prise en compte d'informations dans les processus de décision sont amplement étudiées pour améliorer la gestion et l'organisation des entreprises. Ils représentent également des thèmes de recherche pour la gestion de ressources naturelles telle que l'eau (Edwards et al., 2005) ou la gestion de crises environnementales (Zagorecki et al., 2009). Par rapport à la problématique de l'équarrissage naturel, les éleveurs ne disposent pas d'informations qui puissent leur permettre d'être assurés de la consommation des carcasses déposées sur leur placette. On peut se demander si la prise en compte d'informations peut permettre d'améliorer l'efficacité de l'équarrissage par les vautours. Les informations dont les éleveurs disposent peuvent provenir de l'utilisation répétée de la placette (à diverses périodes de l'année), mais aussi de leur environnement, par l'observation régulière de vols de vautours à proximité de leur exploitation ou éventuellement par des échanges avec d'autres éleveurs. Dans les Grands Causses, les éleveurs situés à proximité des sites de nidification ont l'habitude de la venue régulière des vautours. La question se pose pour les éleveurs situés en périphérie de la zone de prospection des rapaces. Or, cette zone varie en fonction de leurs besoins alimentaires.

Des scénarios ont été établis pour évaluer si la mobilisation d'information dans le choix d'utilisation de la placette peut améliorer l'efficacité de l'équarrissage naturel. Les indicateurs observés sont l'effectif de vautours, le nombre de carcasses non éliminées et le ratio du nombre de carcasses restantes par vautour. Ce dernier indicateur étant basé sur le nombre de carcasses mises à leur intention et non consommées, il peut être considéré comme un indicateur d'exploitation des ressources par les vautours. Plus il est élevé, plus il y a de carcasses restantes par vautour, et moins l'exploitation des ressources par les vautours est efficace vis-à-vis de la demande pour le service.

#### 3.1. Les scénarios.

Parmi les stratégies définies dans la partie 2 et ayant une préférence pour le service d'équarrissage naturel, un éleveur adoptant la stratégie « Placette » utilise systématiquement la placette. Un éleveur adoptant la stratégie « Compromis », par souci d'efficacité, dépose une carcasse sur la placette à condition que les vautours aient consommés la ou (les) carcasse(s) lors de la dernière utilisation de la placette. Il choisit ce dispositif en fonction de sa dernière « expérience » d'où il tire ce que l'on peut appeler une information personnelle (succès ou échec de l'élimination des carcasses sur la placette). Sachant que la stratégie « Placette » n'implique pas la prise en compte d'une telle information, l'intérêt de la mobilisation de cette information personnelle a été évalué en comparant les résultats obtenus par ces deux stratégies, et ce pour différents effectifs d'éleveurs.

D'autres scénarios ont porté sur l'échange d'informations entre les éleveurs. Les conséquences de la transmission d'informations à propos de l'efficacité d'équarrissage par le dispositif de placette a été testé avec des variantes de la stratégie « Compromis ». Un éleveur utilise la placette lorsqu'elle fonctionne pour au moins un autre éleveur. Chacun se renseigne auprès d'éleveurs, qui sont ses « contacts », chaque fois qu'il a une ou plusieurs carcasses à éliminer. Les scénarios ont permis de tester les effets de différents paramètres caractérisant l'information et sa transmission:

Le premier paramètre est le nombre d'éleveurs auprès desquels chacun se renseigne, soit le nombre de contacts. Au cours d'une même simulation, chaque agent éleveur conserve les mêmes contacts.

Le deuxième paramètre concerne la spatialisation de l'information. Elle peut être locale : les informations sont alors données par les éleveurs voisins, ou autrement dit, les contacts sont les plus proches voisins. Elle peut être non locale : les informations sont issues d'un réseau de sociabilité non contraint par la proximité. Les contacts sont situés alors aléatoirement.

Le troisième paramètre concerne le type d'information transmise. L'information peut porter sur l'issue de la dernière utilisation de la placette (succès ou non). Nous la qualifierons d'information élémentaire. L'éleveur recevant une information positive parmi ses contacts utilise la placette. L'autre type d'information testé porte sur plusieurs utilisations consécutives de la placette, et nous parlerons d'information composée. Il s'agit d'un taux d'efficacité du

service d'équarrissage naturel, soit le nombre de carcasses consommées par les vautours sur le nombre de carcasses déposées à leur intention. Il est réinitialisé pour chaque éleveur au moment correspondant au début d'année, en décembre, et est incrémenté durant l'année. Plusieurs seuils représentant la perception d'un équarrissage suffisamment efficace ont été testés. Si le taux d'un des contacts est supérieur ou égal au seuil d'efficacité recherchée, l'éleveur utilise alors la placette.

Les valeurs des paramètres et un récapitulatif des scénarios sont présentés dans le *livret des simulations* (Tableaux 7 et 10).

# 3.2. Les conséquences selon le nombre d'éleveurs utilisant l'équarrissage naturel.

L'effectif de la population de vautours est proportionnel au nombre d'éleveurs déposant les carcasses sur une placette. Les effectifs obtenus avec le scénario basé sur la stratégie « Placette » correspondent à ceux décrits dans un chapitre précédent (cf Chapitre V point 3). Dans le scénario basé sur la stratégie « Compromis », l'effectif de la population de vautours équivaut à celui obtenu avec la stratégie « Placette » (Fig. 6.16A et Tableau 6.6).

En revanche, l'indicateur d'exploitation est différent selon les stratégies : pour 250 éleveurs utilisant la stratégie « Placette », le nombre moyen de carcasses restantes par vautours est de 1,2 tandis qu'il est de 0,79 pour la stratégie « Compromis » (Fig. 6.16B). Pour 1000 éleveurs, ce nombre est respectivement de 1,54 et 0,95 (Fig. 6.16B). De manière générale, il est un tiers supérieur avec la stratégie « Placette » qu'avec la stratégie « Compromis ». Pour cette dernière, il y a ainsi moins de carcasses restantes par vautour, autrement dit l'exploitation des ressources par les vautours est meilleure. Cet indicateur augmente lorsque le nombre d'éleveurs fournissant des ressources aux vautours augmente.

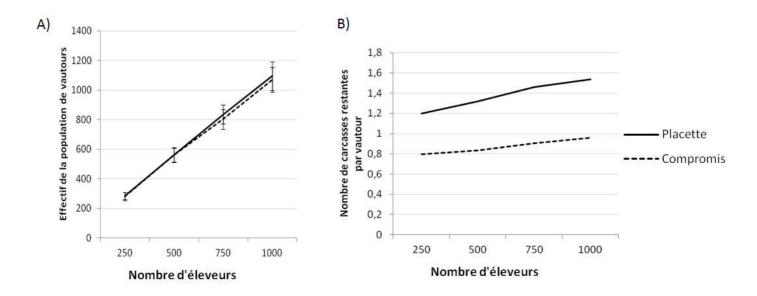


Fig. 6.16. A) Effectif de la population de vautours en fonction du nombre d'éleveurs et des stratégies d'utilisation de l'équarrissage naturel. B) Nombre de carcasses restantes par vautour en fonction du nombre d'éleveurs et des stratégies d'utilisation de l'équarrissage naturel.

### 3.3. Les conséquences de la transmission d'informations entre les éleveurs.

# 3.3.1. La transmission de l'information élémentaire.

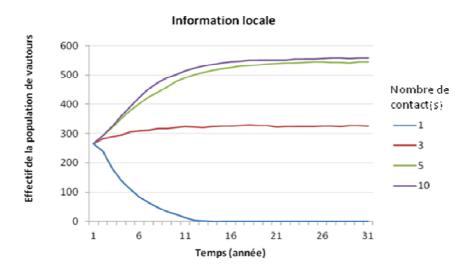
La population de vautours croît avant d'atteindre un équilibre quelque soit le nombre de contacts et le type d'information (locale ou non), sauf dans le cas où l'information est locale et où les éleveurs ont un unique contact (Fig. 6.17) : si l'information est locale et transmise par un unique contact, la population de vautours ne se maintient pas (Fig. 6.17). Lorsque l'information est locale, et que le nombre de contacts est de 3, la population de vautours atteint un équilibre avec 326 (±49) individus. Avec 5 et 10 contacts, elle compte respectivement 544 (±45) individus et 557 (±49) individus. Le nombre de carcasses restantes par vautour est équivalent, à 0,76, dans les cas où le nombre de contacts est 3 et 5. Il est de 0,81 avec 10 contacts (Fig. 6.18).

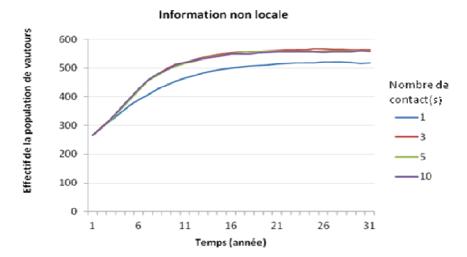
Dans le cas où l'information n'est pas locale, on peut observer un léger effet de seuil sur l'effectif de vautours lorsque le nombre de contacts fluctue entre 1 et 3 (Fig. 6.17). La population compte 517 ( $\pm$ 49) individus dans le premier cas et 562 ( $\pm$ 50) dans le second. Audelà de 3 contacts, la population de vautours n'est pas plus importante ( $560 \pm 39$  pour 5 contacts et  $558 \pm 49$  pour 10 contacts). L'indicateur d'exploitation indique que le service est

moins efficace à partir de 3 contacts. Il y a en moyenne 0,75 carcasses non consommées par vautour pour 1 contact, 0,84 pour 3 et 5 contacts, et 0,83 pour 10 contacts (Fig. 6.18).

Examinons le lien existant entre les deux indicateurs. Les situations testées pour lesquelles l'exploitation des carcasses est la meilleure (indicateur compris entre 0,75 et 0,76) sont celles pour lesquelles l'information passe par des informateurs voisins (3 ou 5). Ou même lorsqu'elle passe par 1 seul contact lorsque l'information n'est pas locale. Ainsi, un plus grand nombre de contacts défavorise l'efficacité du service. L'indicateur d'exploitation peut être différent pour un même effectif de vautours. C'est le cas lorsque l'information est de type local, transmise par 5 ou 10 voisins. Pour une même valeur de l'indicateur d'exploitation, l'effectif de vautours peut prendre des valeurs différentes. Par exemple, l'indicateur d'exploitation prend la même valeur lorsque les contacts sont au nombre de 3 et 5 voisins (Fig. 6.18) tandis que l'effectif de la population subit un écart important (Fig. 6.17).

En résumé, dans les cas de transmission non locale d'informations, l'effectif de la population de vautours comme l'indicateur d'exploitation sont peu affectés par le nombre de contacts. Ces deux indicateurs prennent une moindre valeur lorsque les éleveurs ont un unique contact. Dans le cas de la transmission locale d'information, l'effectif de la population de vautours comme l'indicateur d'exploitation sont affectés par le nombre de contacts. Il y a donc un effet de structuration spatiale de l'information; une structuration locale induit un effet du nombre de contact sur les indicateurs. En effet, moins ce nombre de contacts est élevé (de 10 à 5), moins il y a de carcasses restantes par vautours. Lorsque le nombre de contacts diminue (de 5 à 3), l'effectif de la population de vautours est affecté.





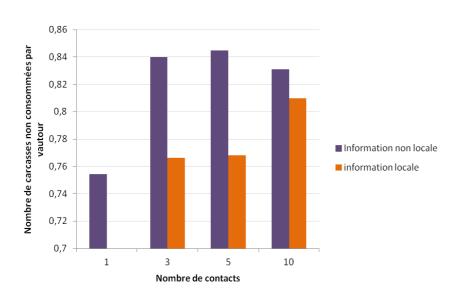


Fig. 6.17. Effectif de la population de vautours au cours du temps en fonction du type d'information et du nombre de contacts par éleveur.

#### **Information non locale:**

l'information est transmise par des contacts situés aléatoirement dans l'espace.

#### **Information locale**:

l'information est transmise par des contacts voisins de l'éleveur.

Fig. 6.18. Nombre de carcasses restantes par vautour en fonction du type d'information et du nombre de contacts par éleveur.

#### **Information non**

locale :l'information est transmise par des contacts situés aléatoirement dans l'espace.

# **Information locale:**

l'information est transmise par des contacts voisins de l'éleveur.

### 3.3.2. La transmission de l'information composée.

Avec une information locale transmise par un seul contact pour chaque éleveur, la population de vautours ne se maintient pas (Fig. 6.19A). Avec 3 contacts, elle ne se maintient pas (à t=30, l'effectif est de 8 ±8 individus) lorsque le taux d'efficacité recherchée est de 1, soit l'exigence d'un service optimal. Avec un seuil de 80% d'efficacité, la population ne compte que 75 (±33) individus (à t=30), l'effectif diminue et n'est pas encore à l'état d'équilibre. En revanche, elle atteint un équilibre à 249 (±43) individus avec le seuil de 60% d'efficacité. Dans les autres cas, l'effectif est le plus bas, de 155 (±51) individus, lorsque les éleveurs ont 5 contacts et recherchent un service optimal, et peut monter jusqu'à 549 (±42) individus lorsque les éleveurs ont 10 contacts et que le seuil d'efficacité exigé est de 60%. Pour les cas où la population se maintient, le nombre de carcasses non consommées par vautour varie entre 0,72 et plus de 1,1 (Fig. 6.20A). La plus petite valeur est obtenue pour le cas où le seuil d'efficacité est de 60%, un unique contact, tandis qu'elle est la plus grande dans le cas ou il y a 10 contacts et un seuil d'exigence systématique.

Avec la transmission non locale de l'information par un unique contact, l'effectif de la population de vautours est d'autant plus élevé que le seuil d'efficacité recherchée est bas (Fig. 6.19B). Elle compte 211 (±47) individus pour une exigence de service optimal, 321 (±49) lorsque le seuil est à 80% d'efficacité et 465 (±44) individus lorsqu'il est à 60% d'efficacité. Lorsque le nombre de contacts est supérieur à 1, l'effectif de la population de vautours est compris entre 535 (±44) (cas où le taux d'efficacité recherchée est de 1 et que chaque éleveur a 3 contacts) et 561 (±44) individus (cas où le taux d'efficacité recherchée est de 1 et que chaque éleveur a 5 contacts). L'indicateur d'exploitation varie peu et reste entre 0,74 et 0,86, avec la plus petite valeur dans le cas où il y a un contact et un seuil d'efficacité recherchée de 60% (Fig. 6.20B).

Afin d'évaluer l'effet du seuil d'efficacité recherchée, examinons les cas de transmission locale d'information, puisque c'est en particulier dans ces cas que cet effet est observé. Par rapport à l'information élémentaire, l'effet du nombre de contact est conservé, c'est-à-dire qu'avec un nombre de contacts plus élevé, l'effectif de vautours est aussi plus élevé. Cependant, la recherche d'efficacité, vient affecter l'effectif de vautours. Plus le seuil d'efficacité recherchée est élevé, moins l'effectif de vautours est élevé. Or, le nombre de carcasses non consommées par vautour indique que l'exploitation des ressources est plus efficace lorsque le seuil d'efficacité recherchée est le plus bas (Fig. 6.20A). Autrement dit,

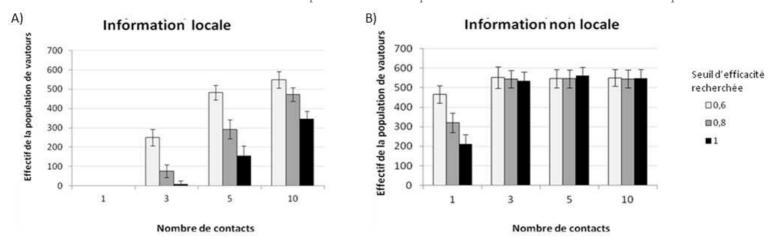


Fig. 6.19. Effectif de vautours en fonction du nombre de contacts par éleveur et du seuil d'efficacité recherchée.

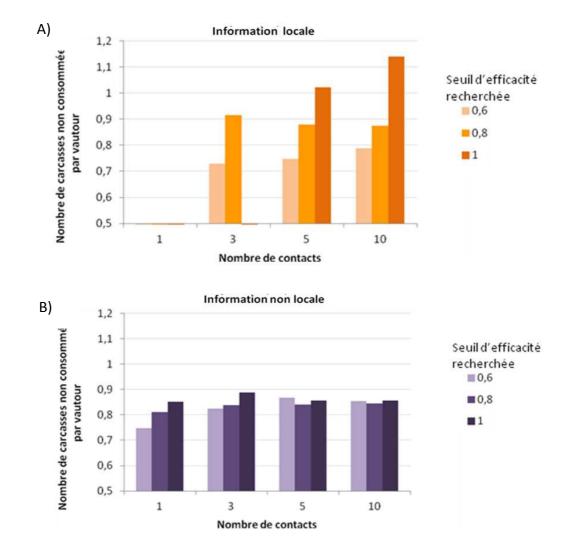
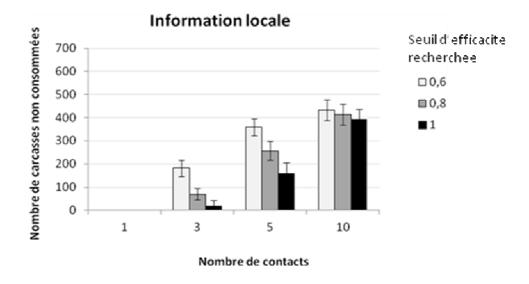


Fig. 6.20. Nombre de carcasses non consommées par vautour en fonction du nombre de contacts par éleveur et du seuil d'efficacité recherchée.

une recherche d'efficacité plus exigeante n'améliore pas forcément l'efficacité du service rendu par les vautours ; elle réduit la capacité de charge de la population de vautours.

Par ailleurs, notons que cet indicateur d'exploitation ne reflète pas le risque sanitaire potentiel. Dans les deux cas de transmission d'information (locale ou non), le nombre de carcasses non consommées par an suit la même tendance que l'effectif de la population de vautours (Fig. 6.21).

Pour résumer les résultats de tous les scénarios sur l'information, la prise en compte de celle-ci peut avoir des conséquences sur l'efficacité de l'équarrissage naturel, en affectant l'effectif de la population de vautours et/ou le nombre de carcasses non éliminées. Cela est attesté lorsque l'information est transmise localement. Dans ce cas, un petit nombre de contacts (5 et 3) aboutit à une efficacité d'équarrissage naturel plus importante qu'avec un grand nombre de contact (ici 10). Cependant, au dessous d'un seuil précis (ici, 5), un petit nombre de contact affecte négativement l'effectif de vautours. Que l'information porte sur la dernière expérience d'équarrissage (information élémentaire) ou sur un ensemble d'expériences d'équarrissage (l'information composée), les tendances sont similaires. Plus précisément, les valeurs obtenues avec l'information composée tendent vers celles obtenues avec l'information élémentaire lorsque le seuil d'efficacité recherchée est le plus bas (de 60%). La recherche d'efficacité peut avoir un impact négatif sur la population de vautours sans nécessairement améliorer l'efficacité d'équarrissage. Dans le cas de l'information non locale, c'est lorsque l'information est transmise par un unique contact que l'on observe des effets similaires à ceux décrits pour l'information locale. Enfin, pour conclure, si l'effet de la prise en compte d'informations, selon les cas testés, est relatif sur l'efficacité du service (l'indicateur d'exploitation montre peu de variation), il peut en revanche être important sur l'effectif de vautours et accroître le risque sanitaire potentiel.



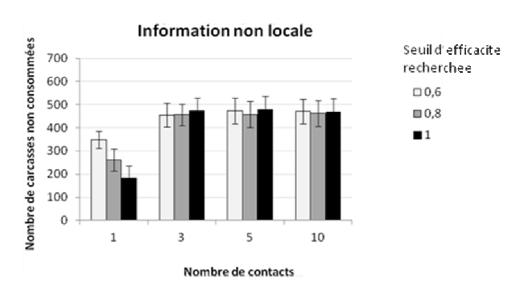


Fig. 6.21. Nombre de carcasses non consommées par an selon le type d'information et le nombre de contacts par éleveur. Information non locale : l'information est transmise par des contacts situés aléatoirement dans l'espace. Information locale : l'information est transmise par des contacts voisins de l'éleveur.

# 4. Discussion.

Dans ce chapitre, nous avons cherché à évaluer les incidences des pratiques d'équarrissage sur des indicateurs environnementaux et économiques. Dans une première série de scénarios (partie 1), les pratiques pastorales ont été soumises à divers contextes déterminant les options possibles en matière d'équarrissage. Les choix des éleveurs émanaient de leurs représentations des divers dispositifs d'équarrissage, de leurs perceptions des vautours, de leur rapport avec les gestionnaires et les autorités sanitaires. Les logiques d'action établies ont permis d'inférer des réponses des pratiques d'équarrissage selon différents contextes.

Dans une seconde série de simulation (partie 2), les scénarios ont permis d'évaluer les conséquences sur les indicateurs de stratégies en intégrant des critères de préférences des éleveurs concernant l'équarrissage. La collecte par le gestionnaire ne faisait plus partie des options d'équarrissage, afin d'examiner l'alternative constituée des systèmes « placette » et « collecte par une entreprise d'équarrissage ». Au-delà de considérer les conséquences liées à l'équarrissage, ce contexte permettait d'évaluer la pérennité de l'équarrissage naturel par l'utilisation des placettes, selon les critères de préférences des éleveurs.

Dans une troisième série de scénarios (partie 3), nous avons cherché à évaluer les conséquences de la prise en compte d'information personnelle et d'échange d'informations entre les éleveurs sur l'efficacité du service d'équarrissage naturel.

Dépendant des hypothèses de modélisation, les résultats obtenus par les simulations doivent être nuancés. Nous rappellerons d'abord les biais possibles dus à ces hypothèses. Nous considérerons ensuite les résultats des différentes séries de simulation, et leur apport pour la gestion d'un équarrissage intégrant les vautours.

# 4.1. Les hypothèses de modélisation.

# 4.1.1. Les implications des hypothèses sur les résultats.

Bien que ce serait l'organisation de gestion la plus polluante, la plus coûteuse et celle qui mène à l'extinction de la population de vautours, les résultats montrent qu'une utilisation systématique du service proposé par les entreprises assure aux éleveurs un retrait effectif des carcasses. La gestion de l'équarrissage par une utilisation systématique de placette, dispositif gratuit et non polluant, permet le maintien de population de vautours à un effectif maximal. Cependant, toutes les carcasses ne sont pas éliminées par les vautours.

Considérer le service humain comme parfaitement efficace est une hypothèse contextuelle très forte. C'est le pouvoir central, par obligation et financement, qui est à l'origine de leur rigueur d'intervention dans le contexte actuel (cf chapitre II partie 2). Avant d'être un service public, en France, les entreprises n'avaient pas l'obligation d'intervenir. Elles ne se déplaçaient pas partout, des éleveurs en témoignent, et certains considèrent encore que « l'équarrisseur ne viendra pas ». Les revenus des entreprises privées proviennent en grande partie de marchés plus intéressants financièrement que « quelques carcasses d'ovins » (représentant de Ferso Bio, comm. pers.), en l'occurrence celles qu'il faut aller chercher dans des zones peu accessibles.

Lorsque les bêtes meurent sur les parcours ou dans des zones inaccessibles aux véhicules, elles ne sont pas toujours retrouvées et ramenées sur l'exploitation, soit le lieu d'intervention de l'entreprise d'équarrissage. Dans ce cas, les vautours sont assurément plus en mesure de détecter et éliminer les carcasses (cf discussion chapitre V). Aussi, la moindre efficacité de l'équarrissage par les vautours, mise en évidence par le modèle et plus précisément l'indicateur du nombre de carcasses non éliminées, est à nuancer. Enfin, ces carcasses non éliminées sont des carcasses non consommées par les vautours. Dans la réalité, d'autres charognards opportunistes peuvent en profiter, et il peut s'agir d'espèces considérées comme nuisibles, mais aussi d'espèces qui font l'objet de programmes de conservation (Selva and Donázar, 2009).

Enfin, considérer le service rendu par les nécrophages comme totalement gratuit et non polluant est relatif (cf chapitre IV). Si la placette est située dans un endroit éloigné de la bergerie, l'éleveur doit les déplacer avec un tracteur. Si les carcasses ne sont pas consommées,

il a l'obligation de les incinérer, ce qui représente un coût et engendre l'émission de carbone. Pour des simulations appliquées à des sites d'études particuliers, il serait instructif de pouvoir les chiffrer. Nous pouvons repréciser ici que les coûts et les émissions de carbone dus aux processus d'élimination des carcasses dans les centres de traitement des entreprises n'ont pas non plus été pris en compte, les carcasses collectées dans la zone d'étude ne représentant qu'une partie d'un ensemble plus important.

## 4.1.2. La modélisation des représentations.

Les représentations permettent de donner un sens aux conduites d'un individu (Abric, 1994). Afin d'envisager les réponses des éleveurs aux différents contextes, des profils ont étés construits en accordant une place importante aux représentations sociales pouvant expliciter leurs préférences pour tel ou tel dispositif d'équarrissage. Les profils ont été construits à partir de la propension des éleveurs à utiliser chacun des dispositifs d'équarrissage et de l'ordre de préférence. La cohérence de chaque logique, en termes de choix d'équarrissage au regard des différents contextes, a été examinée en mobilisant les discours récoltés sur le terrain.

Une dimension connue des représentations n'a cependant pas été prise en compte. Au niveau cognitif, selon la théorie du noyau (Abric, 1994), les représentations sont constituées d'éléments centraux et périphériques. Les premiers sont appelés également « noyau dur » (Mugny and Carugati, 1985) en ce qu'ils sont les éléments unificateurs et stabilisateurs de la représentation d'un objet, et par essence ancrés dans les processus de décision. Bien que les représentations soient caractérisées par une certaine inertie (Moliner, 2001), elles peuvent évoluer dans le temps, par des expériences de nouvelles pratiques (Flament, 1987; 2001) ou par la communication (Moscovici, 1961). Or, une des hypothèses de modélisation est que les représentations des éleveurs n'évoluent pas au cours du temps. Lorsque l'on considère la pérennité de l'équarrissage naturel, l'évolution des représentations devraient pourtant jouer un rôle de tout premier ordre. Nous avons constaté en évoquant l'historique des populations de vautours en France (chapitre II partie 1), que les représentations associées aux vautours peuvent évoluer. D'ailleurs, les plaintes pour « attaque de vautours » sont en augmentation, elles sont relayées par les médias, et préoccupent les gestionnaires des différents sites qui craignent que le Vautour ne devienne un prédateur pour les locaux.

Dans les scénarios basés sur les contextes (partie 1), les logiques d'action ont été établies sans qu'il soit prévu qu'elles puissent évoluer par des changements de représentation au sein d'un même contexte. Il en est de même pour les stratégies qui ont fait l'objet de la deuxième série de scénarios testés (partie 2). Leur construction théorique n'inclut pas de changement de représentation, les critères de préférence ayant été considérés comme constants tout au long d'une simulation. Or, il n'est pas inconcevable que, pour un éleveur donné, la sensibilité environnementale devienne au cours des années un élément de décision plus important que la recherche de la sécurité d'une élimination toujours effective des carcasses. En effet, les propos recueillis lors des entretiens indiquent que des changements de représentations et de pratiques liés à des échanges avec d'autres acteurs (autre éleveur, LPO, PNC) ou la rencontre directe avec un vautour, ont une véritable incidence. Cependant, les entretiens ont été menés à une période au cours de laquelle les cas de changement de pratiques sont ponctuels. Autrement dit, nous n'avons pas recueilli d'informations qui puissent justifier et permettre un travail d'intégration du processus d'évolution des représentations. De plus, discerner les éléments constitutifs du noyau central des représentations et leur résistance aux expériences et aux interactions avec d'autres acteurs est une problématique à part entière. La multiplicité des expériences et interactions, leur effet sur les représentations (à priori différent selon l'histoire individuelle de l'éleveur), comme leur inscription dans le temps auraient nécessité de multiplier les hypothèses.

Si l'évolution des représentations n'a pas été intégrée au modèle, leur construction selon l'histoire l'a forcément été. En tant que fruit d'histoires personnelles et sociales, les représentations tirées des entretiens devraient comporter des particularités dont la généralisation est peu aisée. Il est probable que le rôle joué par la LPO dans la diffusion de l'utilisation de la collecte et de la placette (chapitre III) ait marqué ou modifié des pratiques d'éleveurs. Les logiques utilisées pour les scénarios de contexte intègrent possiblement des particularités historiques. Mais surtout, leur diversité peut-être héritée de l'histoire locale et particulière des Grands Causses. Par ailleurs, le fait que les représentations évoluent, et ce, à travers une histoire, implique que le passage d'un contexte particulier à un autre devrait avoir des effets spécifiques sur la nature et la résistance des représentations et des pratiques associées. Quant aux causes du changement de contexte, elles pourraient générer des réactions imprévisibles. Par conséquent, la comparaison des résultats d'un scénario de contexte à un autre ne peut être envisagée, sinon avec précaution, comme un changement de contexte au cours du temps.

### 4.2. Les implications des résultats pour la gestion de l'équarrissage.

Avant d'évoquer les conséquences des différents contextes, nous pouvons considérer les résultats selon les populations d'éleveurs testées, dont les compositions variaient en termes de représentativité -au sens quantitatif- des logiques représentées.

### 4.2.1. Les populations d'éleveurs.

Comme nous l'avons vu, les logiques d'action utilisées pour constituer la population d'éleveurs du modèle proviennent de la situation des Grands Causses, où les éleveurs peuvent actuellement utiliser les trois dispositifs, et où l'utilisation de placette non officielle est fréquente. Les préférences respectives des éleveurs pour certains dispositifs ont pu se diversifier et se renforcer par habitude et transparaître dans les données de terrain. Cet effet de spécialisation sur l'utilisation d'un dispositif, confronté à son « retrait » (les autres scénarios comportent toujours moins de dispositifs que le scénario PGE) engendre de l'insatisfaction dans les résultats du modèle. Le nombre de carcasses éliminées directement (carcasses détruites) par les éleveurs est nul dans le cas où les options d'équarrissage sont les plus variées (scénario PGE) et le nombre est plus important dans les cas où un seul service d'équarrissage est disponible. Il s'agit probablement d'une « empreinte » du matériel ethnologique dont nous disposions dans les résultats du modèle.

La population d'éleveurs a été construite de manière théorique et cette construction pourrait affecter les résultats. Dans la population « standard », la moitié des éleveurs envisage l'utilisation des trois systèmes d'équarrissage et 40% l'utilisation de deux systèmes. Seulement 10% des éleveurs, que l'on peut qualifier d'extrêmes, n'adaptent pas leurs pratiques en fonction des contextes. La composition « aléatoire » comporte un plus grand nombre de profils extrêmes que la composition « standard ». Ainsi, la population « standard » comporte plus de profils d'éleveurs qui adaptent leur(s) pratique(s) d'équarrissage selon le contexte. Autrement dit, ils utilisent plus souvent les services émanant du contexte, par un effet de principe de réalité. En effet, les indicateurs de coûts, d'émissions de carbone et d'effectif de vautours, sont en moyenne plus élevés dans le cas de la composition « standard » que dans celui de la composition « aléatoire ». Avec celle-ci, le nombre de carcasses détruites,

qui provient de l'insatisfaction d'éleveurs vis-à-vis des dispositifs d'équarrissage potentiellement utilisables, est plus élevé.

De manière générale, les indicateurs apparaissent néanmoins plus sensibles aux scénarios de contexte d'équarrissage qu'aux compositions des populations testées, dans la mesure où, selon les scénarios, les valeurs prises par les indicateurs sont du même ordre de grandeur. Ainsi, les différences de capacités d'adaptation des éleveurs des compositions testées aux contextes affectent peu les indicateurs et sont quantitativement négligeables par rapport aux effets de contexte. Par ailleurs, les compositions ont en commun le fait que les préférences représentées dans la population portent sur les différents systèmes d'équarrissage et ne tendent pas vers l'un d'entre eux en particulier. La diversité des représentations joue probablement un rôle dans la similarité des effets des contextes sur les indicateurs, observée entre les deux types de compositions.

#### 4.2.2. Les conséquences des contextes.

Au vu de la sensibilité des indicateurs aux scénarios de contextes d'équarrissage, les résultats soulignent l'importance de ces contextes sur les conséquences environnementales et économiques des pratiques d'équarrissage.

Les résultats suggèrent que l'activité de collecte du gestionnaire peut être déterminante pour rendre accessible les ressources aux vautours soit favoriser l'utilisation de l'équarrissage naturel. La population de vautours atteint la capacité de charge maximum avec les scénarios où seul le gestionnaire est présent et celui où la placette est une alternative à la collecte des gestionnaires. La population de vautours est moins importante dans les autres cas, dont celui où la placette est le seul dispositif, ou lorsque la placette et la collecte de l'entreprise sont l'alternative proposée. La collecte par les gestionnaires est un dispositif d'équarrissage conciliant plusieurs qualités recherchées par des éleveurs ayant des représentations et des critères de décision différents. Il peut être perçu comme plus rapide ou plus écologique que la collecte par une entreprise, ou encore considéré plus propre qu'une placette. La placette avait été identifiée comme un système plus avantageux, pour plusieurs raisons évoquées au chapitre V, et le demeure si l'on considère les indicateurs évalués dans ce chapitre. Lorsque les gestionnaires et l'entreprise d'équarrissage proposent tous les deux le service d'équarrissage, les coûts et les quantités de carbone émises sont plus importants que lorsqu'un type de

collecte est associé au système « placette ». Et, lorsque la placette compte parmi ces options (scénario PGE), la diminution des coûts et des quantités de carbone est faible : si la diversité des dispositifs répond bien à la diversité de préférences des éleveurs en matière d'équarrissage, du point de vue du développement durable, les indicateurs environnementaux et économiques ne sont pas les plus pertinents. Dans ce scénario PGE, le service d'équarrissage naturel étant finalement moins utilisé que dans d'autres contextes (scénario PG, PE, P et G). Dans ces derniers, les impacts environnementaux de l'équarrissage sont moindres et néanmoins divers en fonction du dispositif mis en place (placette ou collecte des gestionnaires) ou de l'association de ces dispositifs (contextes PGE, PG, GE, PE). Ainsi, les bénéfices de l'équarrissage naturel par l'utilisation de placette dépendent des autres dispositifs auxquelles cette option est associée.

L'arrêt d'utilisation de placettes officieuses réduit le nombre moyen de carcasses non éliminées par an, mais également la capacité de charge pour la population de vautours. Les coûts et émissions de carbone liés aux collectes sont supérieurs. Néanmoins, les valeurs obtenues dans les cas où les placettes officieuses sont tolérées sont globalement équivalentes à celles obtenues dans les cas où leur utilisation est impossible. Pourtant, des éléments non pris en compte dans le modèle doivent tout de même être mentionnés pour nuancer ce résultat. La réaction modélisée liée à l'insatisfaction a été envisagée comme l'élimination des carcasses par les éleveurs selon leurs propres moyens. Les solutions sont l'incinération ou l'enterrement des carcasses. Dans le premier cas, des émissions de carbone seraient générées. Dans le second cas, le risque de pollution des nappes phréatiques serait augmenté.

Enfin, en se permettant de considérer qu'il s'agit d'une contrainte s'imposant dans le même contexte (possibilité puis impossibilité), un cadre réglementaire plus coercitif serait susceptible d'induire des effets ou des réactions plus ou moins prévisibles. L'extinction de la population de vautours pourrait faire réagir les associations de protection de l'environnement ou les éleveurs qui utilisaient les placettes officieuses. Il se peut également que les agents collectant des carcasses pour les vautours ou les entreprises d'équarrissage puissent être affectés si l'augmentation des coûts de collectes implique de nouvelles organisations aux niveaux financier et logistique.

Après avoir discuté des conséquences des différents contextes d'équarrissage, nous allons nous intéresser au cas particulier où il n'y a pas de collecte par les gestionnaires, et les recours possibles sont la placette ou la collecte par une entreprise.

# 4.2.3. Les conséquences des critères de préférences et de la mobilisation de l'information.

Les conséquences de modes de gestion de la mort animale par les éleveurs ont été évaluées par des scénarios de stratégies d'équarrissage, basées sur des critères de préférence et/ou la mobilisation d'informations. Dans les simulations présentées, les populations d'éleveurs sont, cette fois, constituées de profils homogènes, tous les agents cherchant à satisfaire le même critère par exemple. Cette hypothèse représente l'uniformisation des représentations et des pratiques parmi les éleveurs. Ces simplifications, dont la validité peut être discutée selon les scénarios, ont néanmoins permis d'extraire des scénarios des conséquences claires des motivations des éleveurs sur les indicateurs.

D'abord, nous allons remettre en perspective les résultats des scénarios et les expliquer. Nous commencerons par examiner les critères de décision qui sélectionnent des systèmes d'équarrissage, puis discuterons des conséquences de la manière d'envisager les vautours sur les bénéfices de l'équarrissage naturel.

L'utilisation systématique de la collecte par l'entreprise peut être motivée par dégout, ou encore par indifférence pour les vautours. Comme attendu, adoptée par tous les éleveurs, cette stratégie aboutit à l'extinction de la population de vautours et aux coûts monétaires comme aux émissions de carbone les plus élevés. Les même résultats sont obtenus lorsque l'objectif de l'éleveur est de bénéficier d'un service optimal, avec pour critère de décision l'assurance de l'élimination des carcasses (stratégie « Certain ») : la collecte de l'entreprise est « sélectionnée », au détriment de l'équarrissage naturel. Bien que les vautours aient une bonne capacité de détection de carcasses, leur capacité d'équarrissage varie en fonction des saisons, selon la distribution temporelle des carcasses à éliminer et leurs besoins alimentaires. Le décalage temporel entre la mortalité des ovins et les besoins alimentaires des vautours réduit leur capacité à répondre à la demande tout au long de l'année (chapitre V, et Dupont et al. 2011). Ainsi, selon la stratégie « certain », lorsque la quantité de bêtes mortes est plus importante que les besoins alimentaire des vautours, les éleveurs dont les carcasses n'ont pas été éliminées par les vautours, optent définitivement pour la collecte de l'entreprise d'équarrissage. Ce faisant, les ressources mises à disposition des vautours diminuent, la capacité de charge du milieu pour les vautours diminue, et finalement les besoins alimentaires de la population et sa capacité à éliminer les carcasses se trouvent réduits. Ce cycle est répété chaque année et la dynamique du système tend finalement vers une extinction de la population de vautours, et vers une utilisation systématique du service de l'entreprise.

En revanche, si c'est la réduction du délai d'élimination des carcasses qui est recherché (profils « omniscients »), la population de vautours se maintient même si la préférence est tournée vers un ramassage par l'entreprise d'équarrissage (omniscient E). Bien que l'omniscience des agents modélisés ne soit pas réaliste, les éleveurs expérimentent et acquièrent des connaissances sur les capacités d'intervention des équarrisseurs. Ils observent le temps que mettent les vautours à éliminer les carcasses et les saisons auxquelles ils viennent (cf chapitre III).

Ainsi, selon ces résultats, l'utilisation du dispositif « placette » tient à la rapidité d'élimination des carcasses par les vautours tandis qu'il est clairement désavantagé par la régularité qu'on peut attendre d'un système d'équarrissage. Voyons maintenant comment les bénéfices de l'équarrissage naturel sont affectés par les manières d'envisager l'équarrissage naturel.

Le scénario correspondant à la stratégie « compromis » est le plus « payant » pour la conservation des vautours et pour l'optimisation des avantages du service écosystémique : par rapport à une utilisation systématique de collecte par l'entreprise d'équarrissage, les coûts de collecte et d'émission de carbone sont respectivement divisés d'un facteur 4 et 13. Dans ce cas, le choix de faire appel à l'entreprise ou de déposer sur une placette dépend de la dernière utilisation de la placette ; bien que préférant nourrir les vautours, l'éleveur est soucieux de l'efficacité de l'équarrissage. Avec la stratégie "pragmatique", plus opportuniste, le service d'équarrissage naturel est utilisé seulement lorsque la mort de la bête à lieu les jours de fermeture de l'entreprise. Dans le scénario correspondant, la capacité de charge de la population de vautours est la plus basse. En comparaison avec le scénario « compromis », l'efficacité totale d'élimination des carcasses est du même ordre de grandeur, tandis que les émissions de carbone et les coûts de collecte sont supérieurs. Cette comparaison illustre bien qu'au-delà d'un nombre défini de placettes (dans tous les scénarios, il y a le même nombre d'éleveurs), la manière d'envisager le rôle des vautours affecte les bénéfices du service écosystémique. Comme nous l'avons mentionné dans le précédent paragraphe, la capacité de l'équarrissage naturel à éliminer les carcasses dépend de l'effectif de vautours. En l'occurrence, la capacité de charge de la population de vautours, moins élevée dans le scénario « pragmatique » que dans le scénario « compromis », dépend de la manière d'utiliser l'équarrissage naturel. On peut considérer que le scénario « pragmatique » correspond à une

« sous-exploitation » du service écosystémique, qui ne conduit pas aux bénéfices les plus intéressants, ni à une réduction du potentiel risque sanitaire. Cette logique est incompatible avec la dynamique naturelle de l'offre de service d'équarrissage naturel.

Cependant, l'effet des pratiques d'équarrissage sur la capacité de charge de la population de vautours peut être limité. Bien que les scénarios « compromis » et « placette » soient basés sur différentes utilisations de la placette, la capacité de charge est similaire pour les deux scénarios. C'est la capacité de charge maximale des différents scénarios de stratégie. Pour la stratégie « placette », l'utilisation de placette peut reposer sur le plaisir de nourrir les vautours, ou encore la préférence pour un système d'équarrissage écologique. Cependant, lorsque tous les éleveurs utilisent systématiquement l'équarrissage naturel, le nombre de carcasses restantes est le plus important ; le risque sanitaire potentiel est le plus élevé.

Les résultats obtenus pour les différentes stratégies ont partie liée à la dynamique de mortalité dans les élevages. Les taux de mortalité des troupeaux utilisés proviennent de la région caussenarde et sont certes peu généralisables. On ne peut néanmoins exclure la possibilité que des décalages entre les besoins alimentaires des vautours et les quantités de carcasses à éliminer existent dans d'autres sites. On peut alors considérer qu'une bonne gestion de l'équarrissage en y impliquant les rapaces nécrophages nécessite de tenir compte de ces deux dynamiques (mortalité dans les élevages et besoins alimentaires des vautours). Or, les pratiques sont déterminées par des logiques d'action des éleveurs, ayant partie liée à leurs représentations et sous-tendues par des objectifs. Dans nos scénarios, où les pratiques des éleveurs sont homogènes, ces logiques ne mènent pas toujours à la pérennité de la population de vautours, ni à l'optimisation des bénéfices de l'équarrissage naturel.

Parmi ces stratégies, celle qui mobilise une information personnelle (partie 3) afin de choisir entre l'utilisation de la placette ou l'intervention de l'entreprise (« compromis »), est la plus efficace sur les plans environnemental et économique. Quant au risque sanitaire potentiel, il n'est pas moins neutralisé que dans le scénario « pragmatique » et y est moins élevé que dans le scénario « placette ». La stratégie « compromis » mène à une bonne exploitation des carcasses déposées sur les placettes par les vautours (traduite par un moindre nombre de carcasses restantes par vautour, de 0,8, contre 1,2 avec le scénario « placette »), soit une bonne utilisation de l'équarrissage naturel. Lorsqu'une mortalité d'ovin(s) survient, un éleveur ignore l'état des besoins alimentaires des vautours, et le nombre de carcasses

déposées le même jour par les autres éleveurs. L'exploitation des carcasses mises à disposition des vautours peut être améliorée par l'échange d'informations entre les agents mais elle est généralement équivalente ou proche de celle obtenue avec l'information personnelle (0,72 carcasses restantes par vautour).

A lui seul, l'indicateur d'exploitation n'informe ni sur l'effectif de la population de vautours, ni sur le nombre de carcasses non éliminées. Pour les scenarios sur l'information où l'exploitation des carcasses par les vautours est la plus efficace, les effectifs de la population de vautours sont les plus élevés. Dans ces mêmes scénarios, les moyennes annuelles de carcasses restantes, soit l'indicateur du risque sanitaire potentiel, sont aussi les plus élevés. Les cas aboutissant aux moyennes les moins élevées de carcasses non éliminées par an engendrent également les effectifs de vautours les moins élevés. Cependant, les simulations avec les profils « omniscients » indiquent bien que la taille de population et la quantité annuelle de carcasses restantes n'ont pas de lien direct. La connaissance du profil omniscient faisant intervenir préférentiellement les vautours (profil V) conduit à une utilisation idéale du service d'équarrissage naturel (toutes les carcasses mises à disposition des vautours sont consommées, le délai d'élimination des carcasses, les coûts et l'éco-efficience sont les plus bas). L'omniscience des agents mime une connaissance à la fois des besoins alimentaires de la population et des lieux où elle ira les chercher. Autrement dit, l'adéquation entre l'offre et la demande du service d'équarrissage naturel repose en premier lieu sur la possibilité de prévoir le comportement des vautours.

Dans le cas des scénarios sur l'information, on peut noter que le critère de décision d'un éleveur (à savoir, si le service a fonctionné ou fonctionne au-delà d'un certain taux d'efficacité, et pour seulement un seul de ses contacts) provoque un effet « d'emballement » : l'augmentation du nombre de sources d'information augmente la probabilité qu'un éleveur particulier utilise la placette, et la population de vautours atteint la capacité de charge maximale avec un petit nombre d'informateurs. Cependant, malgré l'effet « d'emballement », une information provenant du voisinage par un petit nombre de contacts peut entraîner une extinction ou affecter significativement l'effectif de la population de vautours. C'est notamment le cas lorsque le seuil d'efficacité d'équarrissage recherchée est élevé. Telle que modélisée ici, l'exigence d'efficacité entraîne paradoxalement un nombre plus important de carcasses non consommées par vautour (équivalent aux résultats obtenus avec la stratégie « Placette ») car elle affecte la capacité de charge de la population. Autrement dit, elle pénalise la population de vautours au lieu d'améliorer l'efficacité de l'équarrissage naturel.

Dans la réalité, si l'information qui est transmise l'est plus probablement par le voisinage, il est moins réaliste que les éleveurs s'informent à chaque évènement de mortalité. L'effet « d'emballement » est donc à relativiser. Ensuite, le seuil d'efficacité transmis est une donnée calculée par le modèle, mathématique, probablement loin d'un échange entre éleveurs à propos de l'efficacité de l'équarrissage par les vautours. Enfin, le passage d'un vol de vautours à proximité de l'exploitation ou encore l'expérimentation de dépôts sur la placette à différentes saisons, représentent d'autres informations pour les éleveurs (chapitre III point 3). Nous avons pu constater que les éleveurs apprennent par empirisme, et bien qu'ils ne soient raisonnablement pas doués d'omniscience, la réduction des éleveurs à des agents modélisés entraîne probablement la surestimation par le modèle du nombre de carcasses non consommées par les vautours.

Le critère de rapidité d'élimination des carcasses, qui joue en faveur de l'utilisation de l'équarrissage naturel concorde avec une réalité biologique : la rapidité d'intervention des vautours. Dans les Grands Causses, des éleveurs ont pu observer une intervention spontanée des vautours alors que les carcasses étaient déposées dans la cour en attente de l'entreprise d'équarrissage. A proximité des sites de nidification des vautours (en particulier sur le Méjean), les éleveurs affirment qu'en une demi-heure « c'est fait » (cf chapitre III) et ce délai d'intervention avait pu être mesuré expérimentalement (Gault, 2006; Deygout et al., 2009a). Ainsi cette aptitude des vautours doit réellement jouer en faveur du maintien et éventuellement de l'augmentation de l'utilisation de l'équarrissage naturel par la placette. Par ailleurs, il est peu probable d'assister à une extinction de population de vautours par les mécanismes représentés dans les scénarios : d'une part, les préférences des éleveurs étaient homogènes dans les scénarios de stratégie, ce qui n'est pas le cas actuellement sur les sites en France, d'autre part, l'efficacité de l'équarrissage naturel ne repose pas exclusivement sur les vautours mais aussi des charognards opportunistes. Cet élément vient relativiser le potentiel arrêt d'utilisation de la placette par souci d'efficacité d'équarrissage.

Nous pouvons conclure ce chapitre en revenant sur les apports des scénarios pour la problématique. Bien que les hypothèses de modélisation limitent le degré de réalité des résultats, les scénarios apportent un éclairage pour favoriser une gestion durable et écologique de l'équarrissage. Les scénarios basés sur les contextes mettent en évidence

qu'une réflexion doit être portée sur les dispositifs mis en place, en termes d'association et de prescription. La gestion de l'équarrissage doit tenir compte des préférences des éleveurs, liées au contexte histoire de la région concernée.

Les scénarios basés sur les stratégies soulignent l'importance des dynamiques temporelles des carcasses à éliminer et des besoins alimentaires des vautours pour la gestion du service qu'ils offrent. Dans une perspective de développement durable, la gestion de l'équarrissage doit tenir compte de l'équilibre entre l'offre de service fournit par les vautours (leurs besoins alimentaires) et la demande d'équarrissage des éleveurs (les carcasses qu'ils déposent à leur intention). Les représentations qui sont à la base des logiques d'action ne conduisent pas de manière évidente à l'ajustement entre ces dynamiques. La gestion de l'équarrissage en y intégrant les vautours devrait reposer sur une bonne connaissance des capacités des vautours à éliminer les carcasses, car de fait, elle implique de s'y adapter. Nous pouvons noter à ce propos que l'adaptation des pratiques d'équarrissage aux besoins alimentaires des vautours existe dans la réalité, certains éleveurs utilisant l'équarrissage naturel selon leurs connaissances empiriques.

# VII. L'ADAPTATION DU MODELE GENERIQUE A LA SITUATION DES GRANDS CAUSSES.

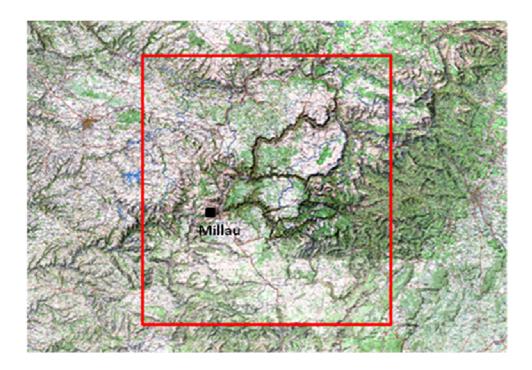
L'intérêt du modèle étant de permettre la production d'informations utiles à la gestion et à la prise de décision, son application à des cas concrets est une nécessité incontournable. Dans cette partie, le modèle générique a été adapté afin de correspondre de manière plus réaliste à la situation locale des Grands Causses.

Le modèle a été couplé à un système d'information géographique et complété pour que les agents et leurs méthodes soient plus représentatifs de la situation des Grands Causses. La description suivante expose les modifications introduites à partir du modèle générique. Des scénarios ont été réalisés pour, d'une part caractériser les effets d'incertitudes portant sur l'élevage et les comportements d'alimentation des vautours, et d'autre part, évaluer les conséquences de choix méthodologiques liés à la modélisation. Enfin, des scénarios ont été constitués afin d'explorer les effets de mesures concernant la gestion de l'équarrissage.

# 1. L'adaptation du modèle à la situation caussenarde.

#### 1.1. La zone représentée dans le modèle.

La zone d'étude (44°31'21" Nord et 02°45'47" Est au Nord-Ouest, à 43°47'26" Nord et 03°43'53" Est au Sud-Est) s'étend sur 6898 km² autour de la zone de nidification, et comprend la zone de prospection des vautours qui avait été déterminée en 2006 (Gault, 2006) (Fig 7.1). Elle concerne 217 communes réparties sur quatre départements, la Lozère, l'Aveyron, le Gard et l'Hérault.



**Fig. 7.1. Carte de la région des Grands Causses.** La zone d'étude est comprise dans le cadre rouge. Dans le modèle, elle est délimitée par les surfaces des communes.

# 1.2. Les gestionnaires et les entreprises d'équarrissage.

Les gestionnaires représentés sont l'antenne Grands Causses de la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) et le Parc National des Cévennes (PNC). Ce sont des agents situés, localisés à leur point de départ respectif de collecte : la commune de Peyreleau (LPO), et le charnier du PNC. Les entreprises représentées sont la Saria et la Ferso<sup>15</sup>.

 $<sup>^{15}</sup>$  Ferso-Bio est aujourd'hui Atemax. L'hypothèse est que l'organisation et les coûts des collectes restent les même.

# 1.3. Les exploitations.

Les exploitants qui font appel à la collecte par les gestionnaires, ou qui ont officialisé leur placette d'alimentation, sont inscrits sur les registres des gestionnaires. Avec ceux rencontrés lors des entretiens ethnologiques, nous nous référerons à ces éleveurs en parlant d'exploitants « identifiés ». Les localisations précises de leurs exploitations ont été géoréférencés, ce qui a permis de les placer sur l'interface spatiale du modèle.

Pour les exploitations non identifiées, deux cas de figure se sont présentés : soit le nombre d'exploitations et le nombre moyen d'ovins par commune étaient connus soit les données étaient indisponibles (Fig. 7.2).

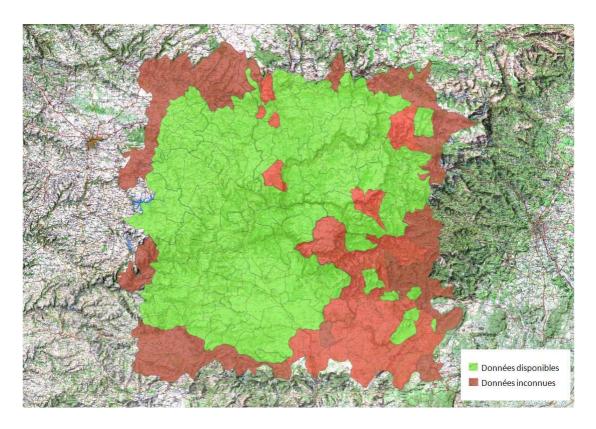


Fig. 7.2. Carte de la répartition des données disponibles et inconnues sur le nombre d'exploitations et d'ovins dans la zone d'étude.

Pour les 55 communes dont les données n'étaient pas connues, deux hypothèses ont été retenues :

- Il n'y a pas d'exploitation dans ces communes. Cette hypothèse, certes peu réaliste, permet d'obtenir des résultats pour une quantité minimum de ressources potentiellement disponibles pour les vautours.
- Il y a des exploitations sur ces communes. Leur nombre et le nombre moyen d'ovins correspondent à ceux des autres communes. Ces nombres ont été extrapolés à partir des données disponibles. La distribution du nombre d'exploitations a été générée en utilisant une loi binomiale négative et la distribution du nombre moyen d'ovins par exploitation a été obtenue en utilisant la loi de Poisson (Fig. 7.3).

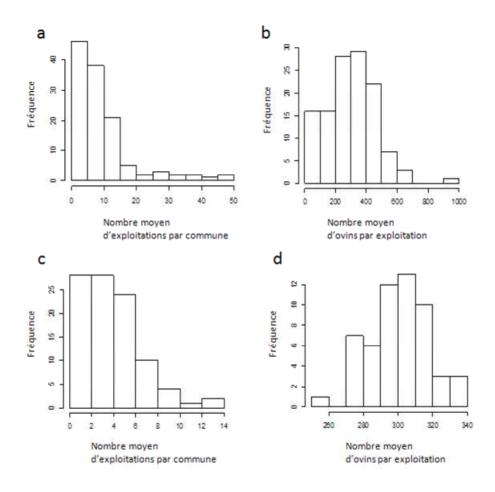


Fig. 7.3. Fréquences du nombre d'exploitations par commune et d'ovins par exploitation à partir des données disponibles et après les extrapolations. a : histogramme des exploitations par commune à partir des données connues. b : histogramme du nombre d'ovins moyen par exploitation à partir des données connues. c : histogramme des exploitations par commune extrapolé à partir des données connues. d : histogramme du nombre d'ovins moyen par exploitation extrapolé à partir des données connues.

Les communes sont des entités spatiales du modèle, auxquelles un « nombre moyen d'exploitations » et un « nombre d'ovins moyen » ont été attribués, en fonction des données disponibles et des données extrapolées. Quant aux exploitations non identifiées, elles sont situées aléatoirement sur la surface de leurs communes respectives.

#### 1.4. Les pratiques d'équarrissage.

Les pratiques d'équarrissage des exploitants identifiés sont connues (Fig. 7.4). Nous avons fait l'hypothèse que les 66 éleveurs inscrits sur les registres de collecte de la LPO et du PNC de 2010 font systématiquement appel à ces collectes. Pour les 61 éleveurs ayant officialisé leur placette, l'hypothèse est qu'ils l'utilisent aussi systématiquement.

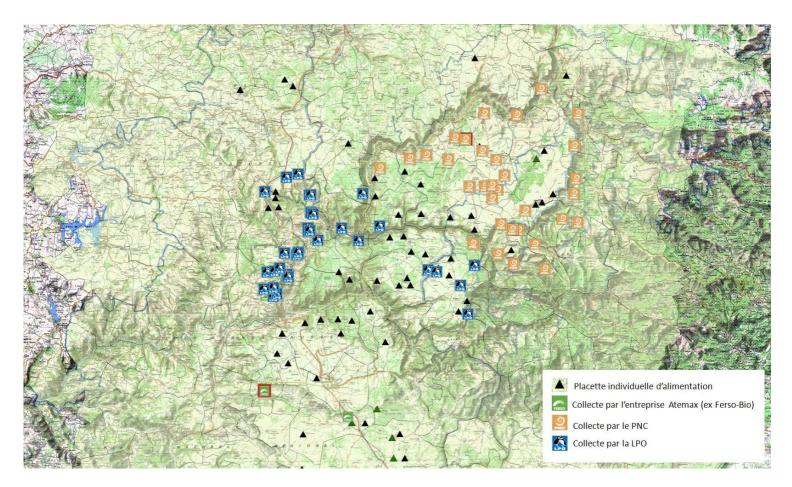


Fig 7.4. Distribution spatiale des principaux systèmes d'équarrissage utilisés par les exploitants identifiés dans les Grands Causses.

Pour les exploitations non identifiées, dont les pratiques sont inconnues, l'option des collectes par la LPO et le PNC a été écartée, puisque ce mode d'équarrissage est destiné soit à rester au nombre actuel de collectés, soit à s'arrêter. Ils peuvent donc utiliser la collecte par une entreprise d'équarrissage ou une placette. Les entreprises d'équarrissage peuvent intervenir partout, et la zone a été séparée selon le partage territorial entre les deux sociétés opérant dans cette région : Saria et Ferso-bio (Fig. 7.5). Une zone correspondant à la possibilité de créer une placette a été définie. Elle est contrainte par l'altitude, celle de la placette actuelle la plus basse ayant servi de référence comme altitude minimale (Fig. 7.6).

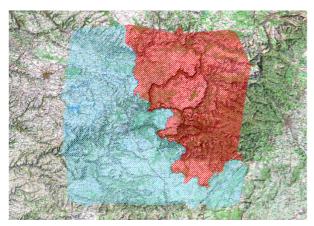


Fig. 7.5. Zones des collectes des entreprises d'équarrissage dans les Grands Causses, rouge : entreprise Saria. Bleu : entreprise Atemax.



Fig. 7.6. Zone correspondant à la possibilité d'utiliser une placette individuelle d'alimentation dans les Grands Causses (jaune).

Dans les zones où la seule option est de faire appel aux entreprises d'équarrissage, l'hypothèse est que les exploitants y font systématiquement appel. Pour les zones où il est également possible d'utiliser une placette, des stratégies d'équarrissage ont été attribuées de manière probabiliste selon les scénarios définis dans le paragraphe 1.7. Les zones de collecte des entreprises et celle correspondant à la possible utilisation de la placette ont été intégrées dans le modèle en tant qu'entités spatiales du modèle. Une autre zone a été ajoutée ; celle de nidification des vautours.

#### 1.5. La zone de nidification des vautours.

Les vautours partent à la recherche de nourriture à partir de leur site respectif de nidification. Nous avons souhaité évaluer si la prise en compte de l'étendue de la zone de nidification pouvait influencer les résultats du modèle. Deux modalités concernant le point de départ de prospection ont été testées. Ce point de départ est soit situé aléatoirement chaque jour dans la zone de nidification, soit fixé à la rencontre des gorges du Tarn et de la Jonte où leur envol matinal est régulièrement observé (Duriez, comm. pers.).

#### 1.6. Les indicateurs donnés par le modèle.

Ces indicateurs sont issus des méthodes et des valeurs utilisées dans le modèle, décrites dans le chapitre modélisation du système étudié (cf Chapitre III). Dans le cas contraire la modification est mentionnée ici:

- L'effectif de la population au cours du temps et lorsqu'elle a atteint la capacité de charge,
- Le nombre de carcasses par système d'équarrissage (placette, Saria, Ferso-Bio, LPO, PNC)
- Le nombre de carcasses non éliminées –appelées également carcasses restantes, permettant de calculer l'efficacité d'équarrissage,
- L'efficacité d'équarrissage sur les placettes, lorsque la population de vautours a atteint la capacité de charge, en fonction des saisons,
- Les coûts dus aux collectes, par collecteurs (LPO, PNC, Saria, Ferso-Bio). Le coût moyen par carcasse collectée est de 20, 39 € pour la LPO et de 26,23 pour le PNC (Boumellassa, 2004). Pour les entreprises, les coûts sont de 139,9 euros par tonne (Boumellassa, 2004).
- Les émissions de carbone générées par les collectes, par collecteurs. Les exploitations collectées par la LPO et le PNC ont été situées précisément. A partir des distances (en kilomètre) entre les exploitations voisines et à l'aide d'une routine développée avec le logiciel R, les distances minimum entre toutes les exploitations ont pu être déterminées. Elles ont été intégrées sous forme de

matrices dans le modèle, l'une concernant les exploitations collectées par la LPO et l'autre les exploitations collectées par le PNC. Des méthodes ont été développées dans le modèle afin que ces agents puissent choisir le trajet le plus court pour chaque collecte, et d'obtenir précisément le nombre de kilomètres parcourus par les gestionnaires. A partir de ces distances, la quantité de carbone émis par leur collecte est calculée comme précédemment, c'est-à-dire avec le coefficient de 0.1009 kg équivalent carbone par km. Ce degré de précision n'a pu être atteint pour calculer les émissions de carbone générées par les collectes des entreprises, du fait du nombre important d'exploitations collectées. Ceci nécessite une puissance de calcul dont nous ne disposions pas. Les trajets des camions de collectes des entreprises sont calculés comme précédemment, en ligne droite d'une exploitation à l'exploitation la plus proche.

Le nombre d'individus juvéniles à l'envol (à t=30) a été ajouté aux indicateurs afin de permettre une comparaison des résultats du modèle concernant la population de vautours avec des données de terrain.

#### 1.7. Les scénarios.

Un premier scénario dit « standard » a été constitué comme base de référence. Il est initialisé sans l'extrapolation sur les nombres moyens d'exploitations et d'ovins, c'est-à-dire avec un nombre minimum d'ovins dans la zone d'étude. La distribution spatiale des exploitations est réinitialisée à chaque répétition. Les exploitations sont néanmoins toujours situées dans leurs communes respectives. Le point de départ de prospection de la population de rapaces nécrophages est fixe, à la rencontre des gorges du Tarn et de la Jonte. La compétition intra spécifique pour les ressources subie par les juvéniles est de type « contest », autrement dit, ces derniers n'ont accès aux ressources qu'après les autres classes d'âge.

Les pratiques d'équarrissage des exploitants ont été exposées dans le point 1.4. Restait à définir les pratiques des exploitants placés face à l'alternative : faire appel à la collecte par une entreprise d'équarrissage ou utiliser une placette. Des pratiques ont été attribuées selon des probabilités comme suit : 10% des éleveurs utilisent systématiquement une placette, 10% utilisent systématiquement la collecte par une entreprise d'équarrissage, 10% combinent les

deux dispositifs suivant la stratégie « Compromis » et 70% combinent les deux dispositifs suivant la stratégie « Pragmatique ».

Ces deux stratégies ont été définies dans le chapitre VI partie 2. La stratégie « Compromis » consiste à déposer les carcasses sur une placette si la dernière utilisation de la placette a été efficace. Dans le cas contraire, l'éleveur fait appel à l'entreprise d'équarrissage qui collecte dans la zone où l'exploitation est localisée. La placette sera ensuite utilisée à nouveau. Couramment pratiquée dans les Grands Causses, la stratégie « Pragmatique » consiste à laisser les carcasses aux vautours de manière ponctuelle (Bobbé, 2006; 2009). La placette est utilisée lorsque la mortalité à lieu du vendredi au dimanche.

Des paramètres du scénario « standard » ont été modifiés pour évaluer la sensibilité des indicateurs à certaines incertitudes. La première concerne le nombre de carcasses à éliminer dans la zone : le scénario « standard » a été réalisé avec l'extrapolation sur les nombres moyens respectifs des exploitations et des ovins.

La seconde porte sur l'intensité de la compétition intra spécifique subie par les vautours juvéniles : le scénario « standard » a été réalisé avec une compétition de type « scramble » au lieu de la compétition de type « contest », c'est-à-dire que les ressources sont accessibles de la même manière pour toute la population de vautours.

Le scénario « standard » a ensuite permis de tester la sensibilité des indicateurs à des hypothèses sur des aspects spatiaux. Des simulations ont été réalisées avec une distribution spatiale fixe des exploitations. Les répétitions du scénario, permettant d'obtenir des résultats moyens, sont réalisées à partir d'une même carte de localisation des exploitations.

Par ailleurs, des simulations ont été réalisées avec un point de départ de prospection situé chaque jour aléatoirement dans la zone de nidification. Les vautours n'étant pas représentés de manière individu-centrée, ce point est le même pour tous.

Les trois scénarios suivants, constitués sur la base du scénario « standard », concernent les décisions d'acteurs de la gestion de l'équarrissage. La première est prise par les gestionnaires : ils arrêtent leurs activités de collecte. L'hypothèse est que les exploitants qui y faisaient appel souhaitent continuer à donner les carcasses aux vautours. Lorsque c'est possible (cf point 1.4), ils utilisent alors une placette. Dans le cas contraire, ils se reportent sur la collecte par l'entreprise d'équarrissage qui collecte dans la zone où est localisée l'exploitation.

Dans le second scénario, l'utilisation de placettes officieuses n'est plus envisageable pour les éleveurs : les dépôts officieux n'ont plus court. Sous l'hypothèse que les services vétérinaires ne souhaitent pas l'augmentation de la population de vautours, aucune nouvelle placette n'est officialisée. Tous les éleveurs n'ayant pas de placette officielle font appel à une entreprise.

Enfin, dans le dernier scénario, l'utilisation de l'équarrissage naturel est encouragée par la promotion du dispositif de placette : dans les zones où la placette est utilisable, l'hypothèse est que 80% des éleveurs adoptent la stratégie « Compromis », 10% des éleveurs utilisent systématiquement une placette, et 10% des éleveurs font systématiquement appel à une entreprise.

Ces scénarios sont récapitulés dans le livret des simulations (Tableau 11).

#### 2. Résultats.

Les résultats des simulations pour les différents indicateurs sont présentés par scénario, selon l'ordre de présentation des scénarios.

### 2.1. L'incertitude sur le nombre d'ovins présents dans la zone étudiée.

Le nombre de carcasses à éliminer annuellement est de 12 571 (±66) lorsque le nombre d'ovin est minimum sur la zone étudiée. Il est de 15 129 (±74) avec l'extrapolation sur les nombres moyens d'exploitations et d'ovins. Sans l'extrapolation, l'effectif de la population de vautours est de 377 (±15) individus, tandis qu'avec l'extrapolation la population compte 459 (±18) individus, soit de 82 individus supplémentaires en moyenne. Le nombre de juvéniles à l'envol est respectivement de 128,65 (±6,61) individus et de 160,6 (±8,1) individus. Le nombre de carcasses non consommées par les charognards est de 552 (±57) sans l'extrapolation et 663 (±62) avec. Les coûts générés par les collectes sont plus importants de 21 839 euros en moyenne dans le cas de l'extrapolation (Tableau 11). Les émissions de carbone sont plus importantes de 4,95 tonnes par an (Tableau 11). L'efficacité d'équarrissage comme l'indicateur d'éco-efficience ont les mêmes valeurs avec et sans

l'extrapolation, et sont respectivement de 95,78% et de 2 Kg de carbone émis par carcasse éliminée.

# 2.2. L'incertitude sur l'intensité de la compétition intra-spécifique pour les juvéniles.

Avec une compétition de type « scramble » la population de rapaces nécrophages compte environ 504 (±24) individus, soit une augmentation de 127 individus en moyenne par rapport au scénario dans lequel la compétition est de type « contest ». Le nombre moyen de juvéniles à l'envol est du même ordre de grandeur quelque soit le type de compétition, soit de 127,36 (±6,95) individus. Par rapport au scénario avec la compétition de type « contest », le nombre de carcasses non consommées est moins élevé, de 342 (±46) par an. Le taux d'efficacité correspondant est de 97,34%, soit une efficacité supérieure de 1,56% par rapport au scénario avec la compétition de type « contest ». L'indicateur d'éco-efficience reste le même dans les deux cas.

### 2.3. Les aspects spatiaux.

Les indicateurs sont peu sensibles aux éléments spatiaux qui ont fait l'objet de scénarios : un départ de prospection situé aléatoirement chaque jour dans la zone de nidification ou fixé à la rencontre des gorges de la Jonte et du Tarn (scénario standard) modifie peu les valeurs trouvées pour les indicateurs (Tableau 7.1). Les résultats moyens sont également équivalents lorsque les localisations des exploitations sont fixées pour toutes les répétitions et lorsque les localisations des exploitations sont réinitialisées à chaque répétition (Tableau 7.1).

	Eff.	Krest	Nv	Njuv	CE	Eco-eff.	C
Sans	95,78	552,92	377,14	128,65	25 301,75	2.01	100 098,62
extrapolation	93,76	$\pm 57,63$	±15,86	±6,61	$\pm 526,72$	2,01	±2359,54
Compétition	07.24	342,84	504,19	127,36	25 257,89	2.00	99 885,65
« scramble »	97,34	$\pm 46,75$	±24,26	±6,95	$\pm 459,01$	2,00	±2139,06
Avec	95,79	663,78	459,8 ±18,10	160,6 ±8,1	30 262,31	2,00	121 938,43
l'extrapolation		$\pm 62,56$			$\pm 542,31$		±2631,24
<b>Localisation fixe</b>	96,13	509 ±47	386 ±11	132,8 ±6	25,2 ±0,4	1,99	100 343,94
des exploitations	90,13						±1763,61
Point de départ							100 282,27
de prospection	95,86	$542 \pm \! 55$	376 ±15	$124,14 \pm 7,5$	$25,4\pm0,5$	2,02	±2263,34
aléatoire							±2203,3 <del>4</del>

Tableau 7.1. Bilan synthétique des valeurs prises par les indicateurs dans les Grands Causses selon les scénarios.

**Eff**: Efficacité en termes de pourcentage de carcasses éliminées par an. **Krest**: Nombre de carcasses non éliminées par an. **Nv**: Effectif de la population de vautours. **Njuv**: Effectif des individus juvéniles dans la population de vautours. **CE**: émission de carbone (T/an). **Eco-eff**.: Ecoefficience des systèmes proposés en termes de quantité de carbone émise par carcasse éliminée (Kg/carcasse). **C**: Coûts générés par les collectes (€/an).

### 2.4. Scénario sur les pratiques d'équarrissage.

### 2.4.1. L'arrêt des collectes par la LPO et le PNC.

La demande pour le service d'équarrissage naturel, qui concernait 3 278 (±134) carcasses avec le scénario « standard », en concerne alors 2 996 (±94). Sur la totalité des carcasses à éliminer, cela représente 22,89% des carcasses en moyenne contre 24,98% avec le scénario « standard » (Fig. 7.7A). Cette différence d'apport de ressource affecte peu l'effectif de la population de vautours et le nombre de carcasses non consommées. L'effectif moyen à l'équilibre est alors de 340 (±15) individus (Fig. 7.8) et le nombre de carcasses restantes de 518 (±49) (Fig. 7.7B). Le nombre moyen d'individus juvéniles à l'envol est de 114 (±7). La LPO et le PNC économisent respectivement 7 967,59 (±417) € et 1 152,33 (±174) €. Les coûts sont reportés vers les entreprises d'équarrissage (Tableau 7.2) et le coût total diminue en moyenne de 6 326 €. Si l'on considère la totalité &s carcasses éliminées, le coût par carcasse diminue en moyenne de 7,96 € (scénario « standard ») à 7,46 € et l'éco-efficience est de 1,9 (Tableau 7.3).

#### 2.4.2. L'arrêt d'utilisation de placettes officieuses.

Dans le scénario où les placettes officieuses ne sont plus utilisées, il reste les 61 placettes officielles répertoriées au moment de l'étude (2010). Le nombre moyen d'individus juvéniles à l'envol est de 37 (±17). La population de vautours, qui peut se maintenir dans ce contexte avec en moyenne 110 (±6) individus (Fig. 7.8), dispose annuellement de 925 (±47) carcasses. La demande pour le service d'équarrissage naturel concerne alors 7,3% des carcasses de la zone prise en compte pour l'étude (Fig. 7.7A). L'efficacité d'équarrissage est améliorée par rapport aux autres scénarios, atteignant 99,21% des carcasses à éliminer. Ceci correspond à un nombre moyen de carcasses non éliminées de 99 (±20) par an (Fig. 7.7B). Le succès d'élimination des carcasses sur les placettes est toujours optimal en été mais seulement 39,6% des carcasses déposées en hivers sont consommées, alors que la moyenne est supérieure dans les autres scénarios (Fig. 7.9). Par rapport au scénario « standard », les coûts sont supérieurs de 23 077 € en moyenne (Tableau 7.2) soit 9,80 € par carcasse. L'indicateur d'éco-efficience est le plus élevé des trois scénarios, avec 2,25 kg de carbone émis par carcasse (Tableau 7.3).

### 2.4.3. La promotion de l'utilisation de la placette.

Avec la promotion du dispositif de placette, la demande pour le service d'équarrissage naturel équivaut à 44,73% des carcasses de la zone étudiée (Fig. 7.7a). Par rapport au scénario « standard », l'efficacité d'équarrissage est moindre, 94,7% (contre 95,78%), avec 708 (±59) carcasses restantes en moyenne par an (Fig. 7.7b). La population de vautours compte 677 (±17) individus, soit 300 individus de plus en moyenne que dans le scénario « standard » (Fig. 7.8). Le nombre d'individus juvéniles à l'envol est de 261 (±8). L'économie réalisée est de 26 030 € (Tableau 7.2). Le coût moyen par carcasse éliminée, de 5,89 €, est le moins élevé parmi les trois scénarios. L'éco-efficience est la plus basse, avec 1,59 kg carbone émis par carcasse éliminée (Tableau 7.3).

Coûts des collectes (€/an)	LPO	PNC	Saria	Ferso	Total	Coût par carcasse	
e z	7 967,59	1 152,33	30 060,94	60 917,74 ±1	100 098,62	7.00	
Scénario standard	±417,69	±174,03	$\pm 767,76$	000,04	$\pm 2359,54$	7,96	
Arrêt de la collecte par la	0	0	30 102,27	63 669,42	93 771,69	7,45	
LPO et le PNC			$\pm 680,78$	$\pm 826,10$	$\pm 2465,36$		
Arrêt de l'utilisation de	7 953,48	1 159,68	39 389,40	74 673,81	123 176,39	0.70	
placette officieuse	$\pm 382,16$	$\pm 178,75$	±577,63	±668,26	$\pm 1813,29$	9,79	
Promotion de l'utilisation	7 945,33	1 145,83	19 360,68	45 616,65 ±1	74 068,50	C 00	
de placette	±388,64	$\pm 177,87$	$\pm 810,14$	095,17	±1 506,88	5,88	

Tableau 7.2. Coûts annuels dus aux collectes dans les Grands Causses, en fonction des scénarios de gestion de l'équarrissage.

carbone (kg/an)	LPO	PNC	Saria	Ferso	Total	Eco- efficience	
Scénario « standard »	1 616,60	167,18	7 652,28	15 865,67	25 301,75	2,01	
Scenario « standard »	$\pm 78,44$	$\pm 26,32$	$\pm 207,74$	$\pm 214,20$	$\pm 526,72$		
Arrêt de la collecte par et le	0	0	7 646,53	16 326,61	23 973,14	1,90	
PNC			$\pm 170,88$	$\pm 205,14$	$\pm 376,02$		
Arrêt de l'utilisation de	1 631,43	166,36	9 132,99	17 438,63	28 369,42	2,25	
placette officieuse	±74,30	$\pm 27,32$	±163,09	$\pm 200,28$	$\pm 465,01$	2,25	
Promotion de l'utilisation de	1 619,22	162,48	4 975,93	13 355,36	20 113,01	1.50	
placette	±72,80	$\pm 26,01$	$\pm 270,10$	$\pm 237,82$	$\pm 606,75$	1,59	

Tableau 7.3. Emissions annuelles de carbone dues aux collectes dans les Grands Causses, en fonction des scénarios de gestion de l'équarrissage.

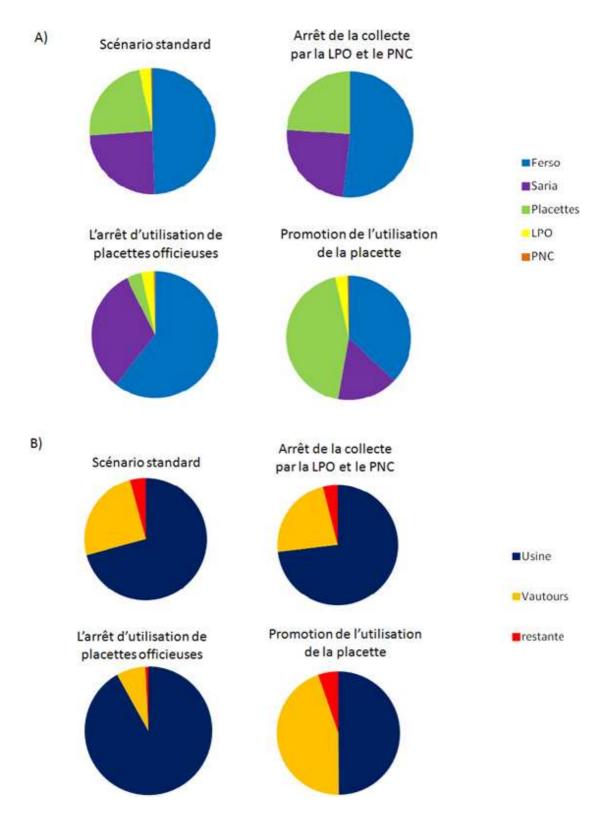


Fig.7.7. Répartition et destination des carcasses dans les Grands Causses, en fonction des scénarios de gestion de l'équarrissage.

A) Répartition des carcasses entre les services d'équarrissage proposés et selon les scénarios. B) Destination finale des carcasses entre l'usine, les vautours et les carcasses restantes, soit non éliminées.

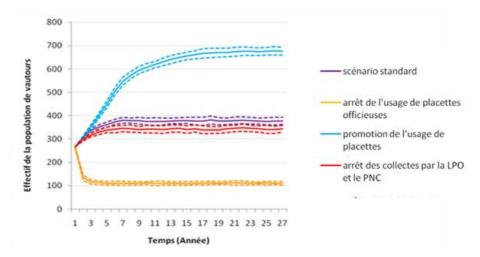


Fig. 7.8. Effectif de population de vautours au cours du temps, dans les Grands Causses, selon les scénarios de gestion de l'équarrissage. Les moyennes sont représentées par les lignes pleines et les écarts types par les lignes en pointillés.

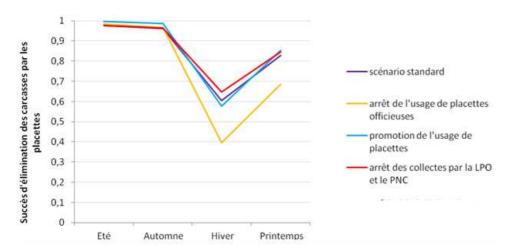


Fig. 7.9. Succès d'élimination des carcasses par les placettes en fonction des saisons, dans les Grands Causses, selon les scénarios de gestion de l'équarrissage.

#### 3. Discussion.

A partir de ces résultats, nous proposons une comparaison avec des données empiriques concernant la population de vautours, suivie d'une discussion sur la gestion de l'équarrissage naturel dans les Grands Causses. Auparavant, nous expliquons la faible sensibilité des résultats aux paramètres spatiaux testés.

#### 3.1. Les effets d'éléments spatialisés.

Un point de départ de prospection des vautours au centre de la zone est une simplification qui n'a que peu ou pas d'effet sur les indicateurs. Comme les vautours prospectent au plus proche, de manière concentrique, et comme la zone de nidification est centrale et peu étendue en comparaison avec la zone d'étude, la variation journalière du point de départ de la prospection équivaut à un point fixe.

Le fait que les exploitations soient situées aléatoirement à chaque répétition ou fixés pour toutes les répétitions modifie également peu les résultats. Rappelons qu'elles restent situées sur leur commune respective, c'est-à-dire que les densités de carcasses à éliminer à l'échelle des communes restent les mêmes dans les deux cas. La manière de calculer les indicateurs explique que les résultats soient équivalents. Les calculs de distances pour les collectes des entreprises ne sont pas précis au point de la localisation exacte des exploitations. Les coûts ne sont calculés que sur la base du nombre de carcasses données aux collecteurs (gestionnaires et entreprises). La méthode principale régissant le comportement de prospection des vautours ne prend pas en compte les distances absolues mais seulement les distances relatives entre les sites approvisionnés.

Les paramètres d'initialisation testés affectent peu les résultats, notamment du fait des méthodes utilisées dans le modèle. Ceci était attendu, mais permet de confirmer qu'il n'aurait pas été approprié de chercher à préciser ces éléments spatiaux, en vue de l'utilisation du modèle qui a été développé.

#### 3.2. La population de vautours, estimations et données empiriques.

Au printemps 2009, 437 individus ont été identifiés par lecture de bagues et 186 jeunes individus produits ont été comptés (Lécuyer, 2009). Les résultats du modèle les plus proches de ces données ont été obtenus avec le scénario « standard », avec l'extrapolation du nombre d'exploitations et d'ovins pour les communes dont ces données étaient inconnues (459 ±18 individus et 160 ±8 juvéniles produits). Cependant, le nombre d'individus identifiés par lecture de bague est un effectif minimum : d'une part, les individus de la population ne sont portent pas tous les bagues et d'autre part, il arrive régulièrement qu'ils les perdent. Par

ailleurs, les résultats du modèle indiquent des valeurs lorsque la capacité de charge du milieu est atteinte. Or, il n'est pas certain que ce soit le cas dans les Grands Causses.

Pour une espèce longévive, la régulation d'une population par les ressources trophiques devrait théoriquement affecter la survie juvénile, puis la productivité de la population, et mener à terme l'effectif de la population à un équilibre dynamique (Lebreton et Clobert, 1991; Gaillard et al., 2000). Dans les Grands Causses, des juvéniles sont régulièrement en difficulté (comm. pers. LPO) durant la période estivale et une baisse du taux de survie juvénile a été mise en évidence (Fig. 7.10). La diminution et la stabilisation du taux de survie des individus juvéniles devraient aboutir, à terme, à une stabilisation du nombre de couples reproducteurs (Gault, 2006). Des projections de la dynamique de population réalisées sur la base d'estimations des paramètres démographiques, et incluant la densité-dépendance, ont été réalisées (Gault, 2006). Elles indiquent que d'une part, le taux de croissance pourrait diminuer à partir de 2010 (Gault, 2006), et que d'autre part, la population de vautours des Grands Causses devrait se stabiliser au début des années 2020, avec 200 couples reproducteurs environ (Gault, 2006).

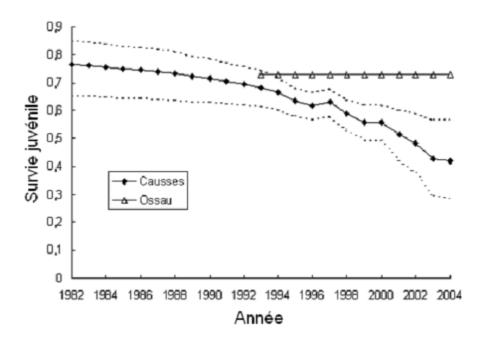


Fig. 7.10. Estimation des taux de survie des individus juvéniles de 1962 à 2004 pour la population de vautours des Grands Causses et celle d'Ossau (Gault, 2006).

Or le taux de croissance ne montre pas de diminution en 2010, et environ 224 juvéniles ont été produit. Aussi, par rapport à l'effectif de vautours que l'on peut attendre pour la population caussenarde ayant atteint la capacité de charge, ces éléments indiquent que les résultats du modèle avec le scénario « standard » sont probablement sous estimés. Plusieurs explications peuvent être avancées. Une explication serait le manque de données sur les carcasses réellement mises à disposition des vautours. Une utilisation plus importante de placettes mène à un effectif plus élevé de vautours au vue des résultats du scénario de promotion de l'utilisation de placette (677 individus en moyenne et 261 juvéniles). En 2005, à partir d'une estimation des besoins alimentaires de la population de vautours, Morio a déterminé que les vautours auraient trouvé 38 tonnes de nourriture ne provenant ni des collectes par la LPO et par le PNC, ni des placettes officialisées (Morio, 2006). Ces ressources peuvent provenir en particulier des pratiques de dépôt officieux de carcasses, ou encore de la mortalité de la faune sauvage.

Ensuite, comme nous l'avons constaté dans le chapitre V et celui-ci, l'effectif de la population peut être affecté par la modélisation de la compétition subie par les juvéniles. Par ailleurs, comme nous l'avons écrit dans le chapitre V, l'effectif de la population de vautours varie selon la période à laquelle il est enregistré. Enfin, dans la mesure où elles n'ont pas été validées, les relations entre la quantité de ressources consommées et les taux de productivité et de survie peuvent être remises en cause.

Il semble important de rappeler qu'étant donné que les vautours sont capables de parcourir de grandes distances journalières pour s'approvisionner (une centaine de km, Mundy et al., 1992), les ressources qu'ils sont susceptibles de trouver sont importantes. Au vu des premiers résultats de suivis par GPS, de tels trajets seraient exceptionnels dans les Grands Causses (Duriez, comm. pers.). Pourtant, les ressources peuvent « se multiplier » puisque l'utilisation de placettes est une pratique qui se répand. C'est par exemple le cas au sud du plateau du Larzac, zone que les éleveurs considèrent encore peu fréquentée par les vautours en hiver. Ces éleveurs, qui souhaitent utiliser l'équarrissage naturel, apportent donc des ressources à la population de vautours en été, lorsque leur zone de prospection est plus étendue. Les capacités de vol des vautours comme la dynamique des pratiques d'équarrissage peuvent ainsi représenter des forces s'opposant ou retardant la régulation de la population de vautours par les ressources trophiques.

#### 3.3. Implication des résultats pour la gestion.

Des données concernant les coûts et les émissions de carbone générés par les collectes réalisées par les entreprises, sont difficiles à estimer car une large partie de leurs activités sort de l'échelle d'étude. Les émissions de carbone des collectes par les gestionnaires sont également inconnues. Si les résultats obtenus pour les valeurs de ces indicateurs se prêtent peu à la recherche d'une validation, ils permettent néanmoins une discussion à partir de comparaisons entre les différents scénarios de gestion de l'équarrissage.

Pour la LPO et le PNC, l'arrêt des collectes serait intéressante au point de vue financier et n'aurait que peu d'impact sur l'effectif de la population de vautours. L'hypothèse utilisée dans ce scénario est que les éleveurs faisant appel la collecte des gestionnaires, s'ils le peuvent, déposent alors les carcasses sur une placette. Dans le modèle, la possibilité d'utiliser une placette est contrainte par l'altitude de l'exploitation. Il s'agit d'une approximation qui ne tient pas compte des pentes, de la proximité des villes et des chemins, de la possibilité qu'il n'y ait pas de compromis possible entre la LPO ou le PNC, et l'éleveur, sur le lieu de la placette (cf chapitre II point 1.3). Cependant, même si les 66 éleveurs utilisant actuellement la collecte des gestionnaires se tournent vers la collecte d'une entreprise d'équarrissage, l'effectif de la population devrait être peu affecté. En effet, les ressources pour la population de vautours proviennent en majorité des pratiques ponctuelles de dépôts officieux. C'est dans le scénario où l'utilisation de placette officieuse (selon la stratégie « pragmatique ») n'a plus cours que l'effectif de la population de vautours est le plus affecté.

L'arrêt d'utilisation des placettes officieuses a peu d'effet sur les indicateurs dans les scénarios de contextes (cf Chapitre VI partie 1), alors qu'il apparaît primordial dans le système caussenard. Dans les Grands Causses, il s'agit d'une pratique traditionnelle ou opportuniste (cf Chapitre III). Le caractère théorique de la composition des populations testées dans le premier cas (scénario de contextes Chapitre VI partie 1), met en évidence la limite d'aborder de manière générique la question de l'équarrissage naturel. Autrement dit, la comparaison des résultats obtenus pour le modèle basé sur une population théorique et pour le modèle adapté à la situation caussenarde, souligne la nécessité de tenir compte d'éléments historiques propres aux terrains étudiés.

Par ailleurs, cette stratégie opportuniste apparait peu intéressante, aux points de vue environnemental et économique, alors que tous les éleveurs l'utilisent (chapitre VI partie 2). Dans le contexte caussenard, elle a un effet positif sur l'efficacité du service d'équarrissage par les vautours ; lorsque ces dépôts n'ont plus lieu, l'efficacité d'équarrissage naturel est moindre pendant la période hivernale que durant la période estivale.

En comparant les résultats obtenus avec le scénario « standard » à ceux obtenus avec une utilisation majoritaire de placette, la promotion du dispositif de placette pourrait aboutir à des économies non négligeables, de l'ordre de 26 K€par an et la réduction des émissions de carbone d'environ 5 tonnes de carbone par an. Ces chiffres sont à considérer comme des approximations dans la mesure où des inconnues persistent sur les pratiques actuelles (nombre de carcasses à éliminer et pratiques réelles des éleveurs), sur les réponses des éleveurs (en termes de pratiques) à des politiques de promotion du service d'équarrissage naturel. Les résultats peuvent néanmoins donner un ordre d'idée. Dans ce scénario, l'efficacité d'équarrissage est moindre, bien que le nombre de carcasses non éliminées soit probablement surestimé par le modèle (cf Chapitres V et VI). C'est pendant la période hivernale que l'équarrissage par les vautours ne peut répondre à la demande. Nous avons précédemment identifié que la mortalité dans les élevages et les besoins alimentaires des vautours sont en décalage et discuté des implications (cf Chapitre V), telles que le maintien de collecte par des entreprises d'équarrissage, mais qui peuvent être potentiellement négatives à la fois pour les éleveurs et pour les vautours telles que les « attaques ».

Dans les Grands Causses, des plaintes pour dommages causés par les vautours sur des animaux vivants sont déposées durant la période estivale (Duriez, comm. pers.). La responsabilité des vautours peut être mise en cause dans la mort d'animaux d'élevage mais dans la majorité des cas, les vautours consomment la carcasse *a posteriori* (Arthur et Zenoni, 2010). Les « attaques » déclarées par des éleveurs en 2009 sont situées majoritairement en périphérie de la zone de localisation des placettes officielles et des charniers (Fig. 7.11). Pour certains acteurs locaux, les déclarations d'attaques sont le fait d'éleveurs qui ont peu l'habitude d'observer les vautours et qui, en les voyant consommer une carcasse, les considèrent responsables de la mort de l'animal (éleveurs, DDSV, LPO, comm. pers. 2008, 2009). En supposant que ces cas soient pour la plupart des consommations d'animaux déjà morts, il n'en reste pas moins que certains éleveurs ressentent une pression plus forte des rapaces à cette période de l'année (chapitre III point 3.5).

L'abondance hivernale et printanière de carcasses mises à disposition des vautours devrait leur assurer une reproduction efficace. L'évolution du nombre de jeunes produits ne montre actuellement pas de tendance à la stabilisation mais est toujours en augmentation (Fig. 7.12A). Le taux de productivité (de 0,79 en 2010) est toujours élevé pour la population des Grands Causses (Fig. 7.12B). En conséquence, un grand nombre de juvéniles s'ajoutent aux vautours qui cherchent à se nourrir au moment de la pénurie de ressources. Mieux connaître les conséquences de cette pénurie, en terme de mortalité et de dispersion des juvéniles apporterait des informations intéressantes pour une gestion de l'apport de ressources aux vautours. S'il s'agit de mortalité, peut être est-il préférable de réguler l'apport de ressources en hiver. Cette gestion pourrait réguler les effectifs d'été, soit par une réduction de la productivité, soit en provoquant de la dispersion d'individus plus âgés, au lieu d'une régulation par une mortalité de plus en plus importante des juvéniles.

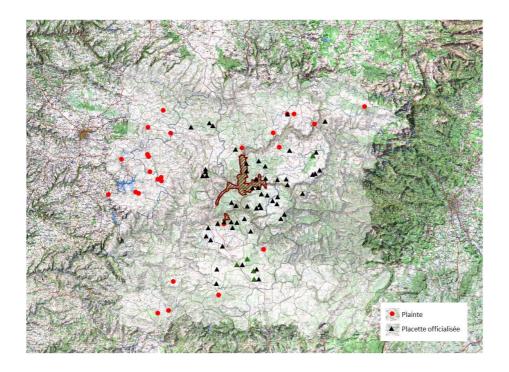


Fig. 7.11. Localisation des évènements ayant conduit à des dépôts de plaintes en 2009 dans les Grands Causses. Zone central rayée rouge = zone de nidification des vautours. Source : O. Duriez et LPO antenne Grands Causses.

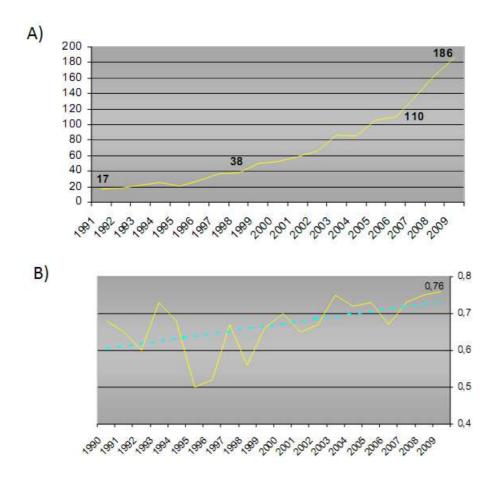


Fig. 7.12. Evolution de la productivité de la population de vautours des Grands Causses de 1990 à 2009 (Lécuyer, 2009). A) Nombre de jeunes produits entre 1991 et 2009. B) Taux de productivité entre 1990 et 2009. Source : LPO antenne Grands Causses.

Les éleveurs localisés à la périphérie de la zone de prospection des vautours, utilisent les placettes, lorsqu'ils observent les vautours, en été. Comme l'élimination des carcasses est soumise à une incertitude, ces éleveurs ne devraient pas être très nombreux, et sont ceux qui ont une préférence affirmée pour le service d'équarrissage écologique, plaçant l'assurance de l'élimination des carcasses au second plan. En tant qu'apport de ressources supplémentaires, ces pratiques devraient contribuer à augmenter la capacité de charge du milieu. Les représentants de la LPO et du PNC souhaitent que la population de vautours soit régulée sans intervention humaine planifiée, mais par un processus « naturel » (LPO, PNC, comm. pers.). Seulement, si les éleveurs sont réellement de plus en plus nombreux à utiliser une placette, ou à l'utiliser de manière plus régulière, la vitesse de la régulation de la population peut être freinée (comme nous avons précédemment écrit point 3.2), tant qu'il n'y a pas de saturation des sites de nidification disponibles dans la zone. Il serait pertinent pour la gestion de l'équarrissage de considérer cet élément. En effet, si la population pouvait croître et que les

individus produits chaque année étaient de plus en plus nombreux, l'efficacité hivernale pourrait être augmentée pour un certain nombre d'éleveurs, mais les effets potentiels de la moindre abondance de ressources en été pourraient en être amplifiés.

Au cours de cette discussion, nous avons vu que des résultats obtenus avec le modèle générique peuvent être nuancés, notamment à propos de l'utilisation de placettes officieuses. Cet élément souligne l'importance de prendre en compte le contexte sociologique d'un site particulier. De plus, nous avons pu constater que rendre compte de la réalité locale caussenarde - bien qu'elle soit la mieux renseignée - nécessite de disposer d'un plus grand nombre de données, notamment sur les pratiques officieuses et leurs évolutions. Des conséquences négatives pour les vautours comme pour les éleveurs pourraient advenir si le nombre de juvénile produits annuellement continu à croître sans apports alimentaires suffisants en été. Ainsi, si les « attaques » de vautours créent des conflits entre les professionnels de l'élevage et les agents du PNC et de la LPO, c'est bien sur la coopération et l'échange d'informations entre ces acteurs locaux que repose la possibilité d'organiser une bonne gestion de l'équarrissage naturel. Nous pouvons conclure en affirmant que les exploitants proches des sites de nidification, comme ceux qui en sont éloignés et n'observent les vautours qu'en saison estivale, sont concernés par la gestion de l'équarrissage naturel.

Ce chapitre clos l'exploration de scénarios à l'aide du modèle. Cette étude de modélisation d'un service écosystémique s'est appuyée sur des matériaux ethnologiques et écologiques. Le chapitre suivant est consacré à une réflexion sur la démarche méthodologique que nous avons adoptée, et sur la mobilisation du concept de service écosystémique, qui a été central dans ce travail.

## VIII. DISCUSSION GENERALE.

Les services écosystémiques tels qu'envisagés par le MEA soulignent le lien entre les processus naturels et la survie comme le bien-être humain. Comme l'affirment les chercheurs spécialisés dans la compréhension et la gestion des services écosystémiques, l'interdisciplinarité fait partie des « grands défis » à relever : « New research is needed that considers the full ensemble of processes and feedbacks, for a range of biophysical and social systems, to better understand and manage the dynamics of the relationship between humans and the ecosystems on which they rely. Such research will expand the capacity to address fundamental questions about complex social—ecological systems while evaluating assumptions of policies and practices intended to advance human well-being through improved ecosystem services » (Carpenter, 2006).

Le service écosystémique qu'offrent les populations de rapaces nécrophages dépend de leurs caractéristiques biologiques et écologiques, et également des décisions des acteurs dont dépendent leurs ressources alimentaires; quantités de ressources déposées, lieu de dépôts, périodes de dépôt des carcasses. L'étude du service d'équarrissage naturel par le Vautour fauve dans le contexte français devait ainsi réunir des chercheurs en écologie et en sciences sociales. L'activité des rapaces nécrophages, en tant qu'équarrisseur, peut être vue par l'écologue comme la prise de nourriture conditionnant leur survie, leur reproduction et le cas échéant leur dispersion. Pour l'ethnologue, cette activité peut être appréhendée comme un objet de représentations des éleveurs à propos de ce système d'équarrissage alternatif, mettant en jeu leurs rapports à la nature sauvage et à la mort animale. Autrement dit, le service constitue un objet d'étude par ces deux disciplines, pouvant mener à une approche interdisciplinaire. Nous reviendrons dans une première partie sur la démarche méthodologique utilisée dans cette étude en examinant, à partir de notre expérience et de la littérature, la place des sciences sociales dans les approches de modélisation de systèmes socio-écologiques.

Par ailleurs, pour les acteurs de la protection et de la gestion de la nature (associations et parcs naturels) impliqués dans les programmes de restauration et de réintroduction de populations de vautours, le service rendu par les vautours peut constituer un argument justifiant la mise à disposition de ressources alimentaires pour ces oiseaux. Or, la modélisation menée dans notre étude a eu vocation à produire des connaissances sur le service écosystémique. Elle a été réalisée suivant la perspective donnée par le MEA au concept de

service écosystémique, notamment en tenant compte des processus écologiques. Aussi, dans un second temps, nous discuterons de l'apport des connaissances produites par le modèle et de l'argumentaire basé sur le concept de service écosystémique pour la conservation des vautours. Les éléments de cette discussion seront finalement replacés dans le contexte plus large de la perspective offerte par le concept de service écosystémique pour la conservation des espèces.

# 1. La place des sciences sociales dans les approches de modélisation de systèmes socio-écologiques.

La modélisation multi-agents présente des avantages pour représenter des interactions entre les dynamiques sociales et écologiques, et en particulier des atouts pour la modélisation de comportements humains (cf Introduction partie 2.5). Pourtant, la réalisation de systèmes socio-écologiques peut poser des difficultés qui peuvent émerger du processus de coconstruction, notamment au sujet de la participation de scientifiques du champ des sciences sociales. A titre d'exemple, une ethnologue ayant participé à de telles approches, dans un programme porté par l'Institut Français de la Biodiversité concernant les Réserves Biosphères, évoque la nécessité d'apporter pour le modèle des données quantitatives et parfois spatialisées, alors que « les données de l'ethnologue ou du sociologue se situent davantage dans le qualitatif que dans le quantitatif » (Charles et al., 2008). En effet les travaux des ethnologues, par entretiens semi directifs, se focalisent avant tout sur l'identification et la compréhension de la construction des diverses représentations. De plus, « les données sociologiques apportées ont pu être considérées comme non légitimes par certains participants à la démarche » et être rejetées (Charles et al., 2008). Effet, les processus de co-construction sont des processus sociaux pouvant comporter des rapports de force (Levrel et al., 2009). Or, l'asymétrie des connaissances des chercheurs à propos de la modélisation multi-agents peut défavoriser l'implication des ethnologues qui y sont peu initiés. Si ces difficultés n'émergent pas de façon systématique, il n'en demeure pas moins que certains apports sociologiques ou ethnologiques semblent être irréductibles aux opérations que requiert la modélisation (sélection de données, formalisation..).

#### 1.1. Les simplifications nécessaires à la modélisation.

Ainsi, dans notre cas, la construction du modèle a impliqué des prises de position, et notamment des opérations de simplification, qui ont concerné aussi bien les matériaux ethnologiques qu'écologiques. Ces simplifications ont été mentionnées au cours des chapitres. Rappelons quelques exemples concernant les pratiques d'équarrissage. Dans le chapitre V, tous les agents représentant les éleveurs utilisent systématiquement un unique dispositif d'équarrissage, alors que les entretiens montrent que certains en utilisent plusieurs. Dans le chapitre VI, des agents plus cohérents avec la réalité du terrain ont été constitués à travers un travail sur les logiques. Cependant, quelle réalité peut représenter la population testée sachant qu'elle ne s'appuie pas sur une réelle quantification des logiques et sachant que l'évolution des préférences en matière d'équarrissage n'est pas prise en compte. Dans ce même chapitre, des stratégies testées ont pu comporter un caractère omniscient, contournant la formalisation de mécanismes d'apprentissage et de mémorisation par une connaissance parfaite de l'environnement.

Les comportements des vautours et leur dynamique de population sont également très simplifiés. Par exemple, la population de vautours est représentée en classe d'âge, en ignorant les variabilités individuelles, comme l'expérience, les effets du génotype, et leurs interactions dans les environnements rencontrés par les individus. Le comportement de prospection « au plus proche » est une représentation de type approximative qui permet de contourner également les processus d'apprentissage. La compétition affectant tous les juvéniles, qui se nourrissent exclusivement après les autres individus est un autre exemple de simplification des interactions lors des prises de nourriture.

Qu'il s'agisse de matériaux d'écologie ou d'ethnologie, chacune de ces simplifications peut potentiellement influencer les résultats, de manière plus ou moins importante. Simplifier nécessite de poser comme postulat de départ que la simplification est justifiable. Cette opération est inégalement perçue par l'écologue et l'ethnologue. Pour le premier, les simplifications peuvent résulter d'un parti pris, et sont alors associées à des analyses de sensibilité des indicateurs aux différents paramètres du modèle. Elles peuvent provenir d'un défaut de données, qui donne lieu à la création de nouveaux protocoles de récolte de données et/ou évoluent selon les avancées des recherches empiriques. Dans les deux cas, la modélisation et les diverses simplifications qu'elle requiert font partie intégrante d'un

processus de recherche qui s'applique au développement de bons modèles. En sciences sociales, certaines méthodes opèrent des simplifications par des mesures de données qui se prêtent à la modélisation ou à des analyses statistiques (par exemple la méthode des questionnaires). Ces méthodes ne peuvent cependant se passer d'une réflexion sur le protocole, le matériau, les chiffres, pour l'interprétation (Gossiaux, 1998). Le discours comporte des liens logiques énoncés qui n'apparaissent pas dans les méthodes quantitatives, mettant en évidence des liens de causalité et permettant une analyse plus fine au niveau des logiques d'action. La formalisation des résultats est constituée de modèles verbaux dans lesquels des nuances, des connotations et des subtilités peuvent être mobilisées. Le modèle verbal demeure le plus performant pour représenter la complexité perçue par le chercheur en sciences sociales. Par conséquent, la simplification exigée par la traduction en langage informatique ne peut être conçu que comme une réduction.

#### 1.2. Des informations déterminantes mais irréductibles à la modélisation.

Dans notre cas d'étude, l'importance des représentations dans la problématique de l'équarrissage naturel a été soulignée; la nature comme l'intensité des préférences ont des effets directs sur les conséquences environnementales et économiques des pratiques d'équarrissage. Les processus de formation et de persistance des préférences des éleveurs émergent en fonction de leurs histoires, de leurs sensibilités et de leurs interactions avec d'autres acteurs. Les représentations et les pratiques sont diverses, multipliant leurs évolutions potentielles. Un terrain d'étude comprenant un petit nombre d'agents dont les représentations peuvent être fidèlement représentées (e.g. Becu, 2006) ou un système socio-écologique comportant une norme de pratique partagée, encadrée par des règles sociales bien définies (e.g. Bousquet et al., 2001), peuvent se prêter à la modélisation. Cependant, la coexistence de différentes normes associées à un grand nombre d'individus est plus complexe à appréhender, d'autant plus lorsqu'elles sont susceptibles d'évoluer.

Lorsque les éleveurs évoquent la pression ressentie vis-à-vis des comportements des vautours, ils indiquent que les vautours se posent en grand nombre, un nombre « inquiétant » qui peut différer sensiblement selon les éleveurs. Si un chiffre avait pu être considéré comme une norme d'inquiétude, quelles réactions y associer ? Ensuite, l'inquiétude grandit lorsqu'ils les observent « plus près de la bergerie », limitant le modélisateur sur l'aspect écologique

cette fois puisque ce comportement est peu renseigné. Pourtant, la pérennité de la population de vautours repose d'abord sur les perceptions que les éleveurs ont de ces rapaces. La diffusion ou l'amplification de perceptions négatives mettrait la population de vautours directement en danger.

Contrairement aux systèmes « théoriques » qui ne sont pas inscrits dans une temporalité particulière, comme l'étude de réseaux et de comportements, les systèmes socio-écologiques nécessitent d'inscrire les pratiques humaines dans le temps. Dans notre cas d'étude, la nature, comme la vitesse et l'intensité des réactions humaines, se prêtent difficilement à une inscription temporelle, alors que ces facteurs pourraient être déterminants pour un système écologique comme le cas des populations de vautours étudiées ici (modifications réglementaires, réactions des éleveurs en fonction de ces modifications ou par rapport aux « attaques »). Si en écologie, les études du fonctionnement des écosystèmes peuvent permettre d'identifier des effets seuils, des variables « lentes » et « rapides » (Carpenter et al., 2001), la nature cryptique et non mesurable des équivalents en sciences sociales ne permettent pas de les modéliser.

## 1.3. Conclusion sur la méthodologie et complémentarité des approches modèleentretiens.

Les écologues comme les ethnologues formalisent avec des outils offrant différentes potentialités, les uns par un langage informatique ou mathématique et les autres par le langage verbal : leur familiarité avec la modélisation diffère grandement ainsi que les perceptions qu'ils en ont. La modélisation permet de s'extraire de la complexité pour mettre en valeur un aspect du phénomène modélisé (Chiappori and Orfali, 1997) qui ne peut produire d'informations qu'à partir des éléments qui y sont introduits. Or, les entretiens en sciences sociales apportent des éléments sur la multiplicité des possibles et les innovations potentielles, comme de nouvelles pratiques ou des réappropriations diverses de dispositifs en place. Ces possibles peuvent échapper à la formalisation en termes de déterminisme ou de probabilité, mais se révéler pourtant déterminants pour l'évolution du système. Bien que la prise en compte des organisations sociales, des règles définies par les sociétés et des processus de décisions apparaisse nécessaire pour l'analyse des systèmes socio-écologiques en vue de leur gestion (Ostrom, 2007), l'articulation des données sociologiques et écologiques au sein d'un modèle peut, selon le sujet d'étude, être ainsi confrontée à certaines limites (Ostrom et al.,

2007; Levrel et al., 2009). Si l'intégration de données ethnologiques n'est pas aisée, il n'en demeure pas moins que la vision systémique nécessaire à la construction d'un modèle multiagents permet de réunir les connaissances sur les systèmes socio-écologiques en rassemblant des chercheurs de différentes disciplines autour d'un même sujet. Une partie du travail consiste à construire une problématique et un langage commun, une autre est de mettre à jour les inconnues du système étudié. La première se réfère à un processus social dans lequel la confiance partagée des chercheurs apparaît primordiale (Blanchard and Vanderlinden, 2010). La réflexivité qui peut naître des échanges amène les chercheurs à considérer les « règles » définissant leur propre discipline (Blanchard and Vanderlinden, 2010). Aussi, de nouvelles méthodologies et de nouvelles pistes de recherche peuvent émerger.

Lorsque les modèles socio-écologiques sont envisagés comme des outils au service de la gestion de la nature, ils peuvent difficilement être directement mobilisés pour mettre en place des mesures efficaces. La modélisation multi-agents offre la possibilité de modéliser des indicateurs d'intérêt pour les différents acteurs impliqués en intégrant leurs points de vue respectifs. Notons qu'il est possible d'utiliser la modélisation multi-agents de manière participative, en impliquant directement des acteurs locaux dans le processus de construction et d'utilisation du modèle, comme l'illustrent les travaux du collectif ComMod. (ComMod, 2006). La modélisation d'accompagnement est initiée à la demande d'acteurs locaux. Ces acteurs locaux sont alors directement informés des impacts de leurs pratiques, sans passer par les hypothèses et les interprétations des chercheurs. Ils peuvent tester différentes formes d'organisation des pratiques afin de gérer les ressources qu'ils utilisent. L'organisation « politique » est alors laissée au soin des principaux intéressés tandis que la recherche contribue par ses moyens à l'aide à la décision. Cependant, la modélisation d'accompagnement n'est pas toujours aisément réalisable ; il peut être difficile de réunir les acteurs impliqués dans la gestion de la ressource, des conflits peuvent émerger lors du processus (ComMod, 2008).

Dans le cadre plus classique d'études ou d'expertises par la modélisation, la contribution des sciences sociales se révèle essentielle dans les études de modélisation relative à la gestion de la nature. Les données relevant des sciences sociales, et leur analyse, apportent des informations non négligeables. L'approche ethnologique permet de définir les indicateurs d'intérêts pour les acteurs, et d'élaborer des scénarios correspondants à une réalité sociale. Elle permet aussi de repérer les biais liés aux simplifications inhérentes à la modélisation, et de nuancer ainsi les résultats des modèles afin de les réintroduire dans une réalité sociale plus

complexe. Enfin, lorsque des processus sociaux ne se prêtent pas à la modélisation, les analyses des matériaux des sciences sociales mettent au jour des éléments qu'il est nécessaire de prendre en considération dans la gestion de populations ou d'espaces.

# 2. Service d'équarrissage naturel et gestion durable des populations de vautours.

Traitant de la production scientifique et de ses liens avec la politique, Bruno Latour (1999) remarque que les « non humains » ont pour « porte-parole » les scientifiques, lesquels les décrivent, et produisent des informations d'une nature qui a partie liée avec leurs propres représentations et leurs outils respectifs (Latour, 1993). Qu'il s'agisse de produire des connaissances sur les mécanismes impliqués ou de produire des indicateurs sur les services écosystémiques, nous avons pu constater que les différents champs disciplinaires (économie, écologie, sociologie) tendent à se réapproprier et formaliser le concept de service écosystémique (cf chapitre I). Par rapport aux évaluations monétaires, critiquées pour des raisons méthodologiques et éthiques, les travaux du MEA ont modifié deux éléments du concept de service écosystémique. Le premier est la réintégration de l'écologie comme nécessaire support de décision. On peut le qualifier de dimension « technique » focalisé sur les connaissances en écologie. Le second concerne la dimension « politique » du concept ; la conception des bénéfices tirés des processus écologiques a été élargie au-delà d'aspects financiers (cf chapitre I).

L'approche des services écosystémiques selon le MEA requiert l'identification d'un processus écologique, la production de connaissances sur son fonctionnement (dimension technique) et la traduction de fonctions naturelles en termes de bénéfices (dimension politique). En pratique, les connaissances produites et les bénéfices sont supposés être pris en compte dans les décisions politiques visant la gestion durable des ressources naturelles. Nous avons suivi la démarche préconisée par les chercheurs du MEA puisque la problématique de cette étude était de produire des connaissances sur le service d'équarrissage naturel et d'évaluer les bénéfices qu'il procure. Les associations de protection de la nature investies dans la conservation des vautours utilisent aujourd'hui ces bénéfices comme argument. Or, les vautours ont été l'objet de programmes de conservation sans que l'argument du service rendu soit initialement utilisé. Soulignons à ce propos qu'il n'y a pas encore de lien démontré entre

la prise en compte de service écosystémique dans les prises de décision et le succès d'opérations de conservation (Kremen et al., 2008). Afin de compléter ce travail, reste à apporter des éléments de réponse aux interrogations suivantes : dans quelle mesure envisager les vautours comme producteurs de service d'équarrissage peut servir à leur conservation ? Dans quelle mesure la production de connaissances sur ce service peut bénéficier à leur conservation ? Examinons des éléments de réponse, théoriques et pratiques, en reprenant les connaissances du contexte dans lequel l'équarrissage naturel s'insère et des résultats de cette étude.

# 2.1. Le concept de service pour la conservation des vautours : aspects théoriques.

# 2.1.1. L'aspect utilitaire ou des bénéfices pour la conservation des vautours.

Selon l'éthique proposée par Soulé (1985), l'un des fondateurs de la conservation des espèces en tant que discipline (la biologie de la conservation), la diversité des espèces et des communautés biologiques devrait être préservées, l'extinction précoce des populations et des espèces doit être évitée, la complexité écologique doit être maintenue, l'évolution doit se poursuivre et la diversité biologique a une valeur intrinsèque. A moyen terme, ces objectifs sont principalement la préservation de la viabilité des populations. De ce point de vue, la taille estimée d'une population, tout comme les taux de productivité et de croissance, sont des indicateurs qui permettent de surveiller son état. Cependant, déterminer un effectif idéal de population est peu pertinent pour assurer la viabilité d'une population (Morris and Doak, 2002; Bessinger and McCullough, 2002). Bien que la probabilité d'extinction soit d'autant plus faible que le nombre d'individus est plus grand, des extinctions locales rapides peuvent être engendrées par des évènements peu prévisibles, notamment par des catastrophes. L'effectif d'une population résulte de processus écologiques et sociaux et politiques tels que dans les cas évoqués concernant les populations de vautours.

Selon la perspective des services écosystémiques, il n'est pas question de valeur intrinsèque; les processus naturels sont nécessaires à la survie ou au bien-être humain, et ils fournissent des services. Pour notre cas d'étude, l'effectif d'une population de vautours et la capacité d'élimination de carcasses sont directement corrélés. Les bénéfices de l'équarrissage

évalués étaient d'autant plus intéressants que la population comptait plus d'individus. En considérant les bénéfices du service qu'elle génère, une population devient un capital naturel (Daily and Ellison, 2002) dont la taille est susceptible d'être gérée selon l'objectif poursuivi. Rappelons que le capital naturel est une métaphore économique pour représenter le stock des ressources naturelles physiques et biologiques (Aronson et al., 2007). La « restauration du capital naturel » fait référence à toute activité qui permet d'améliorer les flux des bénéfices et biens écosystémiques (Aronson et al., 2007). Au contraire de la position plutôt « réactive » de la conservation, la position anthropocentrée et utilitaire peut pousser à une gestion active d'une population, voire un contrôle pour maintenir ou augmenter les bénéfices.

Le déclin mondial des vautours est dû à des actions anthropiques (cf chapitre I), sans qu'elles soient forcément directement dirigées contre eux. Le déclin des rapaces nécrophages observé en Asie suite à l'usage du Diclofénac (Prakash et al., 2003; Green et al., 2004; Oaks et al., 2004; Swan et al., 2006) en est un exemple criant. De manière générale, accorder de l'attention au capital naturel qu'ils peuvent représenter devrait donc théoriquement avoir des conséquences positives sur la conservation des vautours. Au-delà de leur donner un rôle justifiant l'arrêt de destructions directes, cela suppose de réagir face aux destructions indirectes, si ce n'est de tenter de les anticiper. Nous reviendrons néanmoins sur la question de la nature des bénéfices, avec des exemples concrets, dans la partie traitant des aspects pratiques (point 2.2.).

#### 2.1.2. La gestion du service en tenant compte de sa dimension écologique.

Au cours de ce travail, nous avons cherché à produire des connaissances sur le service en tenant compte de l'écologie des vautours fauves. L'angle d'approche était de considérer les besoins alimentaires des rapaces nécrophages comme l'offre du service, la demande était représentée par la mise à disposition de carcasses selon les décisions humaines. Nous avons pu constater qu'un décalage entre l'offre et la demande peut avoir des effets négatifs pour les humains et les vautours. Lorsque la demande est supérieure à l'offre, le risque sanitaire potentiel s'en trouve augmenté, tandis que lorsque l'offre est supérieure à la demande, la population de vautours est susceptible de souffrir d'un manque de nourriture. La situation espagnole en est un bon exemple. Suite aux décisions de la commission européenne en matière d'équarrissage (cf chapitre II point 2.5), les populations de vautours fauves ont vu

leur accès aux ressources trophiques réduire drastiquement et brutalement. Le manque de nourriture a entraîné un changement comportemental (*i.e.* des cas de d'attaque sur du bétail vivant), réduit la productivité et augmenté l'admission d'individus juvéniles dans les centres de soins (Azmanis, 2009) (cf chapitre II point 2.5).

Si l'on reprend l'exemple des Grands Causses, la mortalité dans les élevages se produit à certaines périodes de l'année (mise à l'herbe, agnelage). La dynamique résultante de carcasses à éliminer est affectée par des contraintes économiques et les pratiques d'élevage (cf chapitre III). Le décalage saisonnier entre le nombre de carcasses à éliminer et les besoins alimentaires des vautours a deux principales implications. La première reste à démontrer, mais le défaut de ressources trophiques en saison estivale pourrait être à l'origine des comportements agressifs des vautours envers le bétail (cf chapitre VII). La seconde est que le nombre d'éleveurs bénéficiant de l'équarrissage naturel est moindre en saison hivernale (cf chapitre VII). Pour ne pas augmenter le risque sanitaire, il est nécessaire d'adapter les pratiques d'équarrissage aux capacités des vautours à éliminer les carcasses.

Ces deux exemples illustrent diverses raisons d'un décalage régulier, ou occasionnel et éventuellement persistant, entre l'offre et la demande. Un ajustement spontané de l'offre et de la demande est une situation *a priori* peu probable. Aussi, penser en termes de service, met explicitement en avant la question de l'ajustement entre les carcasses à éliminer et les besoins alimentaires des vautours afin de bénéficier du service.

Par ailleurs, nous avons vu qu'au-delà d'un nombre d'utilisateurs de l'équarrissage naturel, les bénéfices dépendent de la manière de l'utiliser : nous avons examiné un scénario dans lequel il était « sous exploité » (cf chapitre VI partie 2, stratégie « pragmatique »). Surtout, les bénéfices sont limités par la capacité des vautours à éliminer les carcasses : dans un scénario, la capacité de charge était maximale et les bénéfices ne pouvaient être augmenté, alors que le risque potentiel sanitaire augmentait (cf chapitre VI partie 2, stratégie « placette »). Autrement dit, la demande peut agir sur l'offre dans une certaine mesure seulement. Pour bénéficier de l'équarrissage naturel sans introduire de risque sanitaire, il s'agit donc avant tout de « soumettre la demande à l'offre », c'est-à-dire d'adapter les pratiques d'équarrissage à la dynamique naturelle de la population de vautours, en respectant leurs besoins alimentaires.

De la même manière que reconnaître les vautours comme « capital naturel », considérer la question de l'équilibre entre l'offre et la demande dans les prises de décisions

devrait théoriquement avoir des conséquences positives pour les humains comme pour les rapaces nécrophages. Ceci est une situation de bénéfice réciproque, correspondant à la « Win Win Ecology » (Rosenzweig, 2003).

#### 2.2. Les vautours comme producteurs de service, aspects pratiques.

L'équarrissage naturel s'insère dans un contexte où l'équarrissage est un service réalisé par des entreprises. Nous commencerons par un bref récapitulatif des caractéristiques de ces deux services. Ensuite, nous examinerons comment les arguments en faveur de l'équarrissage naturel sont mobilisés par les associations investies dans la protection des vautours, et peuvent servir à la pérennisation des populations de vautours.

# 2.2.1. Le service rendu par les entreprises, le service rendu par les vautours.

Si l'on s'en tient à une description des services d'équarrissage des entreprises privées et des vautours en partant d'éléments théoriques définissant les services (Bancel-Charensol et al., 2000), on peut considérer que leurs fonctionnements respectifs présentent des similitudes. En transformant les carcasses, ces deux équarrisseurs rendent un service considéré comme utile à la société, et leur « activité » d'équarrissage sont toutes deux soumises à des réglementations sanitaires (pour l'équarrissage naturel, à travers la réglementation sur le dispositif « placette »). Le service est coproduit, dans le sens où les « clients », en fournissant les carcasses à l'un ou à l'autre, assurent leur pérennité. Tous deux ont des contraintes : elles sont d'ordre matériel et financier pour les entreprises, elles relèvent du biologique et de l'écologie pour les vautours (cycle de vie, adaptation à un biotope et un régime alimentaire particulier). Il n'en demeure pas moins que, malgré ces convergences, des différences fondamentales, les séparent.

Rappelons que les conséquences de leurs utilisations respectives ont largement été présentées. L'utilisation du service d'équarrissage naturel est plus avantageux économiquement, et notamment dans des zones où la collecte par une entreprise est financièrement déficitaire (d'où la mise en place de réglementations obligeant les équarrisseurs à répondre à toutes les demandes). L'utilisation de l'équarrissage naturel permet

de réduire les émissions de carbone des collectes. A ce titre, elle présente un enjeu pour le développement durable. L'utilisation de ce service permet de préserver la pérennité de population de vautours.

Ensuite, le service rendu par les entreprises privées est plus susceptible d'être organisé, selon l'investissement financier qui y est apporté, en vue de répondre aux besoins en termes de carcasses à éliminer et ainsi d'assurer la sécurité sanitaire. Bénéficier au mieux des avantages de l'équarrissage naturel nécessite en revanche d'adapter les pratiques d'équarrissage selon les besoins alimentaires des vautours. En revanche, les vautours éliminent spontanément des carcasses dont l'emplacement est incertain, soit qu'elles n'ont pas été localisées par l'éleveur, soit qu'elles sont encore inaccessibles aux véhicules.

Enfin, du point de vue des utilisateurs des services d'équarrissage, les modalités d'enlèvement sont différentes et les « prestataires » sont associés à des représentations diverses. Faire appel à l'équarrisseur relève plutôt d'une obligation réglementaire. L'équarrissage naturel laisse moins indifférent ; il peut être perçu comme une simple alternative, comme un évènement plus naturel, un service plus écologique, un système plus sale, ou encore un danger.

Les deux services fonctionnent avec leurs propres spécificités et les conséquences qui en découlent. On peut considérer les capacités de recyclage des vautours comme une « proposition » dont les humains peuvent tenir compte ou non. Ce terme de proposition est employé par Latour, selon lequel réintroduire l'écologie dans la politique c'est d'abord considérer que les non humains proposent des options parmi d'autres pour répondre aux problématiques humaines (Latour, 1999). Une logique de développement durable pourrait motiver la promotion de l'équarrissage naturel. On peut aussi considérer qu'il s'agit simplement d'un service palliant le service rendu par les humains, ce dernier étant susceptible d'être défaillant dans certaines zones (par exemple, privatisation ou crises financières affectant les obligations ou les activités des entreprises, ou simplement des grèves...). Envisager les vautours comme des producteurs de service pose d'une certaine manière la question de la place que la société leur donne, vis-à-vis du service rendu par les entreprises. La reconnaissance du service d'équarrissage naturel au niveau institutionnel provient des associations, et nous allons évoquer leurs actions à ce propos, pour ensuite discuter de leur apport pour la conservation des vautours.

# 2.2.2. Les arguments portés par les associations de protection de la nature.

En réponse aux mesures de surveillance des encéphalopathies spongiformes bovines qui ont affecté les populations de vautours, une association espagnole a évalué et publié les économies d'énergie que le service rendu par les vautours pourrait occasionner par rapport au service d'équarrissage rendu par les entreprises (Robles, 2010). L'auteur souligne qu'une brebis coûte actuellement plus cher morte que vivante, et que plus de 75% du coût dépensé pour l'éliminations de carcasses sont financées par des investissements publics (Robles, 2010). De plus, « en supposant une augmentation de l'effectif de vautours et sans la reconnaissance de l'équarrissage dans les plans de financement de l'équarrissage, les vautours deviendraient des employés des entreprises » (Robles, 2010). Il n'y aurait pas de répartition des bénéfices sur l'ensemble de la société, et en particulier de répercussions pour les éleveurs, « alliés traditionnels de ces oiseaux » (Robles, 2010).

En France, nous avons vu que l'actuel financement des collectes et de l'élimination des carcasses est soutenu en grande partie par les abattoirs (à hauteur de 85% du coût total), et complété par les éleveurs (cf chapitre II point 2.3). Les réformes budgétaires à l'origine de ce plan de financement (cf chapitre II point 2.3) ont été faites dans le but de rationaliser les coûts selon le principe du « pollueur-payeur » (JO Sénat du 04/02/2004 - page 1093). La contribution des éleveurs devrait être portée à 30% du coût total (Orabi, comm. pers.). Selon la logique du « pollueur-payeur », il semble que les utilisateurs de placette individuelle d'alimentation devraient bénéficier d'une minoration de cette contribution. Des négociations dans ce sens ont été ouvertes par la LPO qui voit en cette réforme financière une menace pour ce procédé d'équarrissage. En février 2011, la minoration de la CVO concernerait environ 400 éleveurs (Orabi, comm. Pers. 2011).

### 2.2.3. Un argument nécessaire mais peut-être insuffisant.

Actuellement, la reconnaissance institutionnelle du dispositif de placette individuelle d'alimentation s'accompagne d'encadrement réglementaire au niveau européen (cf chapitre II point 2.6). Le dispositif de placette individuelle d'alimentation devrait donc avoir des effets positifs sur la conservation des vautours ; ce dispositif réinstaure un lien entre les éleveurs et

les rapaces nécrophages, et devrait conserver les capacités naturelles de prospection de ces derniers (cf chapitre V). Cependant, l'utilisation de ce dispositif reste tributaire des réglementations sanitaires sur les déchets animaux. En Espagne, des scientifiques et associations considèrent que les dispositions de la réglementation européenne sont insuffisantes pour préserver le régime alimentaire naturel et les comportements des rapaces nécrophages (Azmanis, 2009, Robles, 2010). Robles fait référence en particulier au règlement 1069/2009 qui étend la possibilité d'utiliser les placettes d'alimentation au niveau européen (cf chapitre II point 2.6). Il constate que la classification des sous-produits animaux n'est pas modifiée par rapport à la norme antérieure, ce qui rend très difficile l'utilisation légale du dispositif d'équarrissage naturel.

D'ailleurs, il n'est pas certain que l'encadrement réglementaire du dispositif assure l'accès des vautours à leurs ressources alimentaires. Il est possible que ce dispositif soit soumis à des contrôles plus rigoureux et que des sanctions soient mises en place et appliquées, ce qui peut potentiellement décourager des éleveurs à utiliser ce système (cf chapitre III).

Les arguments mobilisés par les associations, sont basés sur une forme de justice à propos des finances sociales, dans le but de rétablir (Espagne) voir pérenniser (France) l'accès des vautours à leur ressources trophiques. L'intégration des bénéfices dans le financement de l'équarrissage en faveur des éleveurs pourrait être un atout pour l'équarrissage naturel. En France, les interprofessions de l'élevage (Interveb, Cniel, Anicap) ont un rôle non négligeable dans la conservation de l'équarrissage naturel. Comme nous l'avons signalé, il a été stipulé en 2009, dans le cahier des charges rédigé par ces interprofessions, que les entreprises titulaires des marchés d'équarrissage doivent s'engager à acheminer les carcasses sur les charniers dans les régions concernées (cf chapitre II point 2.2). Néanmoins, il n'est pas certain que des répercussions financières pour les éleveurs assurent une utilisation plus large ou plus durable des placettes. L'aspect économique pourrait être un élément déterminant pour adopter la placette d'alimentation comme système d'équarrissage ; la perception des vautours pourrait l'être tout autant. Les représentations que les éleveurs ont à propos des vautours peuvent évoluer au cours du temps (cf chapitre II point 1.1). Des conflits pourraient émerger à propos des « attaques » de vautours, et entraîner des conséquences peu prévisibles sur l'accès des vautours à leurs ressources alimentaires ou sur les populations de vautours. Par exemple, des décisions politiques locales de fermeture des charniers pourraient être prises afin calmer l'opinion publique inquiétée par les « attaques ». Ou encore, pour protéger leur bêtes, des

éleveurs n'excluent pas de tirer sur des vautours qui s'approchent des troupeaux (éleveur, comm. pers. Pays basque espagnol, 2010).

Aussi, la reconnaissance du service au niveau réglementaire et économique n'est pas une garantie de la pérennité des vautours. Il apparaît que le lien entre la reconnaissance d'un service et la pérennité des espèces qui le rendent n'est pas évident, et dépend probablement de la forme que prend cette reconnaissance.

#### 2.2.4. Des arguments relatifs?

Une reconnaissance basée uniquement sur la dimension utilitaire, c'est-à-dire les bénéfices que l'on tire de la présence d'équarrisseurs naturels, n'est pas non plus un gage de pérennité du service et des vautours. En effet, si les perceptions que les éleveurs ont à propos des vautours peuvent évoluer, les enjeux sociétaux aussi. En France, l'enjeu sanitaire apparu au siècle dernier voulait que les carcasses soient des déchets à éliminer (cf chapitre II point 2.1). Aujourd'hui, l'enjeu de la protection de la biodiversité rend plus ou moins possible l'accès des carcasses aux vautours. Comme nous l'avons constaté, ce dernier enjeu est toujours confronté de manière importante à l'enjeu sanitaire. Il peut éventuellement être confronté de manière locale et ponctuelle à un enjeu sur l'emploi. Si les entreprises d'équarrissage importantes telles qu'Atemax et la Saria sous-traitent aujourd'hui les collectes avec la LPO d'Aveyron et le PNC, les petites entreprises d'équarrissage n'y sont pas forcément enclines (Verdon, comm. pers.). Ce dernier exemple n'est pas significatif aujourd'hui mais pourrait le devenir. L'enjeu sur l'énergie entraîne le développement de technologies de méthanisation à partir des carcasses d'animaux (mentionné chapitre II point 2.4). Pour répondre aux attentes du Grenelle de l'environnement, Saria industries a développé depuis 2009 un pôle énergie, se dotant ainsi d'une nouvelle offre industrielle par la création de la filiale Bionerval spécialisée dans la méthanisation des déchets organiques. Les technologies mises en place devraient servir à la production de biogaz valorisable sous la forme d'électricité et de chauffage mais aussi la production de bio-carburants (Lelièvre, 2007; Industries, 2010). Si la diversification des sources de production d'électricité est un enjeu sur le territoire Français suite à la hausse du tarif de rachat depuis 2006, la préoccupation concernant la production de biocarburant est, elle, internationale. Or les biodiesels fabriqués à partir de graisses animales possèderaient des qualités intéressantes par rapport à ceux

constitués uniquement d'huiles végétales (Pearl, 2003) et la production de nouvelles générations de biocarburant est en plein essor à l'échelle mondiale. Des usines utilisant les graisses animales pour produire des biodiesels existent déjà ou sont en cours d'implantation aux USA, en Nouvelle-Zélande, au Bresil et au Canada (CEIS, 2007). Ainsi, les carcasses deviendraient des ressources valorisées financièrement, ce qui éventuellement peut mener à la création d'emploi. Une valorisation financière des carcasses d'animaux d'élevage pourrait remettre en question l'argumentaire économique en faveur de l'équarrissage naturel. L'argumentaire sur les émissions de carbone peut lui aussi être minimisé par des avancées technologiques (filtres, moyens de transport électrique...). Si ces arguments sont les seuls et qu'ils ne sont plus considérés comme valables, le rôle d'équarisseur des vautours sera-t-il limité à l'équarrissage des seules carcasses de la faune sauvage ? On peut penser que réduire une entité naturelle à des bénéfices ne garantit pas sa conservation dans la mesure où les buts, les préférences, les bénéfices qu'une société souhaite optimiser, peuvent fluctuer.

Ainsi, nous pouvons conclure sur l'intérêt de mobiliser le concept de service écosystémique pour la conservation des vautours. De manière théorique, envisager les vautours en tant que capital naturel et producteurs de service devrait mener à des bénéfices communs et servir à leur conservation, puisque cela suppose de tenir compte de leurs besoins alimentaires (points 2 de ce chapitre). Pourtant, la nature des arguments -bénéfices en termes économiques et de réduction d'émission de carbone- ne semble pas appropriée pour justifier une conservation à long terme. Il n'en demeure pas moins que la reconnaissance de l'équarrissage naturel dans la réglementation et dans les plans de financement de l'équarrissage sont des atouts pour la conservation des vautours.

Ce bref examen sur la pertinence des arguments apportés par l'approche services écosystémiques pour la conservation des vautours est un exemple appliqué à une espèce emblématique. Il peut donner matière à une réflexion sur l'approche service écosystémique envisagée par le MEA vis-à-vis de la conservation des espèces.

### 3. Les services écosystémiques au service de la conservation.

Sur le terrain politique de la conservation, au sens large, une espèce peut être à la fois considérée comme étant à protéger, utile ou nuisible selon les différentes parties prenantes. Au lieu de considérer l'intérêt de préserver ou non une espèce, la conception de la nature

envisagée par le MEA considère avant tout les processus naturels et les fonctions qui découlent d'interaction entre les espèces et avec leur milieu. En réponse à la globalisation des enjeux de conservation, des études de terrain ont été réalisées dans de nombreux pays durant le MEA (M.E.A., 2005). Elles ont abouties à une synthèse : la nature est appréhendée dans sa globalité avec un certain degré d'abstraction, revêtant ainsi un caractère générique. Les espèces n'étant pas représentées, cette perspective n'implique pas directement des prises de position à leur égard, et n'interroge pas davantage les représentations qui leurs sont associées. Cette synthèse sort d'un contexte socio-économique particulier.

De plus, le cadre d'analyse reste neutre par rapport aux services et donc aux processus naturels à préserver. Quant à la question de la gestion de la nature (préservation ou prélèvement et transformation d'éléments naturels), aucune option n'est préconisée. Une forêt peut être conçue comme une ressource en bois (donc offrant un service de prélèvement), un espace procurant des services culturels, ou encore un service de régulation (filtration de l'eau). La perspective offerte par le MEA ne statue pas sur la nécessité de l'aménager ou de la laisser telle quelle. Elle n'apporte pas de réponse sur le rôle à lui attribuer, si ce n'est que ce rôle doit bénéficier aux humains.

L'approche proposée par le MEA ne fournit pas de bases concrètes ou opérationnelles pour la conservation. Ainsi, elle laisse à la sphère politique le soin de prendre position sur les espèces et les services à conserver. Il n'en demeure pas moins qu'elle a été construite dans un but politique, en vue de favoriser la conservation d'espèces et d'espaces, et qu'elle est bâtie sur une conception anthropocentrée de la nature. Elaborée par des chercheurs, elle représente un cadre scientifique qui peut correspondre à une vision moderne de la nature telle que décrite par Raphaël Larrère : « dans sa vision de la nature (processus en équilibre), comme dans le partage qu'elle établie entre nature et société, il y a de quoi concevoir une entreprise, qui insiste certes sur la transformation et l'exploitation de la nature, mais qui se préoccupe de sa protection » (Larrère et Larrère, 1997). Soumise à l'exploitation, la nature doit aussi être conservée. Envisageant une exploitation durable de la nature, cette conception héritée de Gifford Pinchot, s'oppose à et s'est imposée face l'idée de protection des espaces naturels, portée par l'autre père fondateur de ce que l'on appelle aujourd'hui la conservation, John Muir (Larrère et Larrère, 1997; Smith, 1998).

La conception anthropocentrée confère aux entités naturelles une valeur utilitaire (Larrère et Larrère, 1997). Comme nous l'avons indiqué en introduction, pour les chercheurs du MEA, cette conception paraît plus opérante pour le maintien des processus écosystémiques

qu'attribuer une valeur intrinsèque aux entités naturelles : l'argumentaire retenu devrait être mieux entendu par les interlocuteurs des protecteurs de l'environnement. La perspective utilitariste devient un moyen d'intégrer la conservation dans la politique, puisqu'elle correspond à un système de pensée dominant. Autrement dit, préserver les processus naturels pour la survie et le bien-être de l'espèce humaine devrait recueillir l'adhésion d'un plus grand nombre d'acteurs.

La posture anthropocentrée du MEA n'est donc pas neutre et nous évoquerons les implications directes d'une logique utilitariste pour la conservation. Par ailleurs, comme nous l'avons déjà indiqué, le MEA a eu vocation à réintégrer l'écologie dans le concept de service écosystémique. La prise en compte des processus naturels dans les décisions est préconisée, et nécessite des connaissances « techniques ». A travers quelques exemples, nous aborderons les intérêts et limites possibles de cette démarche.

#### 3.1. Une perspective utilitariste, un chemin vers la conservation?

La conservation est contrainte par les investissements qui y sont alloués. Bien souvent se pose la question de définir des priorités de conservation en termes d'espèces et d'espaces. La réponse ne peut-être apportée par la science (Marris, 2007). L'approche par les services écosystémiques propose d'y répondre par une posture utilitaire : quelles espèces ou assemblage d'espèces sont-ils utiles à la vie humaine ?

Certains services sont *ipso facto* reconnus comme nécessaires ; ainsi la mobilisation du concept de service écosystémique a permis d'orienter des financements pour une gestion durable des services d'approvisionnement et de soutien. Un des premiers exemples emblématique cité dans la littérature est celui de la conservation d'une forêt dans le but de purifier de l'eau utilisée par la ville de New York (De Groot et al., 2002). Dès 2003, la CBD a adopté un plan d'action pour une initiative appelée « International Pollinator Initiative » (Williams, 2003) visant à la conservation le service de pollinisation. Au Royaume Uni, par exemple, les pouvoirs publics ont investi 10 millions de pounds dans la « European Pollinator Initiative ». En 2009, l'Europe finance le projet SOILSERVICE<sup>16</sup>. Les services concernant

-

<sup>16</sup> http://www.kem.ekol.lu.se/soilservice/

l'agriculture étaient déjà des préoccupations majeures aux débuts des politiques en faveur du développement durable.

On peut penser que la gestion durable de ces processus naturels pourrait permettre le maintien de nombreuses espèces, qui n'auraient pas été identifiées comme patrimoniales, donc peu susceptibles au premier abord de devenir des priorités de conservation. On peut aussi penser que d'autres espèces, peu impliquées dans le processus considéré, puissent se maintenir grâce aux pratiques établies pour la gestion durable.

Cependant, penser la nature en termes de services implique une traduction des processus naturels en termes de bénéfices : on peut craindre que la « préservation » des services ne devienne l'exploitation de certains services et le désintérêt pour d'autres, avec des conséquences sur les espèces qui les rendent. De plus, préserver ou favoriser un service n'implique pas forcément de préserver toutes les espèces présentes sur un site. En considérant les bénéfices qu'elles génèrent, certaines espèces peuvent être considérées comme non performantes. Dans le cas abordé par Kremen (2008) et Ghazoul (2008), cité dans le chapitre VI, l'espèce d'abeille native ne peut rendre un service de pollinisation efficace, le cycle de vie et les effectifs des populations d'abeilles ne correspondant pas aux besoins des agriculteurs en termes de pollinisation. La solution proposée est alors de mettre en place des compensations financières pour contrebalancer les coûts d'opportunité des agriculteurs. Mais dans ce cas, un service écosystémique, à l'origine gratuit, devient payant. On peut se demander qui paye et jusqu'à combien paie-t-on ? Penser la nature en termes de services implique une logique de sélection d'espèces considérées comme adaptées à rendre le service, et au désintérêt de celles « maladaptées » à rendre service.

## 3.2. La réintégration de l'écologie dans le concept de SE, un chemin vers la conservation ?

La compréhension des services écosystémiques repose en grande partie sur les études en écologie. Les connaissances qui en découlent peuvent apporter des informations sur le fonctionnement des processus, les éléments et les relations clefs qui les composent. Ces informations peuvent alors être mobilisées pour la préservation et l'utilisation de la nature au service des humains. Pourtant, la production de connaissances sur la nature, associée à une perspective utilitariste, a plutôt abouti à la sélection d'espèces et de services. En témoignent

les développements de l'agronomie et de la zootechnie qui ont largement mobilisé des connaissances en biologie. Ils tendent vers une émancipation des productions de biens consommables vis-à-vis des processus écologiques et des rythmes naturels.

En témoignent également les développements de l'ingénierie écologique, qui partage des similitudes avec l'approche du MEA (cf chapitre I). En pratique, le développement de l'ingénierie écologique prend différentes formes exposées dans le discours de clôture du colloque GAIE de l'année 2006, par Abbadie lors de la fermeture : par exemple, l'apport de la faune du sol améliore la structure du sol et par conséquent les rendements de cultures (Lavelle et al., 1997). Par ses activités, la faune du sol améliore la qualité des sols. Elle rend à ce titre un service écosystémique (Lavelle et al., 2006). Elle constitue une manipulation environnementale « douce ». L'utilisation de bulldozers et de pesticides pour réaménager d'anciennes carrières est en revanche un exemple de manipulations plus « dures ». Enfin, des applications basées sur les connaissances biologiques, et reconnues comme une forme d'ingénierie écologique, mènent à la création d'outils biologiques. D'après la définition initiale du fondateur de l'ingénierie écologique, Howard T. Odum, il s'agissait d'utiliser la capacité d'auto-organisation et de résilience des systèmes naturels. Or, pour certaines de ces manipulations, la part qui est laissée au « naturel » peut être infime et leurs conséquences en termes d'écologie et de durabilité peuvent être interrogées.

Ainsi, au regard de ces quelques exemples, l'utilisation des connaissances en écologie n'impliquent pas forcément la préservation de l'environnement. La perspective holistique du MEA apporte un élément essentiel: la notion d'interdépendance entre les processus et les services qui y sont associés. En se focalisant sur les interdépendances entre les processus naturels et les relations entre les processus et le bien être humain, le rôle de la recherche est alors de donner des informations pour faciliter les décisions. La notion d'interdépendance rappelle qu'agir sur certains processus peut se faire au détriment d'autres ; elle permet d'ailleurs de mettre en évidence le fait que favoriser un service peut générer un conflit ou se révéler incompatible avec la préservation d'un autre service (*i.e.* les services de prélèvement ont des conséquences négatives sur les autres services (Carpenter et al., 2009). Cependant, ces interdépendances sont encore mal connues et en tenir compte des interdépendances requiert un niveau de connaissances qui n'a pas encore été atteint.

Biosphère 2 est une serre géante construite à la fin des années 80 dont l'objectif est de reproduire une biosphère miniature dans laquelle les principaux types d'écosystèmes sont présents. Cette expérience fut soldée par un échec et en 1994 une deuxième tentative fut

lancée; 6 mois plus tard, le taux d'oxygène s'effondra et la concentration de gaz carbonique s'éleva pour atteindre une valeur de 571 ppm. Parallèlement à ces phénomènes, on observa la disparition de la plupart des espèces (la majeure partie des insectes et 19 des 25 espèces de vertébrés). Les fourmis, les blattes ou les sauterelles vertes étaient devenues des espèces invasives de la serre. Trente ans après cet ambitieux projet, le manque de connaissances en écologie est toujours identifié comme un frein pour la gestion des services écosystémiques (Daily et al., 2009). La réintégration de l'écologie dans le concept de service écosystémique constitue un enjeu majeur pour la conservation afin d'élaborer des pratiques environnementales respectant les interdépendances entre les processus écologiques. Cependant, prendre en considération les relations entre les espèces et leur environnement biophysique, n'est pas aisé. On peut alors craindre que les décisions politiques (des institutions, des ONG, des entreprises) liées aux services écosystémiques ne soient davantage basées sur les bénéfices évalués, soit la dimension utilitaire, que sur les incertitudes quant aux conséquences écologiques de leurs actions, soit la dimension « technique » apportée par le MEA.

## 3.3. La conservation et les mécanismes de préservation des services écosystémiques.

Après la traduction d'une fonction d'un écosystème en termes de bénéfices, constituant la reconnaissance du service, sont instaurées des mesures institutionnelles et financières pour préserver le service (Daily and Matson, 2008; Daily et al., 2009). Comme nous l'avons précédemment écrit au sujet de l'équarrissage, l'institutionnalisation des placettes individuelles d'alimentation, et la diminution de la contribution financière à l'équarrissage pour les éleveurs utilisant l'équarrissage naturel, sont des atouts pour la conservation des vautours. Ils ne sont cependant pas une garantie de la viabilité des populations.

En Europe, l'Agenda 2000 a établi la protection de l'environnement comme un objectif important de la réforme de la PAC et a mis l'accent sur une agriculture intégrée alliant viabilité économique et respect de la nature (http://ec.europa.eu/). L'Europe propose

des incitations financières aux agriculteurs qui offrent des services environnementaux (Aznar and Perrier-Cornet, 2002), ce type de dispositif étant nommé aujourd'hui « Paiement pour Services Environnementaux » (PSE). La logique diffère de celle du pollueur payeur dans la mesure où les investissements pour la conservation passent par des acteurs locaux, lesquels sont reconnus comme « co-producteurs » de service écosystémique, ou « prestataires » (Aznar et Perrier-Cornet, 2002). Ce dispositif confère d'une certaine manière un rôle aux humains dans les services écosystémiques examinés jusqu'ici comme étant produits par des processus naturels. Cette perspective paraît fructueuse puisqu'elle reconnaît explicitement la responsabilité humaine dans la survie et le bien-être humain ; la qualité de ces services résultent d'une activité de production d'agents bénéficiant à d'autres agents sans échange monétaire (Després et Normandin, 1996).

Pourtant, au-delà d'inciter les acteurs locaux à certaines pratiques, le succès de la conservation de l'environnement dépend largement des connaissances des conséquences écologiques des pratiques environnementales concernées. Avant d'être pensées comme un moyen de préserver la biodiversité, les pratiques agricoles ont souvent été considérées comme un facteur négatif sur la biodiversité (Pullin, 2002). L'effet négatif des services de prélèvement sur les autres services (Carpenter, 2009) tient surtout à la prise en compte de ces connaissances pour définir de nouvelles pratiques. La mise en place d'un mécanisme financier pour préserver des services malgré le manque de connaissances des processus écologiques peut se révéler contre-productif pour la conservation de ces services et des espèces qui les rendent (Palmer and Filoso, 2009). On sait que les marchés environnementaux créés avec des actifs basés sur la restauration de services peuvent accélérer la dégradation de l'environnement : sans une bonne compréhension des potentielles défaillances de la restauration, la qualité du service restauré n'est pas assurée et ne saurait correspondre aux pertes (Palmer and Filoso, 2009).

Le dispositif de PSE a des implications non négligeables identifiées par Kosoy et Corbera (2010): "First, it involves narrowing down an ecological function to the level of an ecosystem service, hence separating the latter from the whole ecosystem. Second, it assigns a single exchange-value to this service and, third, it links 'providers' and 'consumers' of these services in market or market-like exchanges". Ce dispositif montre ainsi des limites techniques sur la prise en compte de la complexité écologique des processus, et des limites éthiques sur la marchandisation de la nature.

De manière plus concrète, et sur l'exemple de la gestion de la forêt tropicale, Karsenty (2011) expose la difficulté à définir ce sur quoi doivent porter les rétributions (des changements de pratiques, une rémunération pour le carbone stocké...). De plus, le motif de conservation pouvant devenir l'intérêt pécuniaire, cela induirait une possible transformation des « acteurs ruraux en créanciers menaçants » (Karsenty, 2011). Il évoque une autre conséquence potentielle associée à ces paiements, par rapport aux enjeux financiers: l'émergence de « conflits entre communautés voisines » à propos des droits fonciers et de « tensions autours de l'identité et de la filiation généalogiques conditionnant le droit d'accès» (Karsenty, 2011). Enfin, il soulève la question éthique que pose l'évaluation de la rétribution, à savoir si cette compensation du coût d'opportunité permet ou non aux populations de sortir de leur pauvreté.

Ainsi, l'étape de mise en œuvre de la reconnaissance d'un service peut être délicate et ne conduit pas systématiquement à une conservation effective. Et selon le(s) dispositif(s) mis en place, elle peut aussi avoir des impacts sur les rapports sociaux à une échelle locale comme internationale. Connaître les conséquences de l'intégration du concept de service écoystémique dans les politiques est essentiel et fait ainsi l'objet de recherches actuelles : Par exemple, le projet SERENA (www.inra.fr) propose une analyse comparative des conséquences de dispositifs d'action publique intégrant la notion de service environnemental sur les perceptions et les pratiques des agriculteurs en France, au Costa Rica et à Madagascar.

#### 3.4. Une question de rapport à la nature ?

L'écologie est un terrain de jeu où s'affrontent nos systèmes de valeurs.

Y. Gunnell, 2009

Comme celles des vautours, les causes de déclin d'un grand nombre d'espèces sont, pour la plupart d'entre elles, des effets émergents d'actions anthropiques tournées vers une recherche de « progrès » pour le « bien-être » humain. Dans le cas des vautours, il s'agit d'empoisonnements de cadavres visant à éliminer des populations de « nuisibles », d'effets de produits pharmaceutiques utilisés pour améliorer la productivité des élevages, de conséquences de réglementations sanitaires afin d'éviter les épidémies et épizooties. On peut se demander si l'objectif du bien-être humain, repris par le MEA, est compatible avec la

conservation. Notamment pour des espèces qui, aujourd'hui, ne sont pas perçues comme nécessaires à la survie humaine Cette considération souligne le rapport particulier qu'entretient l'Humain aux autres espèces. Nous en laissons disparaître, en faisons disparaître, en transformons (agriculture, élevage), en choisissons (définir des priorités de conservation).

En replaçant les processus naturels dans le concept de service écosystémique, les chercheurs du MEA en appellent à une gestion de la nature basée sur les connaissances écologiques. Comme nous l'avons évoqué, étant donné l'état actuel des connaissances (point 3.2), il n'est pas toujours aisé d'instaurer une gestion raisonnée des ressources ou de saisir les modifications faites à notre environnement (point 3.3). En conservant une posture anthropocentrée, et en considérant la nature à travers son utilité pour la pérennité de l'espèce humaine, on alors peut proposer deux interprétations caricaturales à partir du concept de service écosystémique. En considérant les lacunes des connaissances sur les rôles des espèces dans les processus naturels, et les interdépendances des processus, une interprétation possible est que la conservation devrait englober tous les écosystèmes dont le fonctionnement n'est pas totalement connu. L'autre interprétation relève de la logique en cours ; « favoriser » certaines espèces au nom de la satisfaction de besoins et du bien-être humain, et se désintéresser de celles qui ne paraissent pas suffisamment bénéfiques pour l'être humain. Toujours selon un rapport utilitaire à la nature, la première interprétation fait appel au principe de précaution, tel qu'entériné en 1992 dans la convention de Rio, à partir du principe de responsabilité proposé par Hans Jonas (i.e. Godard, 2000). Cette interprétation apparaît coûteuse (i.e. en termes de coût d'opportunité), du moins à court terme, et le principe de précaution, par ses incohérences ne conduirait « dans aucune direction » (Sunstein, 2010). La seconde pourrait être couteuse et/ou dangereuse à long terme. D'une part, les écosystèmes exploités sont susceptibles de dépasser des états seuils (May, 1977; Walker et al., 2002) entraînant des pertes de fonctions « irréversibles » (Aronson et al., 1993), souvent peu prévisibles. Si des fonctions naturelles qui s'avèrent nécessaires aux humains disparaissent, il devient « coûteux » de les restaurer moyennant cette possibilité. D'autre part, dans une perspective évolutionniste des systèmes socio-écologiques (i.e. Gunderson and Holling, 2001), les décisions humaines ne permettent pas d'assurer les processus d'adaptation des systèmes écologiques (Blandin, 2009), réduisant ainsi ce que l'on peut considérer être le capital naturel futur.

Bien que ces deux interprétations soient des « cas limites », elles reflètent des positionnements existants vis-à-vis de la crise actuelle, et suggèrent que penser le rapport à la nature en termes utilitaires n'offre pas d'issue satisfaisante. En réaffirmant la dimension

utilitaire qui est donné à la nature -associée à une logique de sélection (point 3.1)-, le concept de service écosystémique repose la question du rapport de l'homme à la nature (Devictor, 2011), qui a été l'objet de nombreux écrits dans le domaine de l'éthique environnementale. Brièvement, au coté de la position anthropocentrée concevant une nature au regard d'intérêts humains, deux autres manières d'envisager ce rapport sont couramment citées. Le biocentrisme, qui se réfère à la position selon laquelle « la vie est une fin en soi » s'est révélée inopérante pour la conservation (Larrère et Larrère, 1997). Dans une vision du monde écocentrée (Larrère et Larrère, 1997), l'Homme est un élément d'un réseau naturel et la préservation de la nature repose sur le sentiment d'appartenance de l'individu à la communauté du vivant (Larrère et Larrère, 1997). En tant qu'organismes ingénieurs nous transformons la nature (Jones et al., 1994) : S'il est certain que les processus naturels nous offre des services, n'y voir que cela semble ouvrir des voies à la démesure. Alors, fonder le respect de la nature sur un sentiment moral, est-ce une solution pour ne pas s'y perdre ? pour « maîtriser notre maîtrise de la nature » (Génot, 2003) ? ou pour remettre en question et pour mesurer nos tentatives de maîtrise de la nature ?

#### PERSPECTIVES.

Acquérir des connaissances sur l'équarrissage naturel devrait permettre de proposer des mesures de gestion selon les différents contextes locaux en vue de préserver les populations de vautours. Les résultats obtenus avec une population d'éleveurs plus représentative des Grands Causses (Chapitre VI) sont différents de ceux obtenus avec une population fictive (Chapitre V), notamment en ce qui concerne l'interdiction l'utilisation de placettes officieuses. L'adaptation du modèle en fonction des terrains, qu'ils s'agissent des pratiques ou des populations d'espèces impliquées dans l'équarrissage naturel est nécessaire pour faire des recommandations de gestion adaptées. De plus, les valeurs des indicateurs ne pouvant être mieux appréhendées que par les principaux intéressés, l'organisation de restitutions pourraient être envisagées.

Eviter d'éventuels conflits liés à des comportements « agressifs » des vautours nécessite de tenir compte de leurs besoins alimentaires, ce qui implique de pouvoir les évaluer. Les hypothèses testées sur l'intensité de la compétition pour les juvéniles génèrent différents effectifs de la population de vautours. Ces effets peuvent être affectés par la forme des relations entre les ressources consommées et les taux de survie correspondants par classe d'âge. D'autres relations pourraient être testées, notamment des relations basées sur des fonctions logistiques. L'incertitude se pose également à propos de la relation entre nourriture et taux de productivité. Calibrer de telles fonctions nécessite cependant de pouvoir disposer de données suffisamment robustes pour ne pas induire des effets de seuils sans réalité biologique.

En se basant sur les besoins individuels des vautours et leur capacité de jeûne, ainsi que les bilans énergétiques individuels, soit les pertes et les gains d'énergie dus à la recherche de nourriture et de prise alimentaire, l'approche individu-centrée permet peut-être d'éviter ce type d'écueil. Elle permettrait en outre d'intégrer de manière plus fine les mécanismes de prospection et de compétition intra-spécifique. L'hypothèse que la distribution spatiale des ressources puisse affecter la compétition pour les ressources subie par les juvéniles pourrait être testée, ce qui n'a pas été possible avec le modèle développé au cours de cette étude. Néanmoins, l'approche individu-centré multiplie les hypothèses nécessaires à la représentation des comportements. Le comportement de prospection à lui seul inclut la représentation de la méthode de déplacement, des capacités de mémorisation, du mécanisme

de recrutement. Les premiers résultats obtenus de suivis par GPS de vautours de la population des Grands Causses, réalisés par Olivier Duriez dans le cadre d'un programme ANR « SoftPop » devraient permettre d'évaluer la représentativité si ce n'est la validité du modèle individu centré de Deygout. En effet, les données récoltées permettent de retracer les parcours journaliers des vautours. Ces données pourront en outre informer sur les variations des aires prospectées et permettre de réduire l'incertitude de la venue des vautours pour les éleveurs situés en périphérie.

Par ailleurs, bien que nous ayons centré cette étude sur les vautours fauves qui sont les plus nombreux en France, l'équarrissage naturel est le fait d'un cortège d'espèces (Selva and Donázar, 2009). Une approche interspécifique permettrait d'enrichir les indicateurs en termes de biodiversité. Une adaptation plus « écosystémique » du modèle pourrait être envisagée. A titre d'exemple, un modèle intégrant 3 espèces de vautours et de 10 espèces dont les carcasses sont consommées par les vautours, a été développé pour estimer les dynamiques de populations des ces 13 espèces dans une partie des Pyrénées (Colomer et al., 2011). Notons que les recherches sur les structures et dynamiques des réseaux trophiques prennent encore peu en compte la nécrophagie (Wilson and Wolkovich, 2011).

Enfin, au-delà d'envisager la gestion des ressources apportées aux vautours à l'échelle d'une seule population, l'échelle méta-populationnelle est à considérer. Des vautours dits « exogènes » sont régulièrement observés sur les sites (comptes rendus des suivis de la LPO, consultables dans la revue Vautours infos), mettant en évidence leurs capacités à se déplacer. Le lien, supposé dans les discussions de cette étude, entre la distribution temporelle des ressources et les comportements « d'attaques » comme ceux de dispersion, nécessiterait des investigations plus approfondies en vue de le valider ou de l'invalider, de pouvoir le caractériser le cas échéant avec des données chiffrées, et de préciser des recommandations de gestion adaptées. La fermeture des charniers en Espagne correspond à la multiplication de déclarations d'attaques de vautours sur du bétail dans les Pyrénées (Arthur et Zenoni, 2010). Le développement d'un modèle de la dynamique de populations de vautours en fonction des ressources, à une échelle méta-populationnelle, permettrait d'anticiper l'effet d'évènements localisés sur l'ensemble des populations.

#### LIVRET DES SIMULATIONS: PARAMETRES ET SCENARIOS.

#### Chapitre IV. LA MODELISATION MULTI-AGENTS DU SYSTEME ETUDIE.

	Valeur			Référence	
Nombre d'ovins par éleveurs	300-400				(Bobbé, 2009)
Taux annuel de mortalité dans les					
troupeaux	0.03				(DDA Aveyron)
Répartition saisonnière de la	Eté	Automne	Hiver	Printemps	(Morio, 2006)
mortalité dans les troupeaux	0.18	0.19	0.37	0.26	
Disponibilité des carcasses (jours)			5		
Nombre d'éleveurs nourrissant les					
vautours	500				
Proportion d'entre eux utilisant une					
placette			1		

Tableau 1. Valeurs des paramètres concernant l'élevage et l'équarrissage pour l'analyse de sensibilité de l'effectif de la population de vautours aux paramètres démographiques (point 7). Les valeurs des paramètres concernant l'élevage (Nombre d'ovins par éleveurs, Taux annuel de mortalité dans les troupeaux, Répartition saisonnière de la mortalité dans les troupeaux) proviennent d'estimations dans la région des Grands Causses.

Smi			Pmi		
Classe des	Classe des	Classe des	Classe des	Classe des	
individus juvéniles	individus de 4	individus de plus	individus de 4 ans	individus de plus	
	ans	de 4 ans	(PmSA)	de 4 ans (PmA)	
$^{2}\sqrt{0,765}$	<sup>4</sup> √0,967	$^{4}\sqrt{0,967}$	0,5	0,9	
0,5	⁴√0,967	<sup>4</sup> √0,967	0,5	0,9	
0,9	<sup>4</sup> √0,967	$^{4}\sqrt{0,967}$	0,5	0,9	
$^{2}\sqrt{0,765}$	0,5	$^{4}\sqrt{0,967}$	0,5	0,9	
$^{2}\sqrt{0,765}$	0,9	<sup>4</sup> √0,967	0,5	0,9	
$^{2}\sqrt{0,765}$	$^{2}\sqrt{0,765}$	0,5	0,5	0,9	
$^{2}\sqrt{0,765}$	⁴√0,967	0,9	0,5	0,9	
$^{2}\sqrt{0,765}$	<sup>4</sup> √0,967	$^{4}\sqrt{0,967}$	0,7	0,9	
$^{2}\sqrt{0,765}$	<sup>4</sup> √0,967	<sup>4</sup> √0,967	0,9	0,9	
$^{2}\sqrt{0,765}$	<sup>4</sup> √0,967	<sup>4</sup> √0,967	0,5	0,5	
$^{2}\sqrt{0,765}$	<sup>4</sup> √0,967	$^{4}\sqrt{0,967}$	0,5	0,7	
$^{2}\sqrt{0,765}$	⁴√0,967	<sup>4</sup> √0,967	0,5	0,9	

Tableau 2. Récapitulatif des valeurs de paramètres de survie et de productivité par simulation pour l'analyse de sensibilité de l'effectif de la population de vautours aux paramètres démographiques (point 7).

## Chapitre V. LA GESTION DE L'EQUARRISSAGE NATUREL, ENTRE PRATIQUES HUMAINES ET COMPORTEMENTS D'ALIMENTATION DES RAPACES NECROPHAGES.

Les scénarios de ce chapitre ont été constitués sous un angle écologique, en s'intéressant exclusivement au service d'équarrissage naturel. Il s'agit i) d'observer les conséquences des volumes de carcasses, des lieux et des périodes de dépôts à l'intention des rapaces nécrophages (pratiques et organisation de l'équarrissage), sur l'effectif de la population de vautours et de l'efficacité d'équarrissage sur les placettes, et ii) d'évaluer les effets de comportements d'alimentation des vautours.sur les mêmes indicateurs.

	Valeur	Référence
Nombre d'ovins par éleveurs	300-400	(Bobbé, 2009)
Taux annuel de mortalité	0.03	(DDA Aveyron)

**Tableau 3. Valeurs de paramètres concernant les troupeaux.** Ces valeurs sont fixées pour toutes les simulations de ce chapitre.

Pratiques et organisation de l'équarrissage		Comportements d'alimentation des vautours		Elevage		
Nombre	Proportion	Type de	Comportement	Compétition	Taux saisonniers	Disponibilité
d'éleveurs	d'entre eux	collecte par les	de prospection	pour les	de mortalité	des carcasses
nourrissant	utilisant une	gestionnaires		juvéniles	dans les	(jours)
les vautours	placette				troupeaux	
250	0.25	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
250	0.50	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
250	0.75	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
250	1	-	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	0	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	0.25	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	0.50	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	0.75	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	1	-	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
750	0	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
750	0.25	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
750	0.50	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
750	0.75	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
750	1	-	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
1000	0	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
1000	0.25	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
1000	0.50	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
1000	0.75	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
1000	1	-	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	1	-	au plus proche	Contest	Grands Causses	2

500	1	-	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	1	-	au plus proche	Contest	Grands Causses	8
500	1	-	au plus proche	Contest	Grands Causses	11
500	1	-	au plus proche	Contest	Grands Causses	14
500	0.50	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	2
500	0.50	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	0.50	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	8
500	0.50	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	11
500	0.50	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	14
500	0	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	2
500	0	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	0	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	8
500	0	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	11
500	0	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	14

**Tableau 4. Récapitulatif des valeurs des paramètres par simulation de la partie 1** : La sensibilité des indicateurs à la quantité et à la répartition spatiale des ressources.

Pratiques et organisation de l'équarrissage		Comportements d'alimentation		Elevage		
			des vautours			
Nombre	Proportion	Type de	Comportement	Compétition	Taux saisonniers	Disponibilité
d'éleveurs	d'entre eux	collecte par les	de prospection	pour les	de mortalité	des carcasses
nourrissant	utilisant une	gestionnaires		juvéniles	dans les	(jours)
les vautours	placette				troupeaux	
500	1	-	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	1	-	au plus proche	Contest	Décalée	5
500	1	-	au plus proche	Contest	Constante	5
500	0	Journalière	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	0	Semaine	au plus proche	Contest	Grands Causses	5
500	0	1 jour sur 2	au plus proche	Contest	Grands Causses	5

**Tableau 5**. **Récapitulatif des valeurs des paramètres par simulation de la partie 2** : La sensibilité des indicateurs à la répartition temporelle des ressources.

Pratiques et organisation de l'équarrissage		Comportements d'alimentation des vautours		Elevage		
Nombre	Proportion	Type de	Comportement	Compétition	Taux saisonniers	Disponibilité
d'éleveurs	d'entre eux	collecte par les	de prospection	pour les	de mortalité	des carcasses
nourrissant	utilisant une	gestionnaires		juvéniles	dans les	(jours)
les vautours	placette				troupeaux	
250	0	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
250	0.25	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
250	0.50	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
250	0.75	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
250	1	-	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
500	0	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
500	0.25	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
500	0.50	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5

500	0.75	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
500	1	-	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
750	0	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
750	0.25	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
750	0.50	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
750	0.75	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
750	1	-	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
1000	0	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
1000	0.25	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
1000	0.50	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
1000	0.75	Journalière	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
1000	1	-	Aléatoire	Contest	Grands Causses	5
250	1	-	au plus proche	Scramble	Grands Causses	5
500	1	-	au plus proche	Scramble	Grands Causses	5
750	1	-	au plus proche	Scramble	Grands Causses	5
1000	1	-	au plus proche	Scramble	Grands Causses	5

Tableau 6. Récapitulatif des valeurs des paramètres par simulation de la partie 3 : La sensibilité des indicateurs aux comportements des rapaces nécrophages.

# Chapitre VI. LES CONSEQUENCES DES DECISIONS, PREFERENCES ET STRATEGIES D'EQUARRISSAGE SUR LES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX ET ECONOMIQUES.

Les scénarios ont été élaborés sous un angle privilégiant les aspects sociologiques et la gestion de l'équarrissage. L'attention a été portée sur les mécanismes de décision et les conséquences environnementales des choix des différents acteurs impliqués. Les scénarios sont basés sur i) les logiques d'acteurs autres que les éleveurs et qui déterminent les alternatives auxquelles ils peuvent avoir recours en matière d'équarrissage et sur ii) les critères de préférence des éleveurs discriminants les différents dispositifs d'équarrissage.

Paramètres	Valeur	
Elevage et équarrissage		
Nombre d'éleveurs	500	
Nombre d'ovins par éleveurs	300-400	
Taux annuel de mortalité	0.03	
Taux saisonniers de mortalité	Grands Causses	
Disponibilité des carcasses	5 jours	
Type de collecte	Semaine	
Vautours		
Comportement de prospection	Au plus proche	
Compétition pour les juvéniles	Contest	

Tableau 7. Valeurs de paramètres d'initialisation fixés pour toutes les simulations.

Contexte:	Composition de la Population	Possibilité d'utiliser des
Dispositifs d'équarrissage	d'éleveurs	placettes officieuses
utilisables		
P	Standard	Oui
G	Standard	Oui
$\boldsymbol{E}$	Standard	Oui
PG	Standard	Oui
PE	Standard	Oui
GE	Standard	Oui
PGE	Standard	Oui
P	Aléatoire	Oui
G	Aléatoire	Oui
E	Aléatoire	Oui
PG	Aléatoire	Oui
PE	Aléatoire	Oui
GE	Aléatoire	Oui
PGE	Aléatoire	Oui
P	Standard	Non
G	Standard	Non
E	Standard	Non

PG	Standard	Non
PE	Standard	Non
GE	Standard	Non
PGE	Standard	Non

**Tableau 8.** Récapitulatif des scénarios de la partie 1: Les conséquences de contextes d'équarrissage sur les indicateurs. P: Placette. G: Collecte des gestionnaires. E: Collecte de l'entreprise d'équarrissage.

Contexte : Dispositifs d'équarrissage	Stratégie adoptée par tous les	Nombre d'éleveurs	Transmission d'information		
utilisables	éleveurs		Type d'information	Spatialisation	Nombre de contacts
PE	Placette	-	-	-	-
PE	Entreprise	-	-	-	-
	d'équarrissage				
PE	Compromis	-	-	-	-
PE	Certain	-	-	-	-
PE	Pragmatique	-	-	-	-
PE	Neutre	-	-	-	-
PE	V (omniscient)	-	-	-	-
PE	E (omniscient)	-	-	-	-

**Tableau 9. Récapitulatif des scénarios de la partie 2:** Les conséquences de stratégies d'équarrissage basées sur des critères de préférence.

Contexte:	Stratégie	Nombre	Transmission d'information			
Dispositifs	adoptée par	d'éleveurs	Type	Spatialisation	Nombre de	
d'équarrissage	tous les		d'information	_	contacts	
utilisables	éleveurs					
PE	Placette	250	-	-	-	
PE	Placette	500	-	-	-	
PE	Placette	750	-	-	-	
PE	Placette	1000	-	-	-	
PE	Compromis	250	-	-	-	
PE	Compromis	500	-	-	-	
PE	Compromis	750	-	-	-	
PE	Compromis	1000	-	-	-	
PE	Compromis	500	élémentaire	locale	1	
PE	Compromis	500	élémentaire	locale	3	
PE	Compromis	500	élémentaire	locale	5	
PE	Compromis	500	élémentaire	locale	10	
PE	Compromis	500	élémentaire	Non locale	1	
PE	Compromis	500	élémentaire	Non locale	3	
PE	Compromis	500	élémentaire	Non locale	5	
PE	Compromis	500	élémentaire	Non locale	10	
PE	Compromis	500	composée	locale	1	
PE	Compromis	500	composée	locale	3	
PE	Compromis	500	composée	locale	5	

PE	Compromis	500	composée	locale	10
PE	Compromis	500	composée	Non locale	1
PE	Compromis	500	composée	Non locale	3
PE	Compromis	500	composée	Non locale	5
PE	Compromis	500	composée	Non locale	10

**Tableau 10. Récapitulatif des scénarios de la partie 3** : l'équarrissage naturel selon des stratégies basées sur la mobilisation d'informations.

### Chapitre VII. L'ADAPTATION DU MODELE GENERIQUE A LA SITUATION DES GRANDS CAUSSES.

Le modèle a été couplé à un système d'information géographique et complété pour que les agents et leurs méthodes soient plus représentatifs de la situation des Grands Causses. La description suivante expose les modifications introduites a parti du modèle générique. Des scénarios ont été réalisés pour d'une part caractériser les effets d'incertitudes portant sur l'élevage et les comportements d'alimentation des vautours, et d'autre part, évaluer les conséquences de choix méthodologiques liés à la modélisation. Enfin, des scénarios ont été constitués afin d'explorer les effets de mesures concernant la gestion de l'équarrissage.

Extrapolation du nombre d'ovins	Compétition pour les juvéniles	Localisation fixe des exploitations	Localisation du point de départ de prospection	Collecte par les gestionnaires	Interdiction d'usage officieux des placettes	Promotion de l'usage des placettes
non	contest	non	Fixe	oui	non	Non
oui	contest	non	Fixe	oui	non	Non
non	scramble	non	Fixe	oui	non	Non
non	contest	oui	Fixe	oui	non	Non
non	contest	non	Aléatoire	oui	non	Non
non	contest	non	Fixe	non	non	Non
non	contest	non	Fixe	oui	oui	Non
non	contest	non	Fixe	oui	non	Oui

Tableau 11. Récapitulatif des scénarios du chapitre VI.

#### REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbadie, L., 2006. Discours de clôture du colloque "Ingénierie des écosystèmes : aspects fondamentaux et appliqués" du GAIE (Groupe d'Application de l'ingénierie des Ecosystèmes), 14-15 décembre 2006, MNHN, Paris, France.
- Abric, J.C., 1994. *Pratiques sociales et représentations*. Presses Universitaires de France, Paris, France (2ème édition : 1997).
- ADEME, 2005. Bilan Carbone®. Calcul des facteurs d'émissions et sources bibliographiques utilisées, version 3.
- Alcamo, J., van Vuuren, D., Ringler, C., Cramer, W., Masui, T., Alder, J. and Schulze, K., 2005. Changes in nature's balance sheet: model-based estimates of future worldwide ecosystem services. *Ecology and Society*, 10:19.
- Amblard, F. and Phan, D., 2006. *Modélisation et simulation multi-agents, applications pour les Sciences de l'Homme et de la Société*. Hermès Science Publication & Lavoisier, Paris, 446 p.
- Armsworth, P.R., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Kremen, C., Ricketts, T.H. and Sanjayan, M.A., 2007. Ecosystem-service science and the way forward for conservation. *Conservation Biology*, 21:1383-1384.
- Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle, C. and Pontanier, R., 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. Pt.1. A view from the South. *Restoration Ecology*, 1:8-17.
- Aronson, J., Milton, S.J. and Blignault, J.N., 2007. *Restoring natural capital, science, business, and practice*. Island Press, Washington DC, USA.
- Arrignon, F., Deconchat, M., Sarthou, J.P., Balent, G. and Monteil, C., 2007. Modelling the overwintering strategy of a beneficial insect in a heterogeneous landscape using a multiagent system. *Ecological Modelling*, 205:423-436.
- Arthur, C. and Zenoni, V., 2010. Les dommages sur bétail domestique attribués aux vautours fauves. version 20-04-2010. Bilan coordonné par le Parc National des Pyrénées.
- ATM, 2009. Cahier des clauses techniques particulières sur les prestations de collecte, de transformation et d'élimination de cadavres d'animaux dont les pouvoirs adjudicateurs ont la charge. http://download.csmmultimedia.net/pdf/ATM\_Acte\_engagement\_250509.pdf
- Azmanis, P.N., 2009. Regulations of Transmissible Spongiform Encephalopathies (TSEs) and management of feeding sites for birds of prey: a comparative approach between Western Europe (Iberian Peninsula and France) and the Balkan Peninsula. In: Donázar, J.A., Margalida, A. and Campion, D. (Editors), *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectives de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Aranzadi, Donostia, España, 552 p.
- Aznar, O. and Perrier-Cornet, P., 2002. *Les services environnementaux : diversité des conceptions et réalité des contours*. Communication à la session "La multifonctionnalité de l'activité agricole et sa reconnaissance par les politiques publiques" de la SFER (Société Française d'Economie Rurale), 21-22 mars 2002, INAPG, Paris, France.

- Balmford, A. and Cowling, R.M., 2006. Fusion or Failure? The Future of Conservation Biology. *Conservation Biology*, 20:692-695.
- Balvanera, P., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Ricketts, T.H., Bailey, S.-A., Kark, S., Kremen, C. and Pereira, H., 2001. Conserving Biodiversity and Ecosystem Services. *Science*, 291:2047.
- Bancel-Charensol, L., Delaunay, J. C. and Jougleux, M., 2000. Une société de services : comment gérer des biens invisibles. In: Cabin, P. (Editor), *L'économie repensée*. Sciences Humaines Editions, Paris, 400 p.
- Bang, B.G. and Cobb, S., 1968. The size of the olfactory bulb in 108 species of birds. *The Auk*, 85 55-61.
- Beaud, S. and Weber, F., 1997. *Guide de l'enquête de terrain*. La Découverte, Paris, France, 298 p.
- Becu, N., 2006. Identification et modélisation des représentations des acteurs locaux pour la gestion des bassins versants. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, Montpellier, France, 342 p.
- Berthet, G., 1946. Les derniers Vautours fauves du Massif Central. *Revue de la Société Forestière de Franche Comté*, 1-6.
- Bertin, M.A., Lucibert, J., Pascal, M. and Piednoir, B., 2005. *Optimiser la collecte des cadavres en ferme pour les filières bovines et ovines*. Compte rendu final, juin 2005, Institut de l'élevage.
- Besbeas, P., Freeman, S.N., Morgan, B.J.T. and Catchpole, E.A., 2002. Integrating mark-recapture-recovery and census data to estimate animal abundance and demographic parameters. *Biometrics*, 58:540–547.
- Bessinger, S.R., McCullough, D.R., 2002. *Population Viability analysis*, 1st ed. University of Chicago press, Chicago, 562 p.
- Blanchard, A. and Vanderlinden, J.P., 2010. Dissipating the fuzziness around interdisciplinarity: The case of climate change research. S.A.P.I.EN.S, 3.
- Blandin, P., 2009. De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité. Quae, Versailles, France, 124 p.
- Blanco, G., Lemus, J.Á., Martínez, F., Arroyo, B., García-Montijano, M. and Grande, J., 2009. Ingestion of multiple veterinary drugs and associated impact on vulture health: implications of livestock carcass elimination practices. *Animal Conservation*, 12:571 580.
- Bobbé, S., 2006. L'agropastoralisme au service de la biodiversité. Exemple d'un mode d'équarrissage écologique. Dans: Rôle des rapaces nécrophages dans la gestion de l'équarrissage, rapport final, ANR DIVA "Action Publique, Agriculture et Biodiversité" 2003-2006.
- Bobbé, S., 2009. Du bon usage de l'animal sauvage. Exemple d'un mode d'équarrissage écologique. In: Frioux, S. and Pépy, E.A. (Editors), *L'animal sauvage entre nuisance et patrimoine. France 16<sup>e</sup>-21<sup>e</sup> siècle.* E.N.S. Editions, Paris, France, 208 p.
- Boissier, O., Padget, J., Dignum, V., Lindemann, G., Matson, E., Ossowski, S., Sichman, J., Vázquez-Salceda, J., Sibertin-Blanc, C., Amblard, F. and Mailliard, M., 2006. A coordination framework based on the sociology of organized action. Coordination,

- organizations, institutions, and norms in Multi-Agent Systems. Springer Berlin / Heidelberg, pp. 3-17.
- Bonte, P. and Izard, M., 1991. *Dictionnaire de l'ethnologie et de l'anthropologie*. Presses Universitaires de France, Paris, France, 864 p.
- Bosè, M., 2006. Comportement d'alimentation en groupe chez une espèce longévive : le cas du Vautour fauve (Gyps fulvus). Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, 169 p.
- Bosé, M. and Sarrazin, F., 2007. Competitive behaviour and feeding rate in a reintroduced population of Griffon Vultures *Gyps fulvus*. *Ibis*, 149:490-501.
- Boumellassa, H., 2004. Rapaces nécrophages : concilier conservation de l'espèce et minimisation des dépenses, vers un renforcement du lien Agriculture-Environnement. Mémoire de DEA, Université Paris X Nanterre, Paris, France, 131 p.
- Bourdin, J. and Bricq, N., 2005. Rapport d'information au sénat  $n^{\circ}$  432, commission des finances.
- Bourdin, J. and Bricq, N., 2006-2007. Rapport d'information au sénat n° 472, commission des finances.
- Bousquet, F., Bakam, I., Proton, H. and Le Page, C., 1998. *Cormas: Common-pool resources and multi-agent systems*. In Pasqual del Pobil, A., Mira, J., and Ali M. (Editors), *Tasks and methods in applied artificial intelligence*. 11th International Conference on Industrial and Engineering Applications of Artificial Intelligence and Expert Systems IEA-98-AIE Benicàssim, Castellón, Spain, June 1–4, 1998 Proceedings, Volume II, pp. 826-837.
- Bousquet, F. and Le Page, C., 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling*, 176:313-332.
- Bousquet, F., Le Page, C., Bakam, I. and Takforyan, A., 2001. Multiagent simulations of hunting wild meat in a village in eastern Cameroon. *Ecological Modelling*, 138:331-346.
- Boyd, J. and Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63:616-626.
- Bretagnolle, V., Mougeot, F. and Thibault, J.C., 2008. Density dependence in a recovering osprey population: demographic and behavioural processes. *Journal of Animal Ecology*, 77:998-1007.
- Briquet, R., 1987. Les ressources alimentaires des Vautours Fauves dans la région des Grands Causses. Rapport de stage enseignement optionnel de 4<sup>ème</sup> année, E.N.V. Maisons-Alfort, Paris.
- Brisebarre, A.-M., 1999. Mort et mise à mort des animaux. Études Rurales n° spécial, 190 p.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G. and Hilton-Taylor, C., 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, 16:909-923.
- Camiña-Cardenal, A., 2004. Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish vulture populations. In: Chancellor, R.D. and Meyburg, B.U. (Editors), *Raptors worldwide*. 6th World Conference on Birds of Prey and Owls, Budapest, Hungary, Proceedings, 890 p., pp. 27-44.

- Camiña-Cardenal, A., 2004. Griffon Vulture *Gyps fulvus* monitoring in Spain: current research and conservation projects. In: Chancellor, R.D. and Meyburg, B.U. (Editors), *Raptors worldwide*. 6th World Conference on Birds of Prey and Owls, Budapest, Hungary, Proceedings 890 p., pp. 45-67.
- Camiña-Cardenal, A., 2007. Muladares para el buitre leonado en el sistema Ibérico: la recogida de cadáveres afecta al éxito reproductor de la especie. *Quercus* 261:22–27.
- Carpenter, S., DeFries, R., Dietz, T., Mooney, H.A., Polasky, S., Reid, W.V. and Scholes, R., 2006. Millennium ecosystem assessment: research needs. *Science*, 314:257-258.
- Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J.M. and Abel, N., 2001. From metaphor to measurement: Resilience of what to what ? *Ecosystems*:765-781.
- Carpenter, S.R., Bennett, E.M. and Peterson, G.D., 2006. Scenarios for ecosystem services: an overview. *Ecology and Society* 11:29.
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Díaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J. and Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 106:1305-1312.
- Carrete, M., Donázar, J.A., 2005. Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of the cinereous vulture, *Aegypius monachus*. *Biological Conservation*, 126:582-590.
- Casagrandi, R. and Rinaldi, S., 2002. A theoretical approach to tourism sustainability. *Ecology and Society*, 6:13.
- Caswell, H., 2001. *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer Associates Inc., U.S., 722 p.
- CEIS, 2007. Lettre n°3. *Mensuel du biocarburant*, juillet 2007. Compagnie Européenne d'Intelligence Stratégique, pôle Agriculture, Agroalimentaire, Développement durable.
- Chamaillé-Jammes, S., Fritz, H., Valeix, M., Murindagomo, F. and Clobert, J., 2008. Resource variability, aggregation and direct density dependence in an open context: the local regulation of an African elephant population. *Journal of Animal Ecology*, 77:135-144.
- Charles, M., Chlous-Ducharme, F., Faugère, E. and Wintz, M., 2008. Science et démocratie dans la gestion de la nature : des ethno-sociologues pris dans la modélisation d'accompagnement. VertigO La revue en sciences de l'environnement, 8.
- Charnov, E. L. 1976 Optimal foraging, marginal value theorem. Theoretical Population Biology 9, 129-136.
- Chassagne, M., 1998. *Les Vautours, Equarrisseurs Naturels des Grands Causses*. Thèse de doctorat vétérinaire, Université Claude Bernard, Lyon. 280 p.
- Chee, Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120:549-565.
- Chiappori, P.-A. and Orfali, K., 1997. Préférences et interactions: une mise en perspective. Revue Française de Sociologie, 38:429-464.
- Comité National de Brebis Laitière, 2008. Le lait de brebis en France. Rapport statistique.

- Colomer, M.À., Margalida, A., Sanuy, D. and Pérez-Jiménez, M.J., 2011. A bio-inspired computing model as a new tool for modeling ecosystems: The avian scavengers as a case study. *Ecological Modelling*, 222:33-47.
- ComMod, 2008. Usage des Jeux de rôles en modélisation d'accompagnement. Mettre des acteurs en situation pour partager des représentations et simuler des dynamiques. Formation INRA, Cemagref, CIRAD.
- ComMod, C., 2006. Modélisation d'accompagnement. In: Amblard, F. and Phan, D., 2006. *Modélisation et simulation multi-agents, applications pour les Sciences de l'Homme et de la Société*. Hermès Science Publication & Lavoisier, Paris, 446 p, pp. 217-228.
- Cortés-Avizanda, A., Carrete, M. and Donázar, J.A., 2010. Managing supplementary feeding for avian scavengers: Guidelines for optimal design using ecological criteria. *Biological Conservation*, 143:1707-1715.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Suttonkk, P. and van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253-260.
- Cramp, S. and Simmons, K.E.L., 1980. *Handbook of the birds of the western paleartic*. Oxford University Press, Oxford.
- Crosnier, C., 2006. Biodiversité et pertinence des pratiques locales dans la réserve de biosphère des Cévennes. *Revue internationale des sciences sociales*, 187:159-168.
- Cumming, G.S., Cumming, D.H.M. and Redman, C.L., 2006. Scale mismatches in social-ecological systems: causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society*, 11:14.
- Cvetkovich, G. and Winter, P.L., 2003. Trust and social representations of the management of threatened and endangered species. *Environment and Behavior*, 35:286-307.
- Daily, G.C., 1997. *Nature's Services, societal dependance on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC, 412 p.
- Daily, G.C. and Ellison, K., 2002. The new economy of nature: the quest to make conservation profitable. Shearwater Books, U.S., 260 p.
- Daily, G.C. and Matson, P.A., 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 105:9455-9456.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J. and Shallenberger, R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7:21-28.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. and Roelof, M.J.B., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41:393–408.
- De Lucas, M., Janss, G.F.E., Whitfield, D.P. and Ferrer, M., 2008. Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45:1695-1703.
- Després, A. and Normandin, D., 1996. Les services d'environnements fournis par la forêt: évaluation et régulation. *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 41:61-91.
- Devictor, V., 2011. Pourquoi les services écosystémiques deviennent-ils la notion hégémonique de l'agenda international de conservation de la biodiversité? Séminaire

- "Gouverner le vivant, Savoirs, Cultures et Politiques de la Biodiversité" organisé par Boivert V., Bonneuil C., Demeulenaere E., Foyer J., Thomas F., 25-01-12011, Paris.
- Deygout, C., 2009. Approvisionnement social et prévisibilité des ressources. Modélisation du comportement des vautours. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, 131 p.
- Deygout, C., Gault, A., Sarrazin, F. and Bessa-Gomes, C., 2009a. Modeling the impact of feeding stations on vulture scavenging service efficiency. *Ecological Modelling*, 220:1826-1835.
- Deygout, C., Gault, A.s., Duriez, O., Sarrazin, F.o. and Bessa-Gomes, C., 2009b. Impact of food predictability on social facilitation by foraging scavengers. *Behavioural Ecology*, 21:1131-1139.
- DGAL, 2009. NOTE DE SERVICE DGAL/SDPPST/N2009-8317 24 novembre 2009. http://www.alliances.coop/doc/09/DGALN20098317.pdf
- Donázar, J.A., 1993. Los Buitres Ibéricos. Biologia y conservacion. Reyero, J.M. (Editor), Madrid, Espagne, 256 p.
- Donázar, J.A. and Fernandez, C., 1990. Population trends of the Griffon vulture *Gyps fulvus* in Northern Spain between 1969 and 1989 in relation to conservation measures. *Biological Conservation*, 53:83-89.
- Drewitt, A.L. and Langston, R.H., 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134:233-266.
- Dumont, B. and Hill, D.R.C., 2001. Multi-agent simulation of group foraging in sheep: effects of spatial memory, conspecific attraction and plot size. *Ecological Modelling*, 141:201-215.
- Dupont H., Mihoub J.B., Becu N. and Sarrazin F., 2011. Modelling interactions between scavenger behaviour and farming practices: Impacts on scavenger population and ecosystem service efficiency. *Ecological Modelling*, 222:982–992.
- Echaudemaison, C.D., 1993. Dictionnaire d'économie et de sciences sociales. Nathan, Paris, 576 p.
- Edwards, M., Ferrand, N., Goreaud, F. and Huet, S., 2005. The relevance of aggregating a water consumption model cannot be disconnected from the choice of information available on the resource. *Simulation Modelling Practice and Theory*, 13:287-307.
- Edwards, M. and Richardson, A.J., 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430:881-884.
- Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A.T., Cowling, R.M., van Jaarsveld, A.S. and Welz, A., 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: a review. *Ecological Economics*, 63:714-721.
  - Eliotout, B., 2007. Le vautour fauve. Delachaux et Niestlé, Paris, 192 p.
- Elosegui, I., 1989. Vautour fauve (*Gyps fulvus*), Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*), Percnoptère d'Egypte (*Neophron percnopterus*) : synthèse bibliographique et recherches. *Acta Biologica Montana*, n°3.
- Farber, S., Costanza, R., Childers, D.L., Erickson, J.O.N., Gross, K., Grove, M., Hopkinson, C.S., Kahn, J., Pincetl, S., Troy, A., Warren, P. and Wilson, M., 2006. Linking ecology and economics for ecosystem management. *Bioscience*, 56:121-133.

- Fédération Nationale des Chasseurs, 2010. Les chasseurs français et les grands prédateurs. Le livre blanc de la Fédération Nationale des Chasseurs sur les grands prédateurs. http://www.loup.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/FNC\_LIVRE\_BLANC\_PREDATEUR.pdf
- Ferber, J., 1995. Les systèmes multi-agents: vers une intelligence collective. InterEditions, Paris, 522 p.
- Fernandez, C., 1988. Inventariarían y valoración de la importancia de los muladares par alas carroñeras. Informe inedito. Gobierno de Navarra, Pamplona, Espagne.
- Fernandez, C., Azkona, P. and Donazar, J.A., 1998. Density-dependent effects on productivity in the Griffon Vulture *Gyps fulvus*: the role of interference and habitat heterogeneity. *Ibis*, 140:64-69.
- Ferrière, R., Sarrazin, F., Legendre, S. and Baron, J.P., 1996. Matrix population models applied to viability analysis and conservation: theory and practice using the ULM software. *Acta Oecologica*, 17:629-656.
- Flament, C., 1987. Pratiques et représentations sociales. Dans: Beauvois J.L., Joule, R.V. and Monteil J.M. (Editors), *Perspectives cognitives et conduites sociales*. Del Val, Cousset.
- Flament, C., 2001. Pratiques sociales et dynamiques des représentations. La dynamique des représentations sociales. Presses Universitaires de Grenoble.
- Friedman, R. and Mundy, P.J., 1984. The use of "restaurants" for the survival of vultures in South Africa. In: Wilbur, S.R. and Jackson, J.A. (Editors), *Vulture Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, USA, 550 p.
- Gaillard, J.M., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, N.G., Loison, A., Toïgo, C., 2000. Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, pp 367-393
- Gallo-Orsi, U., 2001. Saving Europe's most threatened birds: progress in implementing European Species Action Plans. Wageningen, The Netherlands, BirdLife International.
- Gault, A., 2006. Prospection alimentaire et impact de la distribution spatiale et temporelle des ressources trophiques chez le vautour Fauve (Gyps fulvus). Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, 113 p.
  - Génot, J.C., 2003. Quelle éthique pour la nature? Edisud, Aix-en-Provence, 191 p.
- Gensbol, B., 1984. Collins Guide to the birds of prey of Britain and Europe. Collins, London UK.
- Ghazoul, J., 2007. Challenges to the uptake of the ecosystem service rationale for conservation. *Conservation Biology*, 21:1651-1652.
- Ghazoul, J., 2008. Debating the ecosystem service rationale for conservation: response to Kremen *et al. Conservation Biology*, 22:799-801.
- Gilbert, M., Watson, R.T., Ahmed, S., Asim, M. and Johnson, J.A., 2007. Vulture restaurants and their role in reducing diclofenac exposure in Asian vultures. *Bird Conservation International*, 17:63-77.
- Giraud, R., 2005. Anomalies de la théorie des préférences : une interprétation et une proposition de formalisation. *Revue économique*, 56:829-854.

- Godard, O., 2000. Le principe de précaution, une nouvelle logique de l'action entre science et démocratie. *Philosophie politique*.
- Gosselin, F., 2008. Redefining ecological engineering to promote its integration with sustainable development and tighten its links with the whole of ecology. *Ecological Engineering*, 32:199-205.
  - Gossiaux, J.-F., 1998. L'ethnologie au bout du compte. *Terrain* n°30.
- Green, R.E., Ian, N., Susanne, S., Andrew A, C., Martin, G., Deborah J, P. and Vibhu, P., 2004. Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *Journal of Applied Ecology*, 41:793-800.
- Grimm, V., Berger, U., Bastiansen, F., Eliassen, S., Ginot, V., Giske, J., Goss-Custard, J., Grand, T., Heinz, S.K., Huse, G., Huth, A., Jepsen, J.U., Jørgensen, C., Mooij, W.M., Müller, B., Pe'er, G., Piou, C., Railsback, S.F., Robbins, A.M., Robbins, M.M., Rossmanith, E., Rüger, N., Strand, E., Souissi, S., Stillman, R.A., Vabø, R., Visser, U. and DeAngelis, D.L., 2006. A standard protocol for describing individual-based and agent-based models. *Ecological Modelling*, 198:115-126.
- Grumbine, R.E., 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology*, 8:27-38.
- Gunderson, L.H. and Holling, C.S., 2001. Panarchy: understanding transformations in human and natural systems. Island Press, 508 p.
  - Gunnell, Y., 2009. Ecologie et Société. Armand Colin, Paris, 480 p.
- Gurung, B., Smith, J.L.D., McDougal, C., Karki, J.B. and Barlow, A., 2008. Factors associated with human-killing tigers in Chitwan National Park, Nepal. *Biological Conservation*, 141:3069-3078.
- Hawkins, K., 2003. Economic Valuation of Ecosystem Services. University of Minnesota, 42 p.
- Hayward, M.W., O'Brien, J. and Kerley, G.I.H., 2007. Carrying capacity of large African predators: Predictions and tests. *Biological Conservation*, 139:219-229.
- Hernández, M. and Margalida, A., 2009. Poison-related mortality effects in the endangered Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) population in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 55:415-423.
- Hertel, F., 1994. Diversity in body size and feeding morphology within past and present vulture assemblages. *Ecology*, 75:1074-1084.
- Hiraldo, F., 1984. Breeding biology of Cinereous Vultures. In: Wilbur, S.R.and Jackson, J.A. (Editors), *Vulture Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, USA, 550 p.
- Hiraldo, F., Blanco, J.C. and Bustamante, J., 1991. Unspecialized exploitation of small carcasses by birds. *Bird Study*, 38:200-207.
  - Houston, A.I., 2009. Flying in the face of nature. Behavioural Processes, 80:295-305.
- Houston, D.C., 1974. Food searching in Griffon vultures. *African Journal of Ecology*, 12:63-77.
- Houston, D.C., 1987. Management techniques for vultures-feeding and releases. In: Hill, D.J. (Editor), *Breeding and management in Birds of prey*. University of Bristol, pp. 15-29.

- Houston, D.C., Mee, A., McGrady, M. and Warkentin, I.G., 2007. Why do Condor and Vultures eat junk? The implication for conservation. *Journal of Raptor Research*, 41:235-238.
- IUCN, 2007. Extinction crisis escalates: Red List shows apes, corals, vultures, dolphins all in danger, International news release, 12 September 2007.
  - IUCN, 2010. http://www.iucnredlist.org/.
- Janssen, M.A., 2002. Complexity and ecosystem management: the theory and practice of multi-agent systems. Edward Elgar Publishers, Cheltenham, UK, 360 p.
- Joncour, G., 1999. Les Vautours, collaborateurs naturels de l'équarrissage en France. Brochure éditée en collaboration avec VETARVOR (consultable sur le site animal-services.com).
- Jones, C.G., Lawton J.H., Shachack M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Karsenty, 2011. La forêt tropicale, le mécanisme REDD et les paiements pour services environnementaux : un casse-tête écologique et socio-économique. "La Nature en questions : Regards et débats sur la biodiversité" n°12 (Société Française d'Ecologie). http://www.sfecologie.org/2011/regards-r12-karsenty/
  - Kast, R., 1993. La théorie de la décision. La Découverte, Paris.
- Knight, A.T., Cowling, R.M. and Campbell, B.M., 2006. An Operational Model for Implementing Conservation Action. *Conservation Biology*, 20:408-419.
- König, C., 1983. *Interspecific and intraspecific competition for food among Old World vultures*. In: Wilbur, S.R. and Jackson, J.A. (Editors), *Vulture Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, USA, 550 p.
- Kosoy, N. and Corbera, E., 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics*, 69 1228-1236.
- Krebs, J.R., Kacelnik, A. and Taylor, P., 1978 Test of optimal sampling by foraging great tits. *Nature*, 275:27-31
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8:468-479.
- Kremen, C., Gretchen C, D., Alexandra-Maria, K. and Drew, S., 2008. Inadequate assessment of the ecosystem service rationale for conservation: Reply to Ghazoul. *Conservation Biology*, 22:795-798.
- Kremen, C., Neal, M.W., Marcelo, A.A., Barbara, G.-H., Gretchen, L., Robert, M., Laurence, P., Simon, G.P., T'ai, R., Ingolf, S.-D., Diego, P.V., Rachael, W., Laurie, A., Elizabeth, E.C., Sarah, S.G., Timothy, H.K., Alexandra-Maria, K., James, R. and Taylor, H.R., 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10:299-314.
- Lacaussade, C.N., 1996. Contribution à l'étude de la création de charniers dans les Pyrénées atlantiques et en hautes Pyrénées. Thèse de doctorat vétérinaire, Toulouse 3, Toulouse, France, 125 p.
  - Lamblard, J.M., 2001. Le Vautour, mythes et réalités. Imago, Paris, 150 p.
- Larrère, C. et Larrère, R., 1997. Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement. Flammarion, Paris, 355 p.

- Latour, B., 1993. Petites leçons de sociologie des sciences. La Découverte, Paris.
- Latour, B., 1999. Politiques de la nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie. La Découverte, Paris, 183 p.
- Lavelle, P, Bignell, D, Lepage, M, Wolters, W, Roger, P, Ineson, P, Heal, O, W., Dhillion and S, 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33:159-193.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. and Rossi, J.P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42:S3-S15.
- Le Gouar, P., Robert, A., Choisy, J., Henriquet, S., Lecuyer, P., Tessier, C. and Sarrazin, F., 2008. Roles of survival and dispersal in reintroduction success of Griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Ecological Applications*, 18:859-872.
- Le Moigne, J.-L., 2005. Les formalismes de la modélisation systémique. In: Greppin, H. (Editor), *Some physicochemical and mathematical tools for understanding of living systems*. Université de Genève, 370 p.
- Lebreton, J.D. et Clobert, J., 1991. Birds Population dynamics, management and conservation: the role of mathematical modelling. In: Perrins, C.M., Lebreton, J.D. and Hirons, G.J.M. (Editors), *Bird population studies: relevance to conservation and management*. Oxford University Press, Oxford, 704 p., pp. 105-125.
- Lécuyer, P., 2009. Bilan de la saison de reproduction et état des populations pour les trois espèces de vautours de la région des Grands Causses. LPO Grands Causses, Peyreleau.
- Legendre, S. et Clobert, J., 1995. ULM. Unified Life Models. A software for Conservation and Evolutionary Biologists. *Journal of Applied Statistics*, 22:817-834.
- Lelièvre, 2007. Etude de l'implantation d'unités de production d'esters méthyliques d'huiles animales (EMHA) dans le cadre des agréments gouvernementaux biodiesel. Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- Lemos, M.C. and Agrawal, A., 2006. Environmental Governance. *Annual Review of Environment and Resources*, 31:297-325.
- Lemus, J.A., Blanco, G., Arroyo, B., Martínez, F. and Grande, J., 2009. Fatal embryo chondral damage associated with fluoroquinolones in eggs of threatened avian scavengers. *Environmental Pollution*, 157:2421-2427.
- Lescureux, N., 2010. Knowledge and Perceptions of Macedonian Hunters and Herders: The Influence of Species Specific Ecology of Bears, Wolves, and Lynx. *Human Ecology*, 38:389–399.
- Levrel, H., 2006. *Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ?* ,These de doctorat, Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociale, Paris.
- Levrel, H., Etienne, M., Kerbiriou, C., Page, C.L. and Rouan, M., 2009. Co-Modeling process, negotiations, and power relationships: Some outputs from a MAB project on the Island of Ouessant. *Society and Natural Resources*, 22:172-188.
- Lewis, S., Sherratt, T.N., K.C., H. and Wanless, S., 2001. Evidence of intra-specific competition for food in a pelagic seabird. *Nature*, 412:816 819.

- Lhuillier, C. et Osty, P.L., 2009. Produire du lait et des agneaux et entretenir l'espace. In: Chassagny, J.P. et Crosnier, C. (Editors), *Les Grands Causses, terre d'expériences*. édité par le Parc National des Cévennes.
  - LPO, 2001. Paroles d'oiseaux- Cahier technique n°1- Placettes d'alimentation. 28 p.
- Luck, G.W., Daily, G.C. and Ehrlich, P.R., 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, 18:331-336.
- M.E.A., 2005. Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington DC.
- Maass, J., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G.C., Mooney, H.A., Ehrlich, P., Quesada, M., Miranda, A., Jaramillo, V.J., Garc´ıa-Oliva, F., Mart´ınez-Yrizar, A., Cotler, H., L´opez-Blanco, J., P´erez-Jim´enez, A., B´urquez, A., Tinoco, C., Ceballos, G., Barraza, L., Ayala, R. and Sarukh´an, J., 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*, 10:17.
- Margalida, A. and Campión, D., 2009. Aggressive interactions between Eurasian Griffon Vultures Gyps fulvus and livestock: ecological and economic aspects of the emerging conflict. In: Donázar, J.A., Margalida, A. and Campión, D. (Editors), *Vultures, feeding stations and sanitary legislation: a conflict and its consequences from the perspective of conservation biology*. Sociedad de Ciencias, Aranzadi, Donostia, pp. 476–491.
- Margalida, A., García, D. and Cortés–Avizanda, A., 2007. Factors influencing the breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30:189–200.
- Margalida, A., Heredia, R., Razin, M. and Hernandez, M., 2008. Sources of variation in mortality of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International*, 18:1-10.
- Maris, V., 2006. *La protection de la biodiversité: entre science, éthique et politique*. Thèse de doctorat, Université de Montréal, Montréal, Canada, 336 p.
- Markandya, A., Taylor, T., Longo, A., Murty, M.N., Murty, S. and Dhavala, K., 2008. Counting the cost of vulture decline An appraisal of the human health and other benefits of vultures in India. *Ecological Economics*, 67:194-204.
  - Marris, E., 2007. Conservation priorities: What to let go. *Nature*, 450:152-155.
- Marton, A.K.M.G. and Mertens, A.C.W.f., 2006. *Viability study for the reintroduction of Griffon Vulture in the Retezat National Park, Romania*, Frankfurt, Zoological Society. 32 p.
- Mathevet, R., Bousquet, F., Le Page, C. and Antona, M., 2003. Agent-based simulations of interactions between duck population, farming decisions and leasing of hunting rights in the Camargue (Southern France). *Ecological Modelling*, 165:107-126.
- May, R.M., 1977. Treshold and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 269:471-477.
- MEDDTL, Valorisation biologique des déchets organiques : la méthanisation. Direction générale de la prévention des risques du Ministère de l'Ecologie du Développement Durable du Transport et du Logement. <a href="https://www.developpement-durable.gouv.fr">www.developpement-durable.gouv.fr</a>.

- Mendelssohn, H. and Leshem, Y., 1983. Observations on reproduction and growth of old vultures. In: Wilbur S.R. and Jackson J.A. (Editors), *Vultures Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, USA, 550 p., pp. 214-241.
- Meral, P., 2011. *Pourquoi les services écosystémiques deviennent-ils la notion hégémonique de l'agenda international de conservation de la biodiversité?* Séminaire "Gouverner le vivant, Savoirs, Cultures et Politiques de la Biodiversité" organisé par Boivert V., Bonneuil C., Demeulenaere E., Foyer J., Thomas F., 25-01-12011, Paris.
- Messmer, T.A., Brunson, M.W., Reiter, D. and Hewitt, D.G., 1999. United States public attitudes regarding predators and their management to enhance avian recruitment. *Wildlife Society Bulletin*, 27:75-85.
  - Minsky, M., 1965. Matter, Mind & Models. IFIP Congress, pp. 45-49.
- Mitsch, W.J. and Jorgensen, S.E., 1989a. *Ecological Engineering An introduction to Ecotechnology*. Wiley Interscience, New York, USA, 496 p.
- Moliner, P., 2001. Formation et stabilisation des représentations sociales. Dans: Moliner, P. (Editor), *La dynamique des représentations sociales*. Presses Universitaires de Grenoble. 303p.
- Morio, S., 2006. Evaluation des ressources trophiques disponibles pour la colonie de Vautours fauves des Grands Causses. Rapport de master professionnel Gestion de la Biodiversité, Université Paul Sabatier, Toulouse.
- Morris, W.F., Doak, D.F., 2002. *Quantitative conservation biology. Theory and practice of population viability analysis*. Sinauer Associates, Sunderland, 480 p.
- Moscovici, S., 1961. La psychanalyse, son image, son public. Presses Universitaires de France, Paris, 512 p.
- Mueller, T. and Fagan, W., 2008a. Search and navigation in dynamic environments from individual behaviors to population distributions. *Oikos*, 117:654–664.
- Mugny, G. and Carugati, F., 1985. L'intelligence au pluriel : les représentations sociales de l'intelligence et de son développement, Del Val, Cousset.
- Mundy, P., Butchard, D., Ledger, J. and Piper, S., 1992. The Vultures of Africa. Academic Press, London, UK. 460 p.
- Nabhan, G.P. and Buchmann, S.L., 1997. Services provided by pollinators. In: Daily, G.C. (Editor), *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C., USA, 412 p., pp. 133-150.
- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R. and Ricketts, T.H., 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 105:9495-9500.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H. and Shaw, M., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7:4-11.
- Newton, I., 1979. *Population Ecology of Raptors*. T. & A.D. Poyser, London, UK, 399 p.
  - Newton, I., 1998. Population Limitation in Birds. Academic Press, London, UK, 597 p.

- Norris, K., 2004. Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. *Journal of Applied Ecology*, 41:413–426.
- Nunes, P.A.L.D. and van den Bergh, J.C.J.M., 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics*, 39:203-222.
- Oaks, J.L., Gilbert, M., Virani, M.Z., Watson, R.T., Meteyer, C.U., Rideout, B.A., Shivaprasad, H.L., Ahmed, S., Iqbal Chaudhry, M.J., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A. and Ahmed Khan, A., 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427:630-633.
- Odum, H.T., 1962. Man in the ecosystem. In: Proceedings of the Lockwood Conference on the suburban forest and ecology. Connecticut Agricultural Experiment Station, Storrs, CT, USA, 105 p., pp. 57-75.
- Olea, P.P. and Mateo-Tomás, P., 2009. The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: The case of transhumance and vultures. *Biological Conservation*, 142:1844-1853.
- Oro, D., Margalida, A., Carrete, M., Heredia, R. and Donázar, J.A., 2008. Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture. *PLoS ONE*, 3:e4084.
- Ostrom, E., 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 104:15181-15187.
- Ostrom, E., Janssen, M.A. and Anderies, J.M., 2007. Going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 104:15176-15178.
- Pain, D.J., Cunningham, A.A., Donald, P.F., Duckworth, J.W., Houston, D.C., Katzner, T., Parry-Jones, J., Poole, C., Prakash, V., Round, P. and Timmins, R., 2003. Causes and effects of temporospatial declines of *Gyps* vultures in Asia. *Conservation Biology*, 17:661-671.
- Palmer, M.A. and Filoso, S., 2009. Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science* 325:575-576.
- Parra, J. and Telleria, J.L., 2004. The increase in the Spanish population of Griffon Vulture *Gyps fulvus* during 1989-1999: effects of food and nest site availability. *Bird Conservation International*, 14:33-41.
- Pearl, G., 2003. *Non-feed and bioenergy uses for rendered products*. Fats and Proteins Research Foundation, Inc., 7e Internationl Symposium Australian Renderers Association.
- Pennycuick, C.J., 1972. Soaring behaviour and performance of some East African birds observed from a motor glider. *Ibis*, 114:178-218.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarrés, J.F., Araújo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W.L., Chini, L., Cooper, H.D., Gilman, E.L., Guénette, S., Hurtt, G.C., Huntington, H.P., Mace, G.M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R.J., Sumaila, U.R. and Walpole, M., 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science*. 330:1496-1501.
- Pimentel, D., 1998. Economic benefits of natural biota. *Ecological Economics*, 25:45-47.
- Polhill, J.G., Parker, D., Brown, D. and Grimm, V., 2008. Using the ODD protocol for describing three agent-based social simulation models of land-use change. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 11.

- Post, E. and Forchhammer, M., 2008. Climate change reduces reproductive success of an Arctic herbivore through trophic mismatch. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences*, 363:2369-2375.
- Pöysä, H., 1992. Group foraging in patchy environments. *Ornis Scandinavica*, 23:159-166.
- Prakash, V., Pain, D.J., Cunningham, A.A., Donald, P.F., Prakash, N., Verma, A., Gargi, R., Sivakumar, S. and Rahmani, A.R., 2003. Catastrophic collapse of Indian white-backed *Gyps bengalensis* and long-billed *Gyps indicus* vulture populations. *Biological Conservation*, 109:381-390.
- Pratt, S.C., Sumpter, D.J.T., Mallon, E.B. and Franks, N.R., 2005. An agent-based model of collective nest choice by the ant *Temnothorax albipennis*. *Animal Behaviour*, 70:1023–1036.
- Puech, G., 1929. La Sélection dans les Troupeaux laitiers, la Production laitière et l'Utilisation du Lait de Brebis. L'Industrie de Roquefort. Le Congrès du Mouton, 9-10-11 décembre 1929. Société Nationale d'Encouragement à l'Agriculture, Paris.
- Pullin, 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 345 p.
- Pyke, G.H., Pulliam, H.R. and Charnov, E.L., 1977. Optimal foraging Selective review of theory and tests. *Quarterly Review of Biology*, 52:137-154.
- Quillard, V., 1995. Valeur sociale et économique de la biodiversité in situ, l'exemple de la réintroduction du Vautour fauve (Gyps fulvus fulvus) dans les Grands Causses. Rapport de Maîtrise Sciences et Technique, Aménagement et Mise en Valeur des région, Université Rennes I, Renne.
- Razin, M., Rebours, I. and Arthur, C., 2008. Le Vautour fauve *Gyps fulvus* dans les Pyrénées françaises : statut récent et tendance. *Ornithos* 15:385-393.
- Reiss, J., Bridle, J.R., Montoya, J.M. and Woodward, G., 2009. Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research. *Trends in Ecology and Evolution*, 24:505-514.
- Rich, P., 1983. The fossil history of vultures: a world perspective. In: Wilbur, S.R. and Jackson, J.A. (Editors), *Vulture Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, USA, 550 p.
- Rinaldi, S., Sanderson, W. and Gragnani, A., 1996. Pollution Control Policies and Natural Resource Dynamics: A Theoretical Analysis. *Journal of Environmental Management*, 48:357–373.
  - Robles, B., 2010. Les vautours, ces grands alliés de l'environnement. *Quercus* n° 293.
- Roe, E. and Van Eeten, M., 2002. Reconciling ecosystem rehabilitation and service reliability mandates in large technical systems: findings and implications of three major US ecosystem management initiatives for managing human-dominated aquatic-terrestrial ecosystems. *Ecosystems* 5:509–528.
- Rosenzweig, L., 2003. Win-Win Ecology: how the Earth's species can survive in the midst of human enterprise. Oxford University Press, USA, 224 p.
- Ruxton, G.D. and Houston, D.C., 2002. Modelling the energy budget of a colonial bird of prey, the Ruppell's griffon vulture, and consequences for its breeding ecology. *African Journal of Ecology*, 40:260-266.

- Ruxton, G.D. and Houston, D.C., 2004. Obligate vertebrate scavengers must be large soaring fliers. *Journal of Theoretical Biology*, 228:431-436.
- Sable, S.E. and Rose, K.A., 2008. A comparison of individual-based and matrix projection models for simulating yellow perch population dynamics in Oneida Lake, New York, USA. *Ecological Modelling*, 215:105-121.
- Saria Industries, 2010. Révéler les énergies de la biomasse. Rapport industriel et Environnemental 2008-2010, 31p.
- Sarrazin, F., 1995. *Dynamique des populations réintroduites: le cas du Vautour fauve dans les Causses*. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, 229 p.
- Sarrazin, F., 1998. Modelling establishment of a reintroduced population of Griffon vultures *Gyps fulvus* in Southern France. In: Chancellor, R.D., Meyburg B.U. and Ferrero, J.J. (Editors), International conference on Holartic Birds of Prey, Proceedings, ADENEX WWGBP, 680 p. pp. 405-416.
- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.L. and Danchin, E., 1996. Breeding biology during establishment of a reintroduced griffon vulture *Gyps fulvus* population. *Ibis*, 138:315-325.
- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.L., Danchin, E. and Clobert, J., 1994. Reintroduction of the Griffon vulture *Gyps fulvus* in the Massif Central, France. In: Meyburg, B.U. and Chancellor, R.D. (Editors), *Raptor Conservation Today*. 4th World Conference on Birds of Prey and Owls, Proceedings, WWGBP / The Pica Press, 799 p., pp. 479-491.
- Sarrazin, F., Bobbé, S., Bureau, J.C. and Buronfosse, T., 2006. Rôle des rapaces nécrophages dans la gestion de l'équarrissage, rapport final ANR DIVA "Action Publique, Agriculture et Biodiversité" 2003-2006..
- Sarrazin, F. and Lécuyer, P., 2004. Vautour fauve. In: Thiollay, J.M. (Editor), *Rapaces nicheurs de France. Distribution, effectifs et conservation*. Delachaux et Niestlé, Paris, 175 p.
- Schroter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araujo, M.B., Arnell, N.W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R., Gracia, C.A., de la Vega-Leinert, A.C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J.I., Kankaanpaa, S., Klein, R.J.T., Lavorel, S., Lindner, M., Metzger, M.J., Meyer, J., Mitchell, T.D., Reginster, I., Rounsevell, M., Sabate, S., Sitch, S., Smith, B., Smith, J., Smith, P., Sykes, M.T., Thonicke, K., Thuiller, W., Tuck, G., Zaehle, S. and Zierl, B., 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science*, 310:1333-1337.
- Şekercioğlu, Ç.H., Daily, G.C. and Ehrlich, P.R., 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 101:18042-18047.
- Selva, N. and Donázar, J.A., 2009. "Scavengers in a modern world: from top-predators' subsidies to carrion dumps". European Expert Workshop and Symposium. Conservation biology and beyond: from science to practice. 2<sup>nd</sup> European Congress of Conservation Biology., 1-5 September, Prague, Czech Republic.
- Serafy, S.E., 1998. Pricing the invaluable: the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25:25-27.
- Sibertin-blanc, C., 2010. The Validity of Simulation Results in Social Sciences. *Teaching of/with Agent-Based Models in the Social Sciences*, MAPS 2 Conference., ENS ULM, Paris, France.
- Sibley, C.G. and Halquist, J.E. (Editors), 1990. *Phylogeny and classification of birds*. Yale University Press, USA, 1080 p.

- SIFCO, 2009. Rapport d'activité du syndicat des industries françaises des coproduits animaux. 36 p.
- Singh, J.S., 2002. The biodiversity crisis: A multifaceted review. *Current Science*, 82:638-647.
- Smith MB. The Value of A Tree: Public Debates of John Muir and Gifford Pinchot. *Historian* 1998; 60:757-778.
- Soulé, M.E., 1985. What is conservation biology? : A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities and ecosystems, *Biosciences*, vol. 35, n° 11, décembre, p. 727-734
  - Sunstein, C.R., 2010. Au-delà du principe de précaution. Ethics and Economics, 7.
- Sutherland, W.J., 1996. From individual behaviour to population ecology. Oxford University Press, USA, 224 p.
- Sutherland, W.J. and Norris, K., 2002. Behavioural models of population growth rates: implications for conservation and prediction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences*, 357:1273–1284.
- Swan, G., Naidoo, V., Cuthbert, R., Green, R.E., Pain, D.J., Swarup, D., Prakash, V., Taggart, M., Bekker, L., Das, D., Diekmann, J.r., Diekmann, M., Killian, E., Meharg, A., Patra, R.C., Saini, M. and Wolter, K., 2006. Removing the Threat of Diclofenac to Critically Endangered Asian Vultures. *PLoS Biology*, 4:e66.
- Tallis, H., Kareiva, P., Marvier, M. and Chang, A., 2008. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 105:9457-9464.
- Teillac-Deschamps, P., Lorrillière, R., Servais, V., Delmas, V., Cadi, A. and Prévot-Julliard, A.C., 2009. Management strategies in urban green spaces: Models based on an introduced exotic pet turtle. *Biological Conservation*, 142:2258-2269.
- Tella, J.L., 2001. Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature*, 410:408-408.
- Terrasse, J.F., 1977. Maturité sexuelle du Vautour fauve, premières données obtenues dans la nature. L'ORFO, 47:214-218.
- Terrasse, M., 1983. The status of vultures in France. In: Wilbur, S.R. and Jackson, J.A. (Editors), *Vulture Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, USA, 550 p.
- Terrasse, M., Bagnolini, C., Bonnet, J., Pinna, J.F. and Sarrazin, F., 1994. Reintroduction of the Griffon Vulture Gyps fulvus in the Massif Central, France. In: Meyburg, B.U. and Chancellor, R.D. (Editors), *Raptor Conservation Today*. 4th World Conference on Birds of Prey and Owls, Proceedings, WWGBP / The Pica Press, 799 p.
- Thiollay, J.M., 2006. The decline of raptors in West Africa: long-term assessment and the role of protected areas. *Ibis*, 148:240-254.
- Toman, M., 1998. Special Section: Forum on valuation of ecosystem services. Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25:57-60.

- Topping, C.J., Hansen, T.S., Jensen, T.S., Jepsen, J.U., Nikolajsen, F. and Odderskær, P., 2003. ALMaSS, an agent-based model for animals in temperate European landscapes. *Ecological Modelling*, 167:65-82.
  - Turner, E.R.A., 1964. Social feeding in birds. *Behaviour*, 24:1-46.
- van Beest, F., van den Bremer, L., de Boer, W.F., Heitkönig, I.M.A. and Monteiro, A.E., 2008. Population dynamics and spatial distribution of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) in Portugal. *Bird Conservation International*, 18:102-117.
- Virani, M.Z., Kendall, C., Njoroge, P. and Thomsett, S., 2011. Major declines in the abundance of vultures and other scavenging raptors in and around the Masai Mara ecosystem, Kenya. *Biological Conservation*, 144:746–752.
- Walker, B., Carpenter, S., Anderies, J., Abel, N., Cumming, G., Janssen, M., Lebel, L., Norberg, J., Peterson, G.D. and Pritchard, R., 2002. Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. Conservation Ecology, 6:14.
- Wilbur, S.R., 1983. The status of vultures in Europe. In: Wilbur, S.R. and Jackson, J.A. (Editors), *Vulture Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, USA, 550 p.
- Williams, I.H., 2003. The Convention on Biological Diversity adopts the International Pollinator Initiative. *Bee World*, 84:27-31.
- Wilson, E.E. and Wolkovich, E.M., 2011. Scavenging: how carnivores and carrion structure communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 26:129-135.
- Zagorecki, A., Ko, K. and Comfort, L.K., 2009. Interorganizational information exchange and efficiency: organizational performance in emergency environments. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 13:3.
- Zhang, L. and Wang, N., 2003. An initial study on habitat conservation of Asian elephant (*Elephas maximus*), with a focus on human elephant conflict in Simao, China. *Biological Conservation*, 112:453–459.
- Zuberogoitia, I., Martínez, J.E., Margalida, A., Gómez, I., Azkona, A. and Martínez, J.A., 2010. Reduced food availability induces behavioural changes in Griffon Vulture *Gyps fulvus*. *Ornis Fennica*, 87:52–60.
- Zwirn, H., 2006. Les systèmes complexes: Mathématiques et biologie. Odile Jacob, Paris, France, 219 p.

### Annexe 1

Dupont H., Mihoub J.B., Becu N. and Sarrazin F., 2011. Modelling interactions between scavenger behaviour and farming practices: Impacts on scavenger population and ecosystem service efficiency. *Ecological Modelling*, 222:982–992.

### Annexe 2

Modelling the consequences of farmer's carcass removal practices on scavengers' ecological service. H. Dupont, J.-B. Mihoub, S. Bobbe, F. Sarrazin.

Manuscrit en préparation.

### Annexe 3

Ecological service is the third piece fixing the puzzle of European vulture conservation: a reply to Margalida et al. François Sarrazin, Helène Dupont, Sophie Bobbé, Carmen Bessa Gomes, Chloé Deygout, Olivier Duriez, Raphael Néouze, Jean Baptiste Mihoub, Pascal Orabi.

Manuscrit en préparation.

# Annexe 1

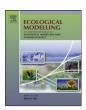
Dupont H., Mihoub J.B., Becu N. and Sarrazin F., 2011. Modelling interactions between scavenger behaviour and farming practices: Impacts on scavenger population and ecosystem service efficiency. *Ecological Modelling*, 222:982–992.

ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

# **Ecological Modelling**

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolmodel



# Modelling interactions between scavenger behaviour and farming practices: Impacts on scavenger population and ecosystem service efficiency

H. Dupont<sup>a,\*</sup>, J.B. Mihoub<sup>a</sup>, N. Becu<sup>b</sup>, F. Sarrazin<sup>a</sup>

- <sup>a</sup> Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Université Pierre et Marie Curie, UMR 7204 Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des Populations, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France
- b Centre National de la Recherche Scientifique, UMR 8586 Pôle de Recherche pour l'Organisation et la Diffusion de l'Information Géographique, 2 rue Valette, 75005 Paris, France

### ARTICLE INFO

# Article history: Received 31 May 2010 Received in revised form 21 November 2010 Accepted 28 November 2010 Available online 21 December 2010

Keywords:
Multi-agent system
Ecosystem service
Scavengers
Vulture
Carrying capacity
Farming practices
Resource distribution
Conservation
Feeding stations management

#### ABSTRACT

Long term conservation of ecosystem services requires a deep understanding of their basic processes and the development of tools to assess the effects of human practices on their efficiency. As an example of recycling service, we focus on the consumption of livestock carcasses by obligate scavengers, taking the case of vultures which face a dramatic decline worldwide. We investigate whether maintaining this recycling service through individual feeding stations called light feeding stations in contrast to aggregated resource on heavy feeding stations can meet the double objectives of vulture conservation and service efficiency. We built a spatially explicit multi-agent model to investigate the long term effects of livestock farmers practices on both the recycling service efficiency for farmers and vulture population carrying capacity including; (i) carcass disposal practices that drive the quantity and spatial distribution of resources for vultures and (ii) temporal distribution of livestock mortality due to economic choices that drive the dynamics of resources for vultures. In addition, we examine various scenarios related to vulture feeding behaviour - i.e. central place vs. random foraging and contest vs. scramble intraspecific competition that may play a role in the vulture carrying capacity and recycling service efficiency. When accounting for vulture central place foraging, we found that favouring the use of light feeding stations instead of heavy feeding station does not affect vulture population carrying capacity and increases the number of farmer for which vulture service is optimal. The increase of light feeding station users poorly affects the number of farmers for which vulture service is optimal in contrast to results obtained with a vulture random foraging behaviour. Both of the recycling service efficiency and the vulture carrying capacity vary with the kind of intraspecific competition and with the seasonal distribution of livestock mortality. Livestock mortality distributions with a seasonal peak of mortality result in a mismatch between vulture food requirement and farmers needs for carcass removal. Finally we raise several points on the relevance of light feeding stations as a sustainable management for vulture conservation and for the recycling service and discuss the potential implications of seasonal scarcity of resources due to farming economic constraints.

© 2010 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

Ecosystems provide support for human life and well-being (M.E.A., 2005). Benefiting sustainably from ecosystem services requires preserving the processes, functions and species involved in their production. However, studies on ecosystem services have highlighted their global degradation (Carpenter et al., 2009; Pereira et al., 2010), pointing out the necessity of developing analytical tools to identify trends under various scenarios of change. These tools are required to forecast potential biological, cultural or eco-

nomic benefits or losses resulting from human practices, and to institute suitable policies.

The loss of scavengers can largely affect ecosystem functioning, human health and well-being (Şekercioğlu et al., 2004). Among scavengers, vultures are threatened worldwide, and in 2010, 8 of the 21 species of these scavenger raptors were listed as threatened species on the IUCN Red List (IUCN, 2010). Vulture population viability is negatively affected by direct and indirect persecutions (Liberatori and Penteriani, 2001; Margalida et al., 2008) or changes in livestock farming (Olea and Mateo-Tomás, 2009). Indeed, vultures are the only obligate vertebrate scavenger (Ruxton and Houston, 2004) and so, they depend more on carcasses from livestock farming for feeding (Margalida et al., 2007) than opportunists scavengers, which can feed on other kinds of resources. The amount

<sup>\*</sup> Corresponding author. Tel.: +33 1 40 79 35 57. E-mail addresses: dupont@mnhn.fr, helenvadrouille@hotmail.com (H. Dupont).

and the quality of resources available for vultures depend on farming practices as well as economic, sanitary and environmental policies since scavenging behaviour induces numerous feedbacks between these human issues. For example, livestock sanitary treatment induced a dramatic decline in vultures in India during the last two decades (Pain et al., 2003; Prakash et al., 2003). Other scavengers such as dog populations subsequently increased, leading to the spread of human rabies cases from dog bites (Markandya et al., 2008). The decline of vulture populations can thus lead to the alteration of ecological services related to cultural heritage and human health.

Moreover, vultures feeding on carcasses can fill in the need for local organic matter recycling as well as represent an ecological alternative to dead animal removal performed by professional companies. However, policies aiming at preventing or stopping the spread of epidemics can impose the systematic collection and destruction of carcasses by professional companies. Yet, in doing so, policies can deprive vultures of food resources. For example, the reactive political decisions made by the European Union in response to the Bovine Spongiform Encephalopathy crisis had detrimental effects on European scavenger populations (Tella, 2001; Margalida et al., 2010). Nevertheless, scavenging provides a service of organic waste disposal that may be considered as a win-win ecology example (Rosenzweig, 2003; Deygout et al., 2009). Through setting up feeding stations also called vulture restaurants (Friedman and Mundy, 1984), people can benefit from this service while preserving vulture populations. Alternative political and social decisions need to be carefully advised in order to sustainably manage both sanitary and biodiversity conservation objectives.

In France, the recycling service by vultures is recognized by law, and two main systems of carcass disposal can be implemented to make food available for vultures: (i) carcass collections in which carcasses are collected from farms and aggregated on a small number of feeding stations (hereafter called heavy feeding stations) by managers of national parks or non-governmental organizations (hereafter called managers), or (ii) individual feeding stations located on livestock farms and managed directly by farmers (hereafter called light feeding stations). Before becoming a legal system, giving carcasses to vultures was a traditional practice in France (Bobbé, 2009), and there is currently an increasing demand from farmers to create or to officialise light feeding station. Light feeding stations should be the most ecologically-relevant carcass disposal system over the long term since the collections of carcasses made by managers or professional companies require the transport of carcasses.

The carcass disposal system, through collection by managers, is always efficient for farmers since the law makes it compulsory for managers to respond to all demands for carcass disposal. This carcass disposal system results in the provisioning of heavy feeding stations and is dependent on managers whose major concern is the long term survival of vulture populations. In contrast, the most important incentive for farmers to provision light feeding stations depends on the efficiency of vulture carcass recycling at their own feeding station. Thus, within this carcass disposal system, the sustainability of food resources for vultures depends on the efficiency of carcass recycling. The relationship between vulture behaviour and the recycling service provided to humans have been investigated at a daily scale (Devgout et al., 2009). However, at the population scale, it is unclear how the carrying capacity of vulture populations and the efficiency of carcass recycling are affected by food availability over the long term. In this study we explore the effects of farming practices at a pluri-annual scale on both the recycling service efficiency and the vulture carrying capacity. As ecosystem service research should be user-inspired and user-useful (Cowling et al., 2008), we consider the service efficiency as the proportion of consumed carcasses per light feeding stations and not as the total number of eaten carcasses. Such an efficiency measurement focuses on farmers' point of view since it is related their willingness to provision light feeding station.

Mechanistic models, such as behaviour-based models, are necessary in order to simulate the responses of vertebrate population to environmental changes (Sutherland and Norris, 2002; Norris, 2004). Models based on individual rules can generate density dependence without a pre-determined function (Sable and Rose, 2008). In addition, multi-agent modelling is a relevant tool in developing behavioural models and in testing for the effects of environmental changes. Multi-agent systems (Ferber, 1995) are based on interactions between agents and their environment, including explicit behaviours of different agents. Such models are now commonly used in ecological resource studies (Janssen, 2002; Bousquet and Le Page, 2004), dealing for instance with animal behaviour (Dumont and Hill, 2001; Topping et al., 2003; Pratt et al., 2005; Arrignon et al., 2007) or interactions between species and human practices (Bousquet et al., 2001; Mathevet et al., 2003).

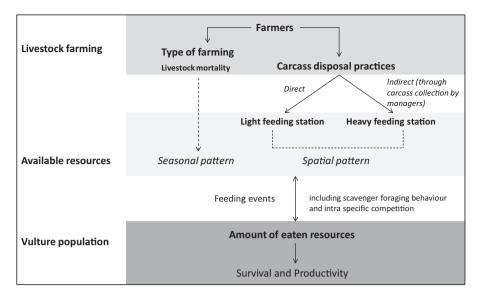
We developed a spatially-explicit multi-agent system including vulture feeding behaviour (i.e. foraging behaviour and intraspecific competition) and population dynamics driven by food resource. We assessed the sensitivity of both carcass disposal efficiency by vultures and vulture carrying capacity according to the available resources under various scenarios of farmer's practices: (i) farmers' carcass disposal practices that drives the amount and the spatial distribution of carcasses (i.e. heavy vs. light feeding stations) and (ii) farming practices which drive intra-annual variations in livestock mortality. We chose to use a robust and simple model to balance the trade-off between model complexity and generality. In order to investigate the long term effects of farming practices, vulture's daily feeding behaviour is simplified in the model. Several parameters have been estimated from a Griffon vulture (Gyps fulvus) population reintroduced during the 1980s in the Grands Causses region of Southern France (Terrasse et al., 1994, 2004). Nevertheless, our model architecture is designed to be as simple as necessary to be generic, in order to extract general trends that could occur in such socio-ecological system. We finally discuss the implication of these results for managing vulture population and service efficiency in regard to our modelling assumptions.

### 2. Methods

We used the CORMAS software (Bousquet et al., 1998), a simulation platform dedicated to the creation of multi-agent systems, with specificity in the domain of natural-resources management. It provides a framework and facilities for developing simulation models of coordination modes between individuals and groups that jointly exploit common resources. The framework distinguishes between three types of entities - spatial entities, social agents and passive objects - which can be linked together through aggregation or specialization associations. A spatial view is provided (either raster or vector mode) which allow defining several viewpoints on the spatial entities and located agents. Cormas is based on the VisualWorks programming environment which language is SmallTalk. http://cormas.cirad.fr/indexeng.htm. The following sections describe the development of our conceptual model (Fig. 1) according to the Overview Design concepts and Details (ODD) protocol (Grimm et al., 2006).

# 2.1. Purpose

The purpose of the model is to compare the long term effects of different farming practices, which modify the amount of available carcasses as well as their spatial and temporal distributions, on both vulture carrying capacity and the efficiency of this recycling service.



**Fig. 1.** Conceptual model. Seasonal and spatial patterns of available resources for the scavengers depends on livestock mortality and farmers' carcass disposal practices. Feeding behaviour includes foraging behaviour and intraspecific competition. Carcass disposal is performed through light feeding stations or through collections of carcasses by managers. Vulture population survival and productivity are driven by the amount of consumed resources.

In addition, vulture carrying capacity from our multiagent model is compared with a maximum carrying capacity usually computed by managers to estimate the potential carrying capacity from the mean vulture individual food requirements.

Light feeding stations may be an interesting alternative system of feeding vultures since it does not require any additional human activity such as collection by manager. Nevertheless, farmer's willingness to use such carcass disposal system strongly depends on its efficiency that is potentially affected by farming practices. We consider vulture service efficiency from the beneficiaries' point of view, since it can lead to appreciate positively or negatively vulture service.

### 2.2. State variable and scales

Farmers are individual and located agents. Their livestock herds are characterized by a size, an annual mortality rate and a seasonal distribution of annual mortality. The main attribute of a given farmer is his carcass disposal practice which can either be carcass collection by a manager or the use of his own light feeding station. The functional attributes are counters which sum deposited carcasses and carcasses that have been eaten by scavengers, to determine service efficiency outcome.

Vultures have few predators, and when their nesting site capacity is not reached, food availability appears to be the main driver of population growth (Fernandez et al., 1998; van Beest et al., 2008). Parra and Telleria (2004) have shown that the number of Griffon vulture (Gyps fulvus) breeding pairs is positively correlated with changes in livestock abundance in Spain. In our model, population regulation is resulting only from local survival and productivity of reproduction, according to food resources. We consider the case of a single scavenger population. Any emigration due to resource scarcity is implicitly included in the complement to local survival and actual mortality (Sarrazin et al., 1994; Le Gouar et al., 2008). As we focus on vulture carrying capacity, we do not account for immigration processes which should only modify the time for vulture population to raise equilibrium. When they reach sexual maturity, vulture are sedentary and dispersal mostly concern juveniles and immature birds (Donázar, 1993; Camiña, 2004).

The population is structured into age classes: juvenile (<1 year old), three immature classes which correspond to individuals of 1, 2 and 3 years old, young adult (4 year old individuals) and old adult (>4 years old). The population is composed of six agents representing the six age classes. Apart from age, they are also characterized by a survival rate. Productivity of reproduction is an additional attribute for young and old adult agents. In addition, the amount of consumed resources is another main attribute that affects both survival and productivity. Those demographic rates drive the number of individuals present in each age class which is another agent attribute.

Space is represented as a grid cell matrix. The closed space is composed by cells of  $1\,\mathrm{km^2}$  and the total area is  $10,000\,\mathrm{km^2}$ . We consider the vultures as a colonial species and the nesting sites are aggregated and located in the centre of the grid. The boundaries of the grid are at a minimum of 50 km from the nesting sites, similarly to Deygout's model (Deygout et al., 2009), that is reasonable considering Griffon vultures daily capacity of flight (Mundy et al., 1992). The cell attributes are the number of carcasses present and a detection probability. This last parameter corresponds to the probability for a vulture to detect the available carcasses in a given cell.

### 2.3. Process overview and scheduling

The model proceeds in daily steps in order to account for the heterogeneous spatial distribution and food quantity, both of which interact with scavenger foraging behaviour and potentially influence recycling efficiency. Furthermore, these time steps allow to model intraspecific competition for food between vultures, which is a daily mechanism. Each day, farmers who have carcasses to dispose either dispose them on an individual feeding station or call the manager. In this last case, carcasses are let on a heavy feeding station. Then vultures feed on resource until satisfying their food requirement (see Section 2.6).

The calendar year is divided in four seasons of three months each. Livestock mortality rates change seasonally according to field data (see Section 2.5). Survival rates of each age class of scavengers are updated seasonally according to consumed resources during the season, and productivity of reproduction depends on resources consumed in spring (see Section 2.6).

### 2.4. Design concept

#### 2.4.1. Emergence

The efficiency of the recycling service results from the daily quantity and spatial distribution of carcasses, the daily food requirements of scavengers and their foraging behaviour. The scavenger population size results from survival and productivity which are mostly driven by the seasonal food intake.

#### 2.4.2. Interactions

Intraspecific competition for food is an explicitly modelled interaction (see Section 2.6) that leads to carrying capacity according to food resource through density-dependence.

### 2.4.3. Stochasticity

Stochasticity is integrated with probabilistic draws, using the Cormas random function that gives a pseudo-random value between]0;1] according to the Rand Fishman Moore equation. Each day, livestock mortality is computed iteratively according to the number of individuals for a given herd in order to determine the number of carcasses. The dynamics of the vulture population is determined by random draws; an individual survives or perishes based on the probability of survival. Similarly, whether a couple produces a juvenile or not is probabilistically determined by the productivity rate. The daily amount of food required by the scavengers varies randomly from the minimum they need to maintain their body condition to the maximum they can ingest. The visit on a feeding station depends on both a detection probability and the foraging behaviour (see Section 2.6).

### 2.4.4. Observations

In order to observe the long term effects of farmer's practices on vulture carrying capacity and service efficiency, simulations run over a 25 year time horizon. For all scenarios, vulture population size reaches equilibrium according to food resources after 15 years. Vulture population size from our model can be interpreted as a realized carrying capacity (Caughley and Sinclair, 1994) arising from farming practices and taking into account demographic rates of a vulture population. Vulture population size is recorded at the end of the winter season of the final year.

Recycling service efficiency is represented by the ratio of carcasses eaten by scavengers over carcasses put on the light feeding station for each farmer using a light feeding station. The recycling service is recorded at the end of each season. Several classes of recycling service efficiency are defined and the average number of farmers in each class is the final outcome to assess the recycling service efficiency. Outcomes from the final ten years (from 15 to 25 years) have been used to compute the seasonal service efficiencies.

### 2.5. Initialization

Farmers are randomly located at the initialization of each simulation. For a farmer, the carcass disposal method is either a wildlife manager collection or a light feeding station located at the farmer location. It remains the same throughout the simulation. Their respective livestock herd size is randomly initialized to be between 300 and 400 stockers (Table 1) according to data from the Grands Causses region (448120 N, 38150 E). Other values of parameter related to livestock such as the annual mortality rate, the edible mass per carcass and the temporal availability of a carcass were taken from the Grands Causses site (Table 1).

Usually, heavy feeding stations are set up near the nesting sites in order to fix a breeding colony. In our model the heavy feeding station is also randomly located but constrained to be within a radius of 5 cells from nesting sites. Probabilities of carcass detection by vultures on heavy and light feeding station were taken from an

empirical study in the Grands Causses region and Pyrenean region (Gault, 2006; see also Devgout et al., 2009).

Vulture food requirements were calibrated according to the available literature (Table 1). A Griffon vulture requires a minimum of 500 g/day for sustenance (Mundy et al., 1992) and can store a maximum of 1500 g in its crop (Mundy et al., 1992). Hiraldo (1984) estimated the daily food requirement of a reproductive individual to be 700 g for the Cinereous Vulture (*Aegypius monachus*), a species closely resembling the Griffon Vulture.

Vulture dynamics depend on a simple relation between consumed resources and demographic rates. Maximum survival and maximum productivity of reproduction for corresponding age class are reached when vultures satisfy their food requirement (see Section 2.6). Maximum survival values Smi were determined from the long term monitoring of the vulture population in the Grands Causses (see Le Gouar et al., 2008). Annual survival rates of each age class have been estimated, using Capture Mark Recapture analysis, when resources were large in comparison with vulture population food requirement (Gault, 2006). These survival rates are high and consistent with results obtained in vultures and raptor species (see Le Gouar et al., 2008). We assume that during this period mortality was not due to a lack of resources but to various accidents. Square roots transformations of annual survival rates make it possible to use them as seasonal rates (Table 1). The age at first breeding is four (Sarrazin et al. 1996) or five years (Terrasse, 1977; Mendelssohn and Leshem, 1983). Maximum productivity values Pmi for corresponding age classes (Table 1) are based on field estimates of the proportion of nesters and of fledging success during the establishement of the vulture population in the Grands Causses (Sarrazin et al., 1996).

We focus on the carrying capacity which depends on consumed resources and is independent from initial vulture population size. However, the initial number of individuals in each age class are fixed (Table 1) and values are taken from a matrix population model (Caswell, 2001) based on survival and reproductive estimates in the vulture population of the Grands Causses (Gault, 2006). This model was computed using ULM software (Legendre and Clobert, 1995; Ferrière et al., 1996).

# 2.6. Vulture sub model

Feeding behaviour includes foraging behaviour and intraspecific competition for food.

Deygout et al. (2009) find different results of recycling service efficiency performed by vultures according to various foraging behaviour. Although we choose foraging behaviour with respect to their model in order to keep simple, we investigated the effect of two foraging strategies on the recycling service efficiency. Vultures are central place foragers (Carrete and Donázar, 2005). Assuming that they forage to maximize net energy gain and they return to nesting sites each day, the first foraging behaviour make them feed on nearest resources from their nesting sites (i.e. called central place foraging behaviour). In order to assess the impact of this spatially structured foraging behaviour on the service efficiency, we compared it with a random foraging behaviour. According to this second foraging behaviour, the feeding stations visited by vultures are selected randomly independently from their location. Whatever the foraging behaviour, resources located on a visited station are consumed according to a detection probability: while resource are always detected and consumed if vultures visit the heavy feeding station, the consumption of resources on light feeding station have a daily probability of 0.8 to be detected and consumed (Table 1).

We also account for intraspecific competition for food. There is no evidence for difference in feeding or display rates between sexes (Bosé and Sarrazin, 2007) suggesting that intraspecific competition

**Table 1**Model parameters. Parameter values are fixed for all tested scenarios with the multi-agent model.

Parameter				Value	Reference		
Livestock							
Herd size/farmer				300-400	(Bobbe, 2009)		
Edible mass (kg/carcass)			Em	40	(Chassagne and Les Vautours, 1998)		
Annual mortality rate				0.03	DDA Aveyron, (pers. comm.)		
Carcass availability (day)				5	LPO Aveyron, (pers. comm.)		
Cells							
Detection probability					(Gault, 2006)		
Light feeding station				0.8			
Heavy feeding station				1			
Vultures							
Minimum food requirement	individual)	Ms	500	(Friedman and Mundy, 1984)			
Minimum food requirement	/individual)	Mp	700	(Chassagne and Les Vautours, 1998) (Hiraldo, 1984)			
Maximum quantity of ingestion (g/day/individual)				1500	(Mendelssohn and Leshem, 1983 1983)		
Vulture age classes	Initial number	Maxim	Maximum seasonal survival rate (Smi)		Maximum productivity rate (Pmi)		
Adults	155	$\sqrt[4]{0.967}$			0.9		
Young adults	21	<sup>4</sup> √0.967			0.5		
Immature 3	24	$\sqrt[4]{0.967}$			-		
Immature 2	29	<sup>4</sup> √0.875			=		
Immature I	37	$\sqrt[4]{0.875}$			-		
Juveniles	0	$\sqrt[2]{0.765}$			=		

corresponds to a scramble competition, in which all individuals are equally competitive. However, in the Griffon vulture, old adults appear to have an advantage over the others individual in accessing food which suffer from exploitation and interference (Bosé and Sarrazin, 2007). This corresponds to contest competition in which juveniles are less competitive than older individuals. This is consistent with population dynamics of a long-lived population, in which negative density-dependence should first affect the survival of young individuals (Gaillard et al., 1998). A decrease of juvenile survival rate has been estimated in vulture population of the Grands Causses (Gault, 2006).

In the model, the food requirement of each age class agent is a random value selected between the minimum an individual needs to maintain its body condition and the maximum it can ingest (Table 1), which is multiplied by the number of individuals in the age class. Next, except for the agent corresponding to juveniles, the agents harvest carcasses according to the foraging method, until their food requirements are satisfied or until resources have been totally depleted. To mimic scramble competition, food is equally distributed between immatures and adults. Juveniles feed after all the others and remain affected by contest competition. Considering a total dominance is an approximation of aggressive interactions during feeding event. In an alternative scenario, juveniles are only affected by scramble competition and food is equally distributed between all vultures. Although this is a less realistic case of density dependence, this scenario allows us to assess how intraspecific competition can affect the outcomes.

Seasonal survival and productivity are obtained from the following equations:

$$Si = \frac{Smi}{Ms} \cdot Qi \tag{1}$$

$$Pi = \frac{Pmi}{Mp} \cdot Qi \tag{2}$$

In (1) and (2), Qi is the average ingested food per day per individual in the age class i. The maximum survival rate of the age class i, Smi, is reached when individuals satisfy their minimal food requirement to maintain body condition Ms. The seasonal survival rate Si

is used to determine the number of individuals in age class *i* for the following season (Table 1).

The maximum productivity *Pmi* is reached when reproductive individuals fulfil food requirement *Mp* during spring (Table 1). The productive rate *Pi* is used to determine the number of reproductive individuals at the end of the spring and two reproductive individuals produce one juvenile. We implicitly consider an equilibrated sex ratio based on field data of Griffon vulture (Bosé and Sarrazin, 2007).

### 2.7. Simulation experiments

The sensitivity of service efficiency and vulture carrying capacity to farming practices is assessed through the following scenarios: (i) farmer carcass disposal practices which drive the amount and the spatial distribution of available resources for vultures and (ii) seasonal livestock mortality which drives temporal patterns in available resources.

In a first set of simulations (Table 2), scenarios are based on the willingness to feed vultures. We vary the number of farmers feeding vultures through light or heavy feeding stations, in contrast to farmers giving carcasses to companies for carcasses removal and destruction. We also test different proportion of light to heavy feeding stations, in order to examine the effects of various feeding management strategies on service efficiency and vulture carrying capacity.

In a second set of simulations (Table 2), we vary the distribution of seasonal livestock mortality in order to compare results from three scenarios:

- A standard distribution: This distribution has been determined in the Grands Causses region (Morio, unpublished data). The higher mortality rate in herds occurs during the livestock lambing period. In this region, milk production is mainly supported by a French cheese company. It collects milk from the end of winter and farmers working for this company artificially fix the lambing period during winter.
- A shifted distribution: The standard distribution is shifted and the livestock higher mortality rate is found in spring, when food

**Table 2**Parameters and values tested in the various scenarios.

Carcass disposal practices		Vulture feeding behaviour		Seasonal distribution of livestock mortality			
Farmer number	Proportion of light feeding station users	Foraging behaviour	Intraspecific competition affecting j uveniles	Sum	Aut.	Win.	Spr.
250, 500, 750, 1000	1000 0, 0.25, 0.50, 0.75, 1 Central place Conte		Contest	0.18	0.19	0.37	0.26
250, 500, 750, 1000	0, 0.25, 0.50, 0.75, 1	Random	Contest	0.18	0.19	0.37	0.26
250, 500, 750, 1000	0, 0.25, 0.50, 0.75, 1	Central place	Scramble	0.18	0.19	0.37	0.26
500	1	Central place	Contest	0.26	0.18	0.19	0.37
500	1	Central place	Contest	0.25	0.25	0.25	0.25

In the first set of simulation, various values have been tested for the carcass disposal practices. This set of simulations took into consideration standard livestock mortality distribution. The two different vulture foraging behaviours and the type of intraspecific competition have been tested. In the second set, we tested two alternatives of livestock mortality seasonal repartition, the shifted and the constant distributions.

requirement of vulture reproductive individuals is the highest. In the Grands Causses some farmers employ extensive farming systems, in which sheep lambing occurs in spring with annual grass growth. In contrast to those working for the cheese company, these farmers usually produce milk or meat for cooperatives or direct sale. This scenario represents an economic situation where extensive systems would be dominant to intensive farming.

 A theoretical distribution, with a constant mortality rate of 25% for each season. It is used as a reference to assess the sensitivity of service efficiency and vulture carrying capacity to the assumptions of the tested livestock mortality distribution.

Each scenario encompasses 50 iteration runs.

In addition, we compare vulture carrying capacities resulting from our multi-agent model simulations to maximum carrying capacities from a model used by managers, in which neither seasonal livestock mortality nor vulture feeding behaviour are considered and vultures feed on all available carcasses:

$$Nv = \frac{nC \cdot Em}{365 \cdot Ms} \tag{3}$$

In (3), Nv is the vulture carrying capacity, nC the annual carcass number, Em the edible mass, and Ms the minimum food requirement for one vulture over one year.

#### 3. Results

# 3.1. Effects of farmers practices on scavenger population size and service efficiency

### 3.1.1. Vulture carrying capacity

The spatial patterns of resources generated by the use of light or heavy feeding stations do not affect the vulture carrying capacity. Although daily detection probabilities for finding heavy and light feeding stations are different in model parameterization, final vulture population sizes are similar under the two management scenarios (Fig. 2).

In the case of light feeding stations, the number of vultures supported by one farmer varies between  $1.14\,(\pm 0.09)$  and  $1.09\,(\pm 0.08)$  for 250 and 1000 farmers respectively. This relationship remains the same for carcass collection supported by managers, with 1.15  $(\pm 0.08)$  and  $1.1\,(\pm 0.08)$  for 250 and 1000 farmers, respectively. For those scenarios, the vulture carrying capacity is 2 times lower than the maximum carrying capacity computed with the simple model used by managers (Fig. 2).

Vulture carrying capacity is higher when juveniles are affected by scramble competition than by contest competition (Fig. 2). The number of vultures supported by one farmer varies between 1.54 ( $\pm 0.14$ ) and 1.59 ( $\pm 0.13$ ) for 250 and 1000 farmers respectively. With scramble competition for juveniles, the vulture carrying

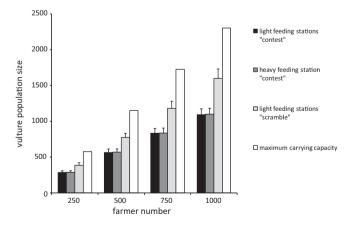
capacity is 1.4 times lower than the maximum carrying capacity computed with the simple model used by managers (Fig. 2).

### 3.1.2. Recycling service efficiency

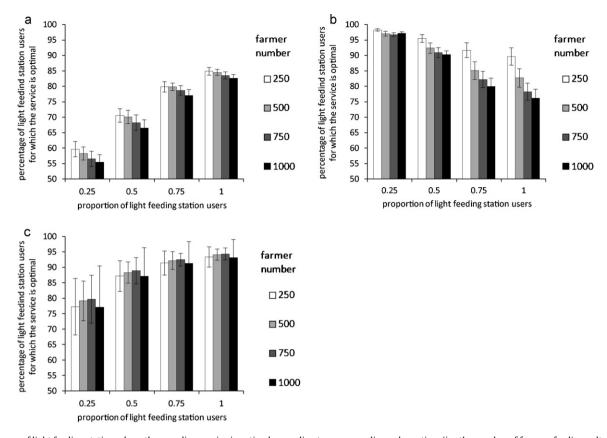
To assess the effects of carcass disposal practices and vulture feeding behaviour on the recycling service efficiency for farmers, we measure the service efficiency through the annual average percentage of light feeding users for which the recycling service is optimal, i.e. each deposited carcass is consumed by vultures (Fig. 3). When the competition is contest for juveniles, service efficiency is on average higher with the random foraging behaviour than with the central place foraging behaviour (Fig. 3a and b).

Given the range of tested values, service efficiency appears to be more sensitive to the proportion of light feeding station users than to the number of farmers feeding vultures (through light and heavy feeding stations). For the same proportion of light feeding station users, increasing the number of farmers feeding vultures reduces the number of farmers for which the recycling service is optimal between 1% and 4% with central place foraging behaviour and between 1% and 13% with random foraging behaviour (Fig. 3a and b). In contrast, for a set number of farmers feeding vultures, the proportion of light feeding station users induces variations from 2% to 21% with random foraging behaviour, and from 5% to 27% with central place foraging behaviour (Fig. 3a and b).

Increasing the number of farmers feeding vultures often reduces the average number of stations where the service is optimal whatever the vulture foraging behaviour is. In contrast, increasing the



**Fig. 2.** Vulture carrying capacity according to various scenarios. All farmers leave carcasses on light feeding stations, vulture intraspecific competition is contest for juveniles (black). All farmers use collections by manager and carcasses are aggregated on heavy feeding stations, vulture intraspecific competition is contest for juveniles (dark grey). All farmers leave carcasses on light feeding stations, vulture intraspecific competition is scramble for juveniles (black). Maximum carrying capacity from the model used by managers (white).



**Fig. 3.** Average of light feeding station where the recycling service is optimal, according to carcasses disposal practices (i.e. the number of farmers feeding vultures and the proportion of light feeding station users) and vulture feeding behaviour. Annual means were calculated using the seasonal proportions of farmers for which recycling service is 100% efficient. (a) Central place foraging, contest competition. (b) Random foraging, contest competition. (c) Central place foraging, scramble competition.

proportion of feeding station users induces different trends in optimal service outcome depending on foraging behaviour. With central place foraging behaviour, the service efficiency increases from 57% to 84% on average (Fig. 3a). With random foraging behaviour, the service efficiency decreases from 97% to 81% on average (Fig. 3b).

When all farmers only use light feeding station as carcass removal practices (i.e. no heavy feeding stations), service efficiency is more sensitive to the number of farmers feeding vultures (through light and heavy feeding stations) under random foraging behaviour than under central place foraging behaviour (Fig. 3a and b).

Within a scramble competition for juveniles, the recycling service is optimal for 78% of light feeding users when they represent 25% of farmers feeding vulture (through light and heavy feeding stations) and for 93% of light feeding users when all farmers use this carcass disposal system (Fig. 3c). Within this kind of intraspecific competition, vulture population size is higher than with a contest competition, explaining the enhancement of service efficiency. The percentage of farmers which benefit from an optimal service vary positively with the proportion of light feeding station users, while it is not affected by the number of farmers feeding vultures through light and heavy feeding stations. This percentage is more variable than with the scenarios of contest competition.

# 3.2. Effects of the temporal distribution of livestock mortality on vulture carrying capacity and service efficiency

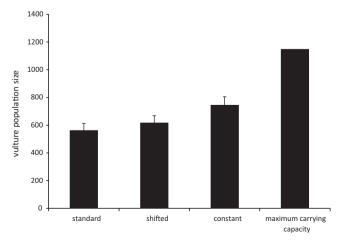
### 3.2.1. Vulture carrying capacity

The final population size reaches 564 ( $\pm48$ ) individuals under the standard livestock mortality while it reaches 618 ( $\pm49$ ) under the shifted livestock mortality, indicating that the carrying capacity

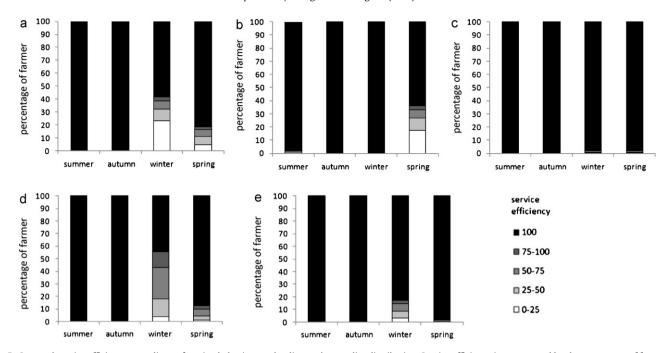
is slightly higher when the higher mortality rate occurs in spring (Fig. 4). However, the final population size is the greatest  $(745\pm59)$  individuals) with a constant mortality rate. This population remains 1.5 times smaller than the 1,150 individuals expected with the maximum carrying capacity. Hence, seasonal patterns of carcass availability influence resource exploitation by vultures and vulture carrying capacity can be affected by the seasonality of food availability even for a constant annual amount of food.

### 3.2.2. Recycling service efficiency

From the point of view of farmers using light feeding stations, recycling service efficiency varies seasonally with livestock mor-



**Fig. 4.** Vulture carrying capacity with respect to the various scenarios of livestock mortality distribution.



**Fig. 5.** Seasonal service efficiency according to foraging behaviour and to livestock mortality distribution. Service efficiency is represented by the percentage of farmers for which the vulture service is 100% efficient, 75 to 99% efficient, 50 to 75%, 25 to 50%, and 0 to 25%. All the 500 farmers use light feeding stations. (a) Standard livestock mortality, central place foraging, contest competition. (b) Shifted livestock mortality, central place foraging, contest competition. (c) Constant livestock mortality, central place foraging, contest competition. (d) Standard livestock mortality, random foraging, contest competition. (e) Standard livestock mortality, central place foraging, scramble competition.

tality (Fig. 5a). Carcass removal by vulture is optimal for more than 98% light feeding station users in the summer and autumn. In winter and spring, this percentage of farmers decreases to 58% and 81%, respectively. These two seasons have higher mortality rates in livestock, and consequently vultures need to visit fewer feeding stations than in summer and autumn to satisfy their food requirement. In contrast, there are fewer available resources in summer and autumn and, in addition, fledging juveniles increase foraging pressure on scarce resources.

When seasonal livestock mortality is shifted, service efficiency is optimal for more than 96% of light feeding station users in the summer, autumn and winter (Fig. 5b). In spring, i.e. the period of highest mortality in this scenario, this percentage decreases to 67%. Under constant livestock mortality, vulture service is optimal for more than 97% of light feeding station users year-round (Fig. 5c). Over a year, the mean number of farmers for which the service functions all the times, is approximately 84.5% for the standard livestock mortality, 89.8% for the shifted livestock mortality and 98.3% with the constant livestock mortality.

Within these scenarios, all farmers use a light feeding station. The service efficiency is optimal for more farmers under central place foraging behaviour than under random foraging (Fig. 5a and d). With a scramble competition for juveniles, the carrying capacity is higher than with the contest competition. Consequently, the number of carcasses eliminated by vultures is maximized, as well as the recycling service efficiency (Fig. 5e). When seasonal livestock mortality corresponds to standard distribution, vulture service is optimal for 99% of light feeding users in summer, autumn and for 98% in spring. It decreases to 82%, remaining higher than with a contest competition.

### 4. Discussion

Scavenger populations' viability often depends on direct or indirect human activities, and can be influenced positively through conservation managements such as resource provisioning or restored through reintroduction projects (Sarrazin et al., 1994;

Gallo-Orsi, 2001; Swan et al., 2006; Gilbert et al., 2007). Conservation programs of vultures need to ensure their long term persistence, and are often paired with the creation of feeding stations. Nevertheless, spatial concentration of food can have various effects on vultures (Margalida et al., 2010) and other endangered scavengers (Cortés-Avizanda et al., 2010), and the design of feeding station should thus be carefully managed (Cortés-Avizanda et al., 2010; Margalida et al., 2010). We focus on the light feeding stations. They enable farmers to benefit from the recycling service while providing food to vultures. They also constitute a relevant carcass disposal system to reach sustainable development targets for both human beings and biodiversity. Beyond being a cheaper and less polluting carcass removal system than those involving human active involvement, e.g. through reduction of transport and processing costs both in term of money and CO<sub>2</sub>, light feeding stations may have several benefits. In mountainous regions that are the typical vulture's biotope, vultures can remove carcasses faster than managers or professional companies. This carcass disposal system enhances the relationship between vultures and society, by making these birds not only observable but also clearly useful. It offers an opportunity to recreate a direct relationship between livestock farmers and vultures in which the scavengers acts as cleaners in farming system (Bobbé, 2009). In addition, it relieves wildlife managers from the burden of collecting carcasses, allowing them to spend more time for population monitoring and educational activities.

Model validation requires accurate data on temporal and spatial dynamics of resources as well as on vulture populations at equilibrium. From interviews with farmers in the Grands Causses region, it is clear that vulture carcass removal, representing a proxy of recycling service efficiency, varies seasonally. Our results should not be seen as accurate predictions but rather as qualitative advances in the understanding of the functioning of such ecological service, and how it is affected by vulture feeding behaviour. Scenarios on the amount of carcasses, their spatial and temporal availability, resulting from carcass disposal and farming practices, may give some insights for managing this ecosystem service over the long term.

Resource heterogeneity through time is an important driver of population dynamics (Chamaillé-Jammes et al., 2008). To be limited by food, a population need not be up against the food limit all the time (Newton, 98). Here, for the same amount of annual carcasses, variation in the seasonal availability of food resources affects the carrying capacity for vultures as well as the service efficiency for farmers. With the standard livestock mortality distribution, resource scarcity in summer limits vulture carrying capacity. Once the carrying capacity is reached, the population cannot necessarily recycle all carcasses, for instance in winter since resource availability can be higher than the food requirements of the whole vulture population. We find that vulture carrying capacity is affected by the strength of intraspecific competition for juveniles. Basically, within the contest competition, old individuals can harvest more resources than their strict food requirement without increasing their survival rate, while depriving subordinated individuals such as juveniles from satisfying their food requirement. For all tested scenarios of farmers' practices and livestock mortality distributions, vulture carrying capacities with contest competition are two times lower than the estimates obtained with the maximum carrying capacity model. This comparison shows the importance of accounting for daily mechanisms – i.e. vulture competition for food and their limit of ingestion capacity which interact with the daily quantity of resource – and resource seasonal pattern, to avoid overestimating carrying capacity.

Vultures are colonial breeders and group feeders. Their feeding behaviour depends on both personal and social information (Deygout et al., 2010). It relies on many conspecific interactions such as local enhancement (Jackson et al., 2008) and competition by interference and exploitation (Bosé and Sarrazin, 2007) which depends on available resource and vulture number on each feeding site (Devgout et al., 2010). However, accounting for behavioural aspects of vulture foraging raises the question of the relevant level of detail in the modelled processes. Individual-based models of vulture foraging behaviour that integrate feeding events and intraspecific competition have been recently developed (Devgout et al., 2009, 2010) and provide results at daily scale. They can be used to calibrate behavioural mechanisms in population dynamics models. Nevertheless, detailing fine individual behaviour requires multiplying state variables and calibrating a priori outcomes of multiple conspecific interactions. Multiplying model assumptions without adequate data should not necessarily improve the degree of realism of simulation results. Calibrating individual behaviour should be carefully done to avoid artefactual threshold effects in population dynamics. Here, to assess both vulture service efficiency and carrying capacity on the long term, we include simplified models of the most relevant behavioural mechanisms - i.e. foraging behaviour and intraspecific competition – relying on reasonable assumptions.

# 4.1. Implications of carcass disposal practices for vulture population and recycling service

Resources that are less predictable in time and space - i.e. wildlife carcasses or livestock carcasses not recovered by farmersare less found by vultures than managed resources regularly deposited on feeding stations (Gault, 2006; Deygout et al., 2009). In the same way, resources should be less predictable on light feeding stations than on heavy feeding stations. The empirical daily detection probability on light feeding stations is smaller than on heavy feeding station. However, vulture carrying capacities are similar under the two extreme resource management scenarios (i.e. when all resources are deposited on light feeding stations or all resources are deposited on the heavy feeding station). The temporal scale of our model allows us to account for a major delay of carcass availability in assuming that carcasses are available for vultures for a few days. Carcasses are not expected to disappear after one day. Accord-

ing to farmers' field observations, vultures can feed on carcasses one or two days after carcass disposal on light feeding stations, confirming that our assumption is realistic and reasonable. The final probability of a carcass to be found during this delay on a light feeding place should be higher than 0.8 especially when resources are scarce. When the population growth is limited and the carrying capacity is reached, the difference between the daily detection probabilities on light and on heavy feeding station does not affect the population at demographic scale. However, the delay should depends on environmental factors such as the presence and density of other competitive scavengers, the climate since carcasses can freeze in winter and carcass burning by farmers in summer performed to eliminate the smell of decomposition.

From an ecological and evolutionary point of view, resource provisioning through light feeding stations may buffer scavenger populations from potential taming risks by maintaining natural foraging skills (Gault, 2006). Light feeding stations managed by farmers themselves generated a wide-ranging spatial extent of feeding sites and temporal asynchrony in food availability. Rather than focusing on a limited set of heavy feeding stations regularly supplied with food, light feeding stations make resources less predictable in both time and space. This pattern of food availability is likely to mimic the selective pressures that shape vulture foraging behaviour under natural conditions.

When foraging behaviour is random, the carcass consumption is spread across the various stations, whereas central place carcasses consumption is spatially structured. With central place foraging behaviour, the recycling service is optimal for feeding stations near nesting sites and the frequency of carcass consumption on provisioned stations decreases as the distance to nesting sites increases. In other words, with the random foraging behaviour, each light feeding station has the same probability of being visited while for central place foraging, a same feeding station is either regularly or rarely visited. According to our results, when the proportion of farmers using the collection by managers is high, optimal recycling is in average lower with vulture central place foraging behaviour than with the random one. This can be explained by a higher rate of visits on the heavy feeding station located near nesting sites when foraging behaviour is central place. In average, a smaller number of light feeding stations benefits for an optimal service because vultures feed more often on the heavy feeding station. Since central place foraging behaviour is more realistic than random foraging behaviour, the location and the provision of heavy feeding stations could play a strong negative role in light feeding station efficiency. Increasing the proportion of light feeding stations users increases the number of farmers for which the recycling service is optimal. When fewer resources are available on heavy feeding stations, vultures feed more often on light feeding stations. However, when foraging behaviour is random, the higher the number of light feeding stations, the more spatially spread the carcass removals are. Consequently, a lower number of stations benefit from optimal recycling service. In contrast, since carcass consumption is spatially structured when foraging behaviour is central place, a higher number of stations benefit from optimal recycling service.

For the same proportion of light feeding station users, increasing the number of farmers giving carcasses to vultures (both through light and heavy feeding stations) increases the number of light feeding stations. A smaller number of farmers benefit from optimal recycling since the probability for a given light feeding station to be visited every time a farmer put a carcass on is reduced. Nevertheless, when scavenging relies on central place foraging and is consequently spatially structured, this decrease affects at most 3% of farmers.

The lower the competition affecting juveniles is, the higher the vulture carrying capacity, and consequently, the higher the recycling service efficiency are. Multiplying the number of provisioned

sites by increasing the number of feeding stations should reduce this competition through a decrease of conspecific density and aggressive interactions on each feeding site (Bosé and Sarrazin, 2007).

# 4.2. Mismatch between scavenger food requirements and farmers needs for carcass recycling service

Under the scenario of standard distribution of livestock mortality in the Grands Causses region, in which the lambing period occurs in winter, the recycling service efficiency decreases in winter and the carrying capacity is the lowest. The breeding season of Griffon vultures occurs from spring to summer, and food availability is certainly the ultimate determinant of the breeding calendar in this species (Mundy et al., 1992). Consequently, the breeding season of vulture is desynchronized from the peak of resource availability in the Grands Causses region that occurs in winter and differs from the evolutionary selection pressures that have shaped the current phenology of these scavengers.

In addition, according to our results, this mismatch reduces the carrying capacity and lowers the service efficiency during winter. Practice of out-of-season lambing is common in farming and allows producers to balance supply and demand in the market. Hence, economic constraints driving the timing of the lambing period may induce a trophic mismatch for vultures, and negative effects on service efficiency, illustrating one of the several mismatches that can occur in socio-ecological systems (Cumming et al., 2006).

When the lambing period occurs in spring (scenario of shifted livestock mortality), the decrease of recycling service efficiency during this season is lower than with the standard livestock mortality. In contrast to the standard and shifted livestock mortality, constant livestock mortality yields to optimal service efficiency for more than 97% of farmers and to the highest vulture carrying capacity. With this pattern of resource availability, the exploitation of carcasses by vultures is optimized, benefiting both to the recycling service efficiency and the population of scavengers. However, this requires a great match between scavenger food requirements and farmer's needs for carcass removal that can be difficult to reach in such economic context. The use of other carcass removal systems such as professional companies appears to be necessary in winter in order to complete the recycling service provided by vultures.

In addition, the seasonal scarcity of resources, particularly in summer and early autumn, may have various effects. First it may force scavengers to find other resources through extending their foraging range. For instance, Carrete and Donázar (2005) shows that foraging areas are larger during the breeding season for the cinereous vultures, partly because of the higher food requirement needed to satisfy provisioning for offspring and themselves.

Second, resource scarcity during the fledging period in summer and early autumn may force juveniles to disperse towards more favourable areas (Donázar, 1993; Camiña, 2004). In Bearded Vultures (*Gypaetus Barbatus*), the geographical expansion of breeding population is one of the expected consequences of reducing food availability (Carrete et al., 2006). Dispersal movements can result in reinforcement of some populations or new site of colonization. However, resource seasonal scarcity can have negative impact on farmers and vultures. Zuberogoitia et al. (2010) have shown that behavioural change can occur depending on the food availability and vulture state of hunger. Farmers can complain about attack of vultures on livestock (Margalida and Campión, 2009). In France, the responsibility of vulture in death of livestock animal is acknowledged (Arthur and Zenoni, 2010), even if the quantification of these events remains questionable.

Ecosystem services are put in the forefront of most biodiversity conservation policies (Perrings et al., 2010). Yet, social, economical or political shifts may strongly threat the viability of many species

generating ecosystem services. It is then of first importance to explore the potential effects of societal choices on the sustainability of ecosystem services through relevant modelling approaches. Our study highlights that vulture behaviour and demography may directly interact with farming practices, strengthening that recycling service efficiency results from complex feedbacks between vulture's ecology and human decisions. Mechanistic modelling such as multi-agent modelling may offer an appropriate framework to deal with complex socio-ecological interactions.

### Acknowledgements

This study was carried out within a collaborative framework that involved the Birdlife France, the Cévennes National Park and the joint research unit UMR 7204. This study was funded by the Ministry de of Ecology, Energy, Sustainable Development and Sea, through the DIVA program (Public Action, Agriculture and Biodiversity). H.D. was supported by a fellowship from the Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche. We are very grateful to Claire Jouseau and Colin Fontaine for comments and English improvement and to the anonymous referees.

#### References

- Arrignon, F., Deconchat, M., Sarthou, J.-P., Balent, G., Monteil, C., 2007. Modelling the overwintering strategy of a beneficial insect in a heterogeneous landscape using a multi-agent system. Ecol. Model. 205, 423–436.
- Arthur, C, Zenoni, V., 2010. Les dommages sur bétail domestique attribués aux vautours fauves.
- Bobbé, S., 2009 Du bon usage de l'animal sauvage. Exemple d'un mode d'équarrissage écologique. In: S Frioux E-A Pépy (Ed.), L'animal sauvage entre nuisance et patrimoine. France XVIe-XXIe siècle: E.N.S.
- Bosé, M., Sarrazin, F., 2007. Competitive behaviour and feeding rate in a reintroduced population of Griffon Vultures *Gyps fulvus*. Ibis 149, 490–501.
- Bousquet, F., Bakam, I., Proton, H., Le Page, C., 1998. Cormas: Common-pool resources and multi-agent systems. Tasks Methods Appl. Artif. Intell., 826–837.
- Bousquet, F., Le Page, C., 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. Ecol. Model. 176, 313–332.
- Bousquet, F., Le Page, C., Bakam, I., Takforyan, A., 2001. Multiagent simulations of hunting wild meat in a village in eastern Cameroon. Ecol. Model. 138, 331–346.
- Camiña, A., 2004. Griffon vulture *Gyps fulvus* monitoring in Spain: current research and conservation projects. In: RWCRDaM B.-U. (Ed.), VI World Conference on Birds of Prey and Owls, Budapest, Hungary, pp. 45–67.
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Díaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 106. 1305–1312.
- Carrete, M., Donázar, J.A., Margalida, A., 2006. Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vutlures: implications for conservation. Ecol. Appl. 16, 1674–1682.
- Carrete, M., Donázar, J.A., 2005. Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of the cinereous vulture, Aegypius monachus. Biol. Conserv. Restor. Sustainabil. 126, 582–590.
- Caswell, H., 2001. Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation. Sinauer Associates Inc., U.S.
- Caughley, G.C., Sinclair, A.R.E., 1994. Wildlife Ecology and Management. Cambridge, Massachusetts.
- Chamaillé-Jammes, S., Hervé, F., Marion, V., Felix, M., Jean, C., 2008. Resource variability, aggregation and direct density dependence in an open context: the local regulation of an African elephant population. J. Anim. Ecol. 77, 135–144.
- Chassagne, M., Les Vautours, 1998. Equarrisseurs Naturels des Grands Causses. Claude Bernard, Lyon.
- Cortés-Avizanda, A., Carrete, M., Donázar, J.A., 2010. Managing supplementary feeding for avian scavengers: Guidelines for optimal design using ecological criteria. Biol. Conserv. 143, 1707–1715.
- Cowling, R.M., Egoh, B., Knight, A.T., O'Farrell, P.J., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D.J., Welz, A., Wilhelm-Rechman, A., 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 105, 9483–9488.
- Cumming, G.S., Cumming, D.H.M., Redman, C.L., 2006. Scale mismatches in socialecological systems: causes, consequences, and solutions. Ecol. Soc. 11, 14.
- Deygout, C., Gault, A., Sarrazin, F., Bessa-Gomes, C., 2009. Modeling the impact of feeding stations on vulture scavenging service efficiency. Ecol. Model. 220, 1826–1835.
- Deygout, C., Gault, A., Duriez, O., Sarrazin, F., Bessa-Gomes, C., 2010. Impact of food predictability on social facilitation by foraging scavengers. Behav. Ecol. 21, 1131–1139.
- Donázar, J.A. (Ed.), 1993. Los Buitres Ibéricos. Biologia y Conservacion. J.M. Reyero, Madrid.

- Dumont, B., Hill, D.R.C., 2001. Multi-agent simulation of group foraging in sheep: effects of spatial memory, conspecific attraction and plot size. Ecol. Model. 141, 201–215.
- Ferber, J (Ed.), 1995. Les Systèmes Multi-agents: vers une Intelligence Collective. InterEditions, Paris, 522 p.
- Fernandez, C., Azkona, P., Donazar, J.A., 1998. Density-dependent effects on productivity in the Griffon Vulture Gyps fulvus: the role of interference and habitat heterogeneity. Ibis 140, 64–69.
- Ferrière, R., Sarrazin, F., Legendre, S., Baron, J.P., 1996. Matrix population models applied to viability analysis and conservation: theory and practice using the ULM software. Acta Oecol. 17, 629–656.
- Friedman, R., Mundy, P.J., 1984. In: Wilbur, S.R., Jackson, J.A. (Eds.), The use of "Restaurants" for the Survival of Vultures in South Africa. Vulture Biology and Management Univ of California Press.
- Gaillard, J.-M., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, N.G., 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. Trends Ecol. Evol. 13. 58–63.
- Gallo-Orsi, U., 2001. Saving Europe's most Threatened Birds: Progress in Implementing European Species Action Plans. Wageningen, The Netherlands.
- Gault, A., 2006. Prospection alimentaire et impact de la distribution spatiale et temporelle des ressources trophiques chez le vautour Fauve (*Gyps fulvus*), Pierre et Marie Curie, Paris.
- Gilbert, M., Watson, R.T., Ahmed, S., Asim, M., Johnson, J.A., 2007. Vulture restaurants and their role in reducing diclofenac exposure in Asian vultures. Bird Conserv. Int. 17, 63–77.
- Grimm, V., Berger, U., Bastiansen, F., Eliassen, S., Ginot, V., Giske, J., Goss-Custard, J., Grand, T., Heinz, S.K., Huse, G., Huth, A., Jepsen, J.U., Jørgensen, C., Mooij, W.M., Müller, B., Pe'er, G., Piou, C., Railsback, S.F., Robbins, A.M., Robbins, M.M., Rossmanith, E., Rüger, N., Strand, E., Souissi, S., Stillman, R.A., Vabø, R., Visser, U., DeAngelis, D.L., 2006. A standard protocol for describing individual-based and agent-based models. Ecol. Model. 198, 115–126.
- Hiraldo, F., 1984. In: Wilbur, S.R., Jackson, J.A. (Eds.), Breeding Biology of Cinereous Vultures. Vulture Biology and Management Univ of California Press.
- IUCN, 2010. http://www.iucnredlist.org/.
- Jackson, A.L., Ruxton, G.D., Houston, D.C., 2008. The effect of social facilitation on foraging success in vultures: a modelling study. Biol. Lett. 4, 311–313.
- Janssen, M.A., 2002. Complexity and Ecosystem Management: The Theory and Practice of Multi-agent Systems. Cheltenham, UK.
- Le Gouar, P., Robert, A., Choisy, J., Henriquet, S.L., P, Tessier, C., Sarrazin, F., 2008. Roles of survival and dispersal in reintroduction success of Griffon vulture (Gyps fulvus). Ecol. Appl. 18:859–872.
- Legendre, S., Clobert, J., 1995. ULM. Unified Life Models. A software for Conservation and Evolutionary Biologists. J. Appl. Stat. 22, 817–834.
- Liberatori, F., Penteriani, V., 2001. A long-term analysis of the declining population of the Egyptian vulture in the Italian peninsula: distribution, habitat preference, productivity and conservation implications. Biol. Conserv. Restor. Sustain. 101, 381–389.
- M.E.A., 2005. Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis. Washington, DC.
- Margalida, A., Campión, D., 2009. Aggressive interactions between Eurasian Griffon Vultures Gyps fulvus and livestock: ecological and economic aspects of the emerging conflict. In: JA Donázar, Margalida, A. & Campión, D. (Editor). In Vultures, feeding stations and sanitary legislation: a conflict and its consequences from the perspective of conservation biology: Munibe 29 (Suppl.), Sociedad de Ciencias Aranzadi, Donostia, pp. 476–491.
- Margalida, A., Donázar, J.A., Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., 2010. Sanitary versus environmental policies: fitting together two pieces of the puzzle of European vulture conservation. J. Appl. Ecol. 47, 931–935.
- Margalida, A., García, D., Cortés-Avizanda, A., 2007. Factors influencing the breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. Anim. Biodivers. Conserv. 30, 189–200.
- Margalida, A., Heredia, R., Razin, M., Hernandez, M., 2008. Sources of variation in mortality of the Bearded Vulture Gypaetus barbatus in Europe. Bird Conserv. Int. 18, 1–10.
- Markandya, A., Taylor, T., Longo, A., Murty, M.N., Murty, S., Dhavala, K., 2008. Counting the cost of vulture decline—An appraisal of the human health and other benefits of vultures in India. Ecol. Econ. 67, 194–204.
- Mathevet, R., Bousquet, F., Le Page, C., Antona, M., 2003. Agent-based simulations of interactions between duck population, farming decisions and leasing of hunting rights in the Camargue (Southern France). Ecol. Model 165, 107–126.
- Mendelssohn, H., Leshem, Y., 1983. Observations on reproduction and growth of old vultures. In: SR Wilbur JA Jackson (Editor). Vultures Biology and Management, pp. 214–241.

- Mundy, P., Butchard, D., Ledger, J., Piper, S (Eds.), 1992. The Vultures of Africa. Academic Press, London, UK.
- Norris, K., 2004. Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. J. Appl. Ecol. 41, 413–426.
- Olea, P.P., Mateo-Tomás, P., 2009. The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: The case of transhumance and vultures. Biol. Conserv. 142, 1844–1853.
- Pain, D.J., Cunningham, A.A., Donald, P.F., Duckworth, J.W., Houston, D.C., Katzner, T., Parry-Jones, J., Poole, C., Prakash, V., Round, P., Timmins, R., 2003. Causes and effects of temporospatial declines of *Gyps* Vultures in Asia. Conserv. Biol. 17, 661–671
- Parra, J., Telleria, J.L., 2004. The increase in the Spanish population of Griffon Vulture Gyps fulvus during 1989-1999: effects of food and nest site availability. Bird Conserv. Int. 14, 33–41.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarrés, J.F., Araújo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W.L., Chini, L., Cooper, H.D., Gilman, E.L., Guénette, S., Hurtt, G.C., Huntington, H.P., Mace, G.M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R.J., Sumaila, U.R., Walpole, M., 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. Science Express Review.
- Perrings, C., Naeem, S., Ahrestani, F., Bunker, D.E., Burkill, P., Canziani, G., Elmqvist, T., Ferrati, R., Fuhrman, J., Jaksic, F., Kawabata, Z., Kinzig, A., Mace, G.M., Milano, F., Mooney, H., Prieur-Richard, A.H., Tschirhart, J., Weisser, W., 2010. Ecosystem Services for 2020. Science 330, 323–324.
- Prakash, V., Pain, D.J., Cunningham, A.A., Donald, P.F., Prakash, N., Verma, A., Gargi, R., Sivakumar, S., Rahmani, A.R., 2003. Catastrophic collapse of Indian white-backed Gyps bengalensis and long-billed Gyps indicus vulture populations. Biol. Conserv. 109, 381–390.
- Pratt, S.C., Sumpter, D.J.T., Mallon, E.B., Franks, N.R., 2005. An agent-based model of collective nest choice by the ant Temnothorax albipennis. Anim. Behav. 70, 1023–1036.
- Rosenzweig, L., 2003. Win-Win Ecology: How the Earth's Species Can Survive in the Midst of Human Enterprise., New York.
- Ruxton, G.D., Houston, D.C.D.C., 2004. Obligate vertebrate scavengers must be large soaring fliers. J. Theor. Biol. 228, 431–436.
- Sable, S.E., Rose, K.A., 2008. A comparison of individual-based and matrix projection models for simulating yellow perch population dynamics in Oneida Lake, New York, USA. Ecol. Model. 215, 105–121.
- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.-L., Danchin, E., 1996. Breeding biology during establishment of a reintroduced griffon vulture Gyps fulvus population. Ibis 138, 315–325.
- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.L., Danchin, E., Clobert, J., 1994. Re-introduction of the Griffon vulture Gyps fulvus in the Massif Central, France. In: B-U Meyburg, & Chancellor, R.D. (Ed.). Raptor Conservation Today: WWGBP/The Pica Press. pp. 479–491
- Şekercioğlu, Ç.H., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 2004. Ecosystem consequences of bird declines, Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 101, 18042–18047.
- Sutherland, W.J., Norris, K., 2002. Behavioural models of population growth rates: implications for conservation and prediction. Phil. Trans. R. Soc. B. 357, 1273–1284.
- Swan, G., Naidoo, V., Cuthbert, R., Green, R.E., Pain, D.J., Swarup, D., Prakash, V., Taggart, M., Bekker, L., Das, D., Diekmann Jr., Diekmann, M., Killian, E., Meharg, A., Patra, R.C., Saini, M., Wolter, K., 2006. Removing the threat of diclofenac to critically endangered Asian vultures. PLoS Biol. 4, 66.
- Tella, J.L., 2001. Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. Nature 410, 408–1408.
- Terrasse, J.F., 1977. Maturité sexuelle du Vautour fauve, premières données obtenues dans la nature. L'ORFO 47, 214-218.
- Terrasse, M., Bagnolini, C., Bonnet, J., Pinna, J.-F., Sarrazin, F, 1994. Reintroduction of the Griffon Vulture Gyps fulvus in the Massif Central, France. In: BU Meyburg, Chancellor, R.D (Ed.), Raptor conservation today. WWGBP.
- Terrasse, M., Sarrazin, F., Choisy, J.P., Clémente, C., Henriquet, S., Lécuyer, P., Pinna, J.L., Tessier, C, 2004. A success story: the reintroduction of Eurasian Griffon Gyps fulvus and Black Aegypius monachus Vultures to France. Raptors Worldwide: Chancellor & B.U. Meyburg ed., pp. 127–145.
- Topping, C.J., Hansen, T.S., Jensen, T.S., Jepsen, J.U., Nikolajsen, F., Odderskær, P., 2003. ALMaSS, an agent-based model for animals in temperate European landscapes. Ecol. Model. 167, 65–82.
- van Beest, F., van den Bremer, L., de Boer, W.F., Heitkönig, I.M.A., Monteiro, A.E., 2008. Population dynamics and spatial distribution of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) in Portugal. Bird Conserv. Int. 18, 102–117.
- Zuberogoitia, I., Martínez, J.E., Margalida, A., Gómez, I., Azkona, A., Martínez, J.A., 2010. Reduced food availability induces behavioural changes in Griffon Vulture Gyps fulvus. Ornis Fenn. 87, 52–60.

Modelling the consequences of farmer's carcass removal practices on scavengers' ecological service. H. Dupont, J.-B. Mihoub, S. Bobbe, F. Sarrazin.

Manuscrit en préparation.

Modelling the consequences of farmer's carcass removal practices on scavengers' ecological service.

H. Dupont<sup>a</sup>, J.-B. Mihoub<sup>a</sup>, S. Bobbe <sup>b</sup>, F. Sarrazin<sup>a</sup>

- <sup>a</sup> UMR 7204 Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des Populations, Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Université Pierre et Marie Curie, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France.
- <sup>b</sup> Centre Edgar-Morin, Equipe de l'Institut Interdisciplinaire d'Anthropologie et du Contemporain, Centre National de la Recherche Scientifique, Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, 22 rue d'Athènes, 75009 Paris, France.

# **Abstract**

In many European countries, carcass elimination is managed by private companies. However, in agro pastoral systems, scavengers such as vultures can provide an ecological service for removing carcass. This ecological service can provide benefits in reducing monetary costs and carbon emissions associated with carcass elimination, but could also represent a sanitary risk if it fails to efficiently remove carrions. Besides, farmers' representations and their interactions with other stakeholders and vultures involved in carcass disposal management lead to various carcass disposal strategies. Coupling social investigations and ecological data, we developed a generic multi-agent model to assess environmental and economic consequences of these carcass disposal strategies. The model includes explicitly vulture's feeding behavior - considered as the "offer" of the carcass removal service -, and the carcass to removed - representing the "demand" for this service. The more sustainable strategy to match the "demand" and the "offer" for carcass removal involve the adaptive use of both the ecological and the industrial service by the farmers. This strategy enables to optimize the benefits of the ecological service while minimizing sanitary risks through using the private company service when carcass removal by vulture is uncertain. In cases where there is a mismatch between the demand and the offer, negative feedbacks can occur for both humans and vultures. The adjustment of carcass provisioning to vulture food requirements is required for long term management of carcass disposal including vultures. Similar modelling

approaches would further allow managing ecological services more accurately and offer promising tools for maintaining sustainable interactions between human activities and conservation objectives.

**Key words:** socio-ecological system; ecosystem service; multi-agent modelling; Griffon vultures; carcass elimination management; strategies

### Introduction

The Millennium Ecosystem Assessment was the first worldwide interdisciplinary research program aiming at offering an integrative framework of the relationships between ecosystem processes and human needs and well being (M.E.A., 2005). Including ecosystem services into conservation assessment would improve the societal relevance of biodiversity conservation, and should then better support their translation into effective conservation action (Egoh et al., 2007). Although the need for the conservation of ecological processes is clearly illustrated by the ecosystem service framework, turning ideas of MEA into conservation actions remains challenging (Kremen et al., 2008). Beyond the need for scientific research on ecological processes, the success or failure of conservation efforts mostly relies on societal choices. Hence, some authors recommend that "ecosystem services must be explicitly and systematically integrated into decision making by individuals, corporations and government" (Daily et al., 2009). The role of the scientific community is to deliver the knowledge and tools necessary to assess the return of services on investments in nature (Daily & Matson, 2008; Daily et al., 2009).

"Scavengers provide one of the most important yet underappreciated and little-studied ecosystem services of any avian group" (Sekercioglu, 2006). Vultures are specialized in scavenging (Ruxton & Houston, 2004), they and have been identified as providers of an ecosystem services (Şekercioğlu et al., 2004; Sekercioglu, 2006). Recycling carcasses from livestock and wildlife, they maintain energy flows higher in food webs (DeVault et al., 2003; Wilson & Wolkovich, 2011), they lead other scavengers to dead animals (Houston, 1979), limit the spread of diseases and of undesirable mammalian scavengers (Prakash et al., 2003). Such raptors provide services according to cultural context (e.g. India, see Markandya et al., 2008).

However, several vultures' species are threatened worldwide and their populations are decreasing (Sekercioglu, 2006; IUCN, 2010). This decline is mainly caused due to human activities. Reduction in livestock mortality through veterinary progress, changes in agropastoral practices (Thiollay, 2006; Olea & Mateo-Tomás, 2009), legislation dealing with organic waste and imposing their systematic destruction (Tella, 2001; Camiña-Cardenal, 2004), reduce vulture food quantity. Moreover, the use of livestock sanitary treatment (Oaks et al., 2004; Blanco et al., 2009) or pesticides (Virani et al., 2011) can result in vulture poisoning. Although vultures provide multiple services through carcass elimination, human practices have reduced their access to carcasses, the quantity and the safety of their trophic resources.

Supplementary feeding through the artificial provisioning of sites has been identified as a useful tool for scavenger populations conservation (Friedman & Mundy, 1984; Oro et al., 2008). However, it can be considered relevant especially for urgent and middle-term management (Azmanis, 2009). On the long view, in farming areas, feeding stations directly management by farmers should be more relevant for vulture conservation (Dupont et al., 2011).

In France, sanitary regulation forbids farmers to let carcasses on the field and private companies are requisitioned for carcasses collection and destruction. However, since 1998, French legislation allows farmers to put carcasses on their own feeding stations for vultures. These individual feeding stations are subject to agreement delivered by departmental veterinary authorities.

Carcass elimination can be either performed by vultures (*i.e.* ecological service), or by private companies though an industrial service (*i.e.* industrial service). The viability of vulture populations, sanitary and air quality of the environment as well as monetary costs, constitute the consequences of carcass elimination management. These consequences should be strongly affected by farmers' choices for carcass removal. With regard to the ecological service, the carcasses that are let for vultures can be considered as the demand for the ecological service, and the ability of vultures to eliminate carcasses as the offer of the service. The meet between the offer and the demand should affect the consequences of carcass elimination management. From an interdisciplinary framework based on ethnological interviews and multi-agents modelling of this socio-ecological system, we aim at i) identifying the decision criteria that lead farmers to use either the ecological service or the

industrial service, and ii) assessing the consequences of carcass removal strategies, according to various logics of farmers.

# Methods

# 1. Scavenging system

In order to allow a generic modelling approach we did not precisely model a literally realistic local situation. We rather used parameters obtained from the long term study of a Griffon vulture population (Gyps fulvus) that have been previously use to investigate interesting traits of ecosystem service management (Dupont et al 2011), while formalizing farmer practices more as conceptual situation. The population of Griffon vultures from which parameters have been estimated was reintroduced in the Grands Causses region of Massif Central, Southern France (448120 N, 38150 E). A total of 61 Griffon vultures were release from 1981 to 1986 by the Ligue pour la Protection des Oiseaux (International Birdlife in France) and the National Park of Cévennes (Sarrazin et al., 1994; Terrasse et al., 1994; Terrasse et al., 2004). In 2010, the number of breeding pairs of this population is estimated above 720 (LPO, pers. comm.). In the Grands Causses, food is provided to vultures through natural livestock mortality. From the beginning of the reintroduction, LPO and PNC agents have been collecting carcasses from farms and disposing carcasses on three main artificial feeding stations. In 2010, 61 farmers have the legal agreements from sanitary authorities to use their own light feeding stations, but many feeding stations are still used illegally (Bobbé, 2006). Two systems of carcass elimination involve vultures; indirectly through the collection realized by the managers (i.e. LPO and the PNC), and directly through the light feeding station. This last system is called hereafter "vulture-mediated service".

# 2. Interviews: the choice of a carcass removal system

Ethnological semi-directive interviews have been performed in the Grands Causses region to understand how preferences in carcass removal are constructed and what criteria are involved

in related decisions. We conducted 40 interviews, with farmers located in 50km radius from the core of the nesting sites, LPO and PNC agents, and veterinary departmental authorities.

# 2.1 Carcass removal system preferences

The most important criteria called up to explain farmer's carcass removal practices are the certainty of carcass removal -i.e. efficiency-, the delay of carcass removal -i.e. rapidity- and the cleanness of the system. The appreciation of the cleanness of the various carcass removal system depends on representations of each farmer.

According to national sanitary laws, private companies or managers are both forced to agree each farmer demand to remove livestock carcasses, so that these two carcass removal systems are always efficient from the farmers' point of view. For the sample of farmers we met, the vulture-mediated service completed through light feeding stations managed individually by the farmer is globally more fickle than these two carcass removal systems. Nevertheless, this system is always described as efficient at the vicinity of the core of the vulture's population and farmers are confident in the automatic carcass removal by vultures once put on a light feeding place. Besides, the vulture-mediated service is perceived as faster (in terms of reduced delay of removal) than carcass removal systems involving human agents, being either private companies or managers. Moreover, the light feeding station system can be appreciate because it allows farmer to keep autonomous; it does not involve any intrusion of foreign people into the farm. These advantages can be sufficient to initiate the use a feeding station by a farmer, even he did not have any primary incentive to feed vultures. When the efficiency of vulturemediated service is perceived as uncertain, an environmental concern and the willingness to feed vultures can create a strong preference in using a light feeding station instead of a preference for the insurance of carcass removal. The interest for the cleanness of the carcass removal system strongly depends on farmers' perceptions of the nature, of livestock death and of vultures (Bobbé, 2006; Sarrazin et al., 2006). For some farmers light feeding station is clean because they consider it as the most natural, ecological and spontaneous system. Moreover, the collection by private companies or managers can be associated with the potential contamination of livestock by truck transport. Conversely, for other farmers collections by human agents are cleanest because they consider that vultures are dirty animals. Indeed, skin and bones remain after consumption of carcasses by vultures, which can be associated with death feeling or dirtiness, and cleaning these wastes (i.e. through burning) can represent a burden for farmers.

Hence, criteria used for choosing a system of carcass removal are not exclusive and depends on farmers' perceptions and motivations. Moreover, some farmers can use two carcass removal systems. For instance, a farmer who usually calls a private company can put carcasses on its illegal feeding station if he knows that the next collection will occur few days after the mortality event. Some farmers that prefer using their own light feeding station can call a private company during the wintering period, because they don't observe vultures' flights at this season. The foraging area is reduced compared to the other seasons and farmers located in the periphery can not benefit from the ecosystem service. The more likely explanation of such vulture's behaviour is that livestock mortality rate is the highest during this period, so that the vultures found enough alternative food resources elsewhere (Dupont et al., 2011).

# 2.2 Evolution of practices and social interactions

Until 1975, the legislation related to carcass management was not fixed, and farmers burnt, buried or let carcasses directly on the field. Before the local extinction of vultures in the 40's (Berthet, 1946), vultures represented an efficient carcass removal system, and the use of "feeding station" (*i.e.* a place dedicated to carcass disposal on the farm) was a traditional practice (Bobbé, 2006). After vulture reintroduction, old farmers spontaneously start again to use this practice.

The quick spread in the use of light feeding stations partly results from word of mouth process, through farmer to farmer or LPO/PNC agent to farmer interactions. Collections by managers are time-consuming and costly. Consequently, the LPO and the PNC encourage the spread of individual light feeding stations. The goal of the LPO and the PNC is the long term conservation of vulture population, so that they aim at increasing awareness of farmers to the advantage of the feeding station as an efficient carcass removal system. Non-native farmers are usually more interested than others in using light feeding station, mainly due to the ecological aspect of this carcass removal system.

However, legalizing a feeding station requires setting up documents and works to build the light feeding station according to legal equipment norms (e.g. concreted platform or wire fence). This step can be considered as very constraining for farmers who can not appreciate to interact with sanitary authorities, Sanitary authorities concerns are focused toward avoiding or limiting epizooties' spread and ensure the sanity of livestock. The service provided by

vultures can be seen by sanitary authorities as a marginal system that should still confined in a poor inhabited area. As a consequence, the presence of sanitary authorities and their inspection of the light feeding station for checking the respect of legal equipment norms can be felt as oppressive for farmers. Farmers could hence finally decide to keep calling private company even they initially wanted to build a light feeding station, or even use an illegal feeding station.

Hence, carcass removal practices are the by-product of both farmers' preferences and stakeholders' decisions through setting up devices that block or favour, prescript or forbid the carcass removal system.

### 3. Model

We aimed at assessing environmental and economical consequences of carcass removal practices under various logics of action that can shape these practices. The collection by managers is excluded from the carcass removal options, since it could not represent a sustainable system for on the long term. This allows us to simplify the modelling approach, and to assess whether the preference of farmers for a carcass removal system can influence the sustainability and the efficiency of the ecological service when collections by managers could end. Moreover, although some parameters values are taken from a case study, the main purpose our model remain to compare the general patterns of environmental and economical consequences arising from different scenario of logic of action driving carcass elimination rather than providing realistic predictions for a specific area.

Scenarios of carcass removal strategies have been built and integrated in a previous model including explicitly vulture's daily feeding behaviour and population dynamics (Dupont et al 2011). We use the CORMAS simulation platform (Bousquet et al., 1998), a multi-agent modelling framework providing the opportunity to create spatially explicit models of socioecological system (Bousquet & Le Page, 2004).

# 3.1 Model framework

The agents considered in this model are some farmers, their livestocks, a private company and a vulture population. The model proceeds by daily step. Each day, livestock mortality is computed iteratively according to the number of individuals for a given livestock generating probabilistic mortality events in farmers' herds. When a mortality event occur in the herd, a

farmer can either call the private company or put the carcass(es) on its own light feeding station depending on the scenario considered (see the 'Scenarios' section). Then, vultures feed and the collection by the private company occurs.

Space is represented as a grid cell matrix, composed by cells of 1 km2, for a total area of 10,000km<sup>2</sup>. The Griffon vulture is colonial so that the nesting sites are considered as aggregated and located in the centre of the grid in the model. Farmers are randomly located and their own feeding station is on their respective location.

Livestock mortality is characterized by an annual rate and a seasonal distribution, which were both calibrated from what exits in the Grands Causses region (Morio, 2006, unpublished data). The highest mortality rate occurs during lambing period (Bertin et al., 2005). This period is artificially synchronized in order to provide milk to the food industry, and occurs from early winter to end of spring. We identified that this peak of livestock mortality could provided a surplus of feeding resources for vultures and so, can reduce the ability of vultures to eliminate carcasses on light feeding stations during the lambing period (Dupont et al. 2011). Although the transferability of such seasonal patterns is difficult to assess, they enable us considering the effects of seasonal variations in livestock mortality within a socioecological system.

In Griffon vulture, juveniles suffer from competition with older individuals (Bosè & Sarrazin, 2007). In the model, the vulture population is structured in age classes, and juveniles feed after older birds. Vulture survival and productivity in each age class depend on consumed resources (for further details *see* Dupont et al., 2011). Vultures feed in order to satisfy their daily food requirements, which are calculated each day to range from the minimum needed for maintaining vulture body condition, 0,5kg (Friedman, 1984), to the maximum that a vulture can ingest, 1,5kg (Mendelssohn, 1983). We modelled foraging behaviour according to a central place (Xirouchakis & Andreou, 2009) and optimal foraging behaviour (Pyke et al., 1977). Each day, vultures forage for food begins from the nearest resources to their nesting sites, and goes farther as they need more food to satisfy their food requirements. The detection probability to find a resource is 0,8 (Gault, 2006) (for further details *see* Dupont et al., 2011).

In accordance with the sanitary laws, the company collects carcasses into a delay of 2 consecutive days to a farmer call during the working days. As a result, we approximated the daily carcass removal probability to 0.5. Since we did not depict a realistic situation, roads

could not be represented and trucks that collect carcass move straight from a farm to the closest farm. Assuming that collection by private companies collect on larger area than the area represented by the grid, the entrance of the truck is randomly located on a boundary cell.

# 3.2 Outputs

In order to compare the consequences of the logics of action of carcass removal on different socio-ecological components, the outputs have to be considered under a reference state. We considered and recorded those reference states when the vulture population reached its realized carrying capacity – that is, the dynamical equilibrium of vulture population size according to seasonal mortality. The vulture population size represents the realized carrying capacity according to farmers' carcass removal practices.

The efficiency of the vulture-mediated service (*i.e.* of light feeding station) is considered through the annual number of carcasses that remain unfed on feeding stations 5 days after being deposited. The efficiency of carcass removal corresponds to the ratio between the number of removed carcasses and the annual number of carcasses to remove. Through highlighting the resource exploitation by vultures, the number of remaining carcasses per vulture indicates the efficiency of the ecological service according to the carcass removal practices considered. A sanitary output is also considered, reflecting the increase in sanitary risk proportionally to the duration a carcass remains in the environment. This output is measured as the average delay of carcass removal (in day) either vultures (*i.e.* eaten) or the private company.

Carbon emissions (in Ton/year) arising from the carcass collection by the company are calculated according to the distance covered by the truck weighted by a coefficient related to gross vehicle weight rating. Truck used by private companies usually weight between 11 to 17 tons (Saria Industrie, comm. pers.), corresponding to a gross vehicle weight coefficient of 0.2409 kg equivalent carbon per km (ADEME, 2005). The quantity of emitted carbon per eliminated carcasses is combined with the annual number of eliminated carcasses to calculate a eco-efficiency index of carcass removal practices (Kg/eliminated carcase).

The monetary costs of carcass collections are calculated according to the mean of the market prices of the service provided by the companies in France, *i.e.* 343.53 Euros per ton (Sanitary Services, comm. pers.).

The monetary costs and carbon emission resulting from the transport of a carcass to a light feeding station have not been assessed. Indeed, the light feeding station is usually located very close to the farm, so that we assumed that monetary cost and carbon emission are insignificant.

### 3.3 Scenarios

We can consider carcass removal practices as societal choices, reflecting values and social concerns resulting from social interactions. The scenarios consist in testing various theoretical carcass removal strategies (Table 1) defined on the basis of the decision criteria made by farmers. These strategies were inspired from realistic traditional practices that can reflect social logics of action selecting carcass removal system.

Four strategies are based on inclination towards using vulture-mediated service (*i.e.* light feeding station). The strategy *feeding station* reflects a strong preference for feeding vultures or using the related ecological service, in line of sustainable development. The ecological service could also be employed by opportunism, to eliminate carcasses without particular concerns about vultures. As such, the strategy *compromise* reflects a preference in using the vulture ecological service while the efficiency of carcass removal is accounted as an important criterion, so that farmers can switch to the private company system if the vulture ecological service is not efficient enough. Besides, the strategy *pragmatic* is based on the use of the ecological service during the company's days off only, the private company being used during working days. The strategy *company* makes farmers using systematically the industrial service, being only motivated by the fear of epizooties and the confidence in technology, without any concern about vulture conservation, or even a rejection of avian scavengers.

We considered other strategies rather based on the identified criteria related to the quality of the service, the efficiency and the rapidity than to the preferences for a particular service provider. This enables us to assess which ecological and the industrial service are preferentially selected, and if both services can persist simultaneously. Within the strategy *certain*, the most important criterion is the efficiency in term of effective carcass removal (*i.e.* will be certainly remove or not), whereas the strategy *fast* tends focuses on minimizing the delay of carcass removal. Yet, we considered a daily time step, so we were forced to add a preference for a carcass removal system in the case of the two service providers can remove

carcasses the same day. We then modelled two *fast* strategies: the strategy *fastI*, in which the industrial service is preferred, and the strategy *fastES* in which the ecological service is preferred. The strong assumption of *fast* strategies is that agents can know which service provider can remove the carcasses the fastest. Hence these strategies represent ideal use carcass removal system, and the consequences obtained by these strategies can't be literally compared to other strategies for management recommendation.

The model is not predictive but allows exploring the consequences of various logic of action. In order to identify their respective critical consequences, we assume that preferences are homogeneous in the population of farmers. Simulations have been performed with 500 farmer agents using the same strategy during within a simulation. The name of a scenario corresponds to the carcass removal strategy employed by the farmers.

### **Results**

Vulture population carrying capacity

The maximum carrying capacity of the vulture population is respectively of 562 ( $\pm$ 56) and 561 ( $\pm$ 51) individuals within the scenarios *feeding station* and *compromise* (Fig. 1). Within the scenario *pragmatic*, the population counts 156 ( $\pm$ 18) individuals (Fig. 1). As expected, the population does not persist within the scenario *company* (Fig. 1). It does not persist within the scenario *certain* while it does within the both scenarios *fastI* (309  $\pm$ 25 individuals) and *fastES* (435  $\pm$ 43 individuals) (Fig. 1).

For the following outputs, the results are presented for each scenario in the Figure 2. The mean values and standard deviation are mentioned in the text.

# Efficiency of carcass elimination

The lowest efficiency of 86.15% occurs within the scenario *feeding station*, with 740 ( $\pm$ 99) remaining carcasses per year. For the scenario *compromise* and the scenario *pragmatic*, the efficiency of carcass elimination is respectively 91.19% (470 ( $\pm$ 52) remaining carcasses per year) and 92.64% (393 ( $\pm$ 45) remaining carcasses per year). In those three scenarios, the vulture population persists. The average number of remaining carcass by vulture is 1.31 with the scenario *feeding station*, 0.83 with the scenario *compromise* and 2.48 with the scenario *pragmatic*.

The efficiency of carcass elimination is total within the scenarios *company*, as well as within the scenario *certain*. As the agents know which service providers can eliminate the carcasses, there are no remaining carcasses in the scenarios *fastI* and *fastES*.

# Delay before carcass elimination

Apart the scenarios *fastI* and *fastES* in which the delay is optimised by the agents capacities (respectively  $1.4 \pm 0.4$  and  $1.3 \pm 0.7$  days), the delay is similar between the various scenarios. It varies from  $1.6 (\pm 0.7)$  days with the scenario *compromise* and  $1.8 (\pm 0.8)$  with the scenario *certain*.

### Carbon emission

Apart for the scenario *feeding station* in which there is no carbon emission, the lowest annual quantity,  $8.427~(\pm 0.665)$  tons per year, occurs with the scenario *compromise*. Within the scenario *pragmatic*, it reaches  $28.451~(\pm 1.366)$  tons per year. Within the scenarios *company* and *certain*, it is respectively of  $33.118~(\pm 1.185)$  and  $32.891~(\pm 1.436)$  tons per year, almost 4 times higher compared to the scenario *compromise*.

Regarding the quantity of carbon per eliminated carcass in a year, the lowest value is 0.16 kg, obtained within the scenario *compromise*. For the other ones, the values are found between 0.54 (scenario *pragmatic*) and 0.63 kg of CO2 (scenario *company*).

In the scenarios *fastI* and *fastES*, respectively 27.103 ( $\pm 1.151$ ) and 19.854 ( $\pm 1.042$ ) tons of carbon are emitted per year (with respectively 0.51 and 0.37 kg of carbon per eliminated carcass).

# Costs of the collections of carcasses

As expected, there are no costs within the scenario *feeding station*. The lowest are found within the scenario *compromise*,  $10\,678~(\pm 1~171)~\in$ . It reaches  $94\,296~(\pm 8~589)~\in$  within the scenario *pragmatic*. The higher annual costs are obtained within the scenarios *company* and *certain*, almost 12 times higher compared to the scenario *compromise*, raising respectively  $131~465~(\pm 10~364)~\in$  and  $127~587~(\pm 10~940)~\in$ .

In the scenarios *fastES* the collection costs are of 43 913 ( $\pm$  4 445)  $\in$  per year, and about 2 times higher in the scenario *fastI* (81 508  $\pm$ 6 564  $\in$  per year).

# **Discussion**

- 1. Responses of the ecological service to the various logic of action
- 1.1 Consequences of logics based on inclination towards using vulture-mediated service

With the strategy pragmatic, the ecosystem service provided by vulture is used only if livestock mortality event occurs during the company's day offs. In comparison to the scenario compromise, the scenario pragmatic leads to higher carbon emission and collection costs, while the efficiencies of carcass removal are comparable. The number of remaining carcasses per vulture is higher, indicating an inadequate use of the vulture-mediated service. The number of carcasses that can be consumed by the scavengers depends on their food requirements, which are mainly affected by the realised carrying capacity of vulture population. Within the scenario pragmatic, carcass removal practices limit the size of the vulture population, vulture food requirements stay low and the ecosystem service remains of poor efficiency. The scenario pragmatic corresponds to an "under exploitation" of vulturemediated service that does not enhance the benefits provided by vultures nor reduce sanitary risk. The strategy pragmatic refer to logics where vulture-mediated service is employed in the absence of the private company. The strategy *compromise* is based on the inclination towards feeding vultures, or at least toward using an ecological carcass removal system. Since all farmers share the same logic (i.e. employ the same strategy) within a scenario, outputs could figure a societal way to consider scavengers. The comparison between the scenarios pragmatic and compromise illustrates that beyond a simple relation of numerical order due to the number of feeding stations, environmental concern -in particular the way to consider scavengers- can greatly affect the benefits provided by vultures (here, through regulating the carrying capacity of the vulture population).

Nevertheless, the impact of carcass removal practices on vulture's carrying capacity is limited: Although the scenarios *compromise* and *feeding station* entail two different carcass removal strategies, they yield to similar vulture carrying capacities. In addition, when all farmers use the ecosystem service (*feeding station*) the number of remaining carcasses is the higher, suggesting a low efficiency of the ecosystem service. The temporal mismatch between the seasonal livestock mortality and food requirements of the population of vultures actually reduce their ability to respond the demand through all year (Dupont et al., 2011). When such

pattern of livestock mortality occurs, a logic based only on an incentive to feed vultures or to use an ecological service does not necessary provide benefits. Over-expecting the efficiency of ecosystem service through misunderstanding the ability of vultures to remove carcasses increases sanitary risks.

Conversely, the strategy *compromise* enables optimizing the benefits provided by the vulture's ecosystem service while reducing sanitary risks. This strategy is indeed based on effective carcass removal and farmers put carcasses on a feeding station only if previous carcass have been successfully removed by vultures. So, farmer's removal practices strongly depend on vulture food requirements and population size. The compromise strategy hence tends to match the "demand" (*i.e.* the use of vulture-mediated service) and the "offer" (*i.e.* the vulture food requirements) more reliably than any other strategies using vultures as an ecosystem service.

# 1.2 Consequences of logics based on efficiency and rapidity of carcass elimination

The delay of carcass removal is frequently cited by farmers as an important criterion driving their decision for discriminating between different carcass removal practices. Interestingly, whenever the goal of the farmer is to reduce this delay, the vulture population always persists even if they have a preference towards the company's service (*fastI*). This strengthens that vultures can offer a very efficient alternative for carcass removal despite farmers are not primarily interested in feeding them. In the Grands Causses region, the delay of carcass detection by vulture has been estimated to be around 30minutes (Gault, 2006; Deygout et al., 2009a). If the reduction of the delay of removal is used as a criteria to select the carcass removal system by all farmers (such as in the two scenarios *fast*), food abundance may allow the vulture's population to growth. Mechanistically, the more the ecological system is used by farmers, the higher the vulture population and the lower the delay of removal on a wider area. The complete knowledge of vulture effective intervention is ideal (as the agents have in the strategies *fast*). Within the scenario *fastV*, the carrying capacity corresponds to carcass removal practices that concord to vultures' food requirements, which is not a realistic situation. Nevertheless, farmers could approach this ideal situation through adjusting

adequately the use of the vulture-mediated service to empirical and repeated observations of the use of their feeding station.

However, if all farmers adopt the criterion of certain carcass removal (*certain strategy*) to select the carcass removal system, the vulture population gets extinct. Actually, the seasonality in livestock mortality makes that less numerous farmers can beneficiate from the vulture-mediated service (Dupont et al., 2011). It induces a negative perception of the ecological service according to this criterion. In winter, the number of carcasses to remove is higher than the food requirement of the vulture population. Farmers for which carcasses remains on feeding station, disappointed by lack of certainty in carcass removal through the used of the ecological service, permanently stop to use feeding station. This process then decreases the amount of resources available for vulture and reduced the carrying capacity decreases during the rest of the year. Next winter, the vulture population size is then lower, others farmers stop using their feeding station, and so on until all farmers stop to provision feeding station and getting the vulture population extinct.

# 2. Long term benefiting from the ecological service provided by vultures.

# 2.1 Preserving a "win-win" situation.

Reconciliation ecology is based on socially inclusive conservation strategies (Rosenzweig, 2003). Relationship between farmers and vultures emerge on reciprocal benefits (Sarrazin et al., 2006). However, preserving win-win situation is not straightforward partly due mismatches between the offer and the demand for ecological service provided by scavengers. Two contrasted examples can illustrated some of such mismatches. First, the demand for carcass removal could be higher than the offer, such as when livestock mortality peak during particular periods (*i.e.* lambing period, pasture period). Seasonal livestock mortality could closely result from farming systems (*i.e.* extensive *vs* intensive farming). In the Grands Causses, the farming system mainly responds to economical constraints (Dupont et al., 2011) and scarcity of resources for vultures in summer would be the main limiting factor of the vulture population growth. Such seasonal livestock mortality may induce increased mortality in juvenile vulture due to competition for food with dominant adults, as well as aggressive behaviour of vultures toward livestock in spring and summer (Dupont et al., 2011). In winter, the peak of livestock mortality induced a higher demand for carcass removal than the offer,

and many farmers can stop considering vultures as efficient system and stop provisioning feeding stations.

Second, the offer could also be higher than the demand, which may have marked effects on scavenger population and on the used of their ecosystem service. For instance, the application of a European regulation concerning BSE surveillance in Spain forced farmers to use a private company for carcass removal rather than traditional feeding stations (mulladares), severely impacting scavenger populations such as Griffon vultures (Tella, 2001; Camiña-Cardenal, 2004; Camiña, 2004; Azmanis, 2009). The sudden lack of food available for vultures has lead to a change in vulture feeding behaviour patterns (e.g. statement of attack on livestock), a reduction of the productivity and an increase in juveniles' admissions in rescue centres (Azmanis, 2009).

Basically, when farmers give more carcasses than scavengers' food requirements, sanitary risks can increase. Besides, collateral consequences could be associated with the proliferation of remaining carcasses, such as an increase of facultative scavenger species' populations. In contrast, situation where scavengers suffer from a lack of food can damage scavenger populations, and possibly induces human-wildlife or human-human conflicts (i.e. between vulture and farmers as well as between farmers and conservationist when vultures became aggressive toward livestock's). To avoid negative effects for both human and scavengers, and to increase the benefits of the ecological service, accounting for scavenger food requirements related to carcass removal is required. However, farmers' carcass removal practices are motivated by several interacting reasons according their respective own preferences and feeling, so that their choice for a carcass removal system could be incompatible with scavenger food requirements. A preference for using scavenger-mediated service in the absence of industrial service, as well as a willingness to use an ecological service per se can lead to negative consequences (e.g. increase in sanitary risks). Although empirical observations and attention paid to the efficiency of carcass removal by vultures can help farmers to use the ecological service adequately, management policies should carefully evaluate the balance between the offer and the demand for carcass removal.

# 2.2 Assessing consequences of carcass removal practices by modelling approaches

Our model includes farmers' assessment of carcass elimination on their proper feeding stations (i.e. compromise and certain strategies) in order to choose between using the vulture-

mediated or the industrial service. Our results illustrate how such adaptive decisions can yield to complex feedbacks that affect the efficiency of the ecological service and the dynamic of the whole system. Theoretical corpus on complex systems has been developed (see Auyang, 1999) and further applied to socio-ecological system functioning (e.g. Rinaldi et al., 1996; Casagrandi & Rinaldi, 2002). Yet, socio-ecological systems may have been poorly investigated through the explicit modelling of humans -animal interactions. Explicit modelling of animal behaviour have been undertaken (e.g. Dumont & Hill, 2001; Arrignon et al., 2007; Deygout et al., 2009b) and allows to explore their consequences of environmental systems (Sutherland & Norris, 2002). Although modelling human behaviour is perhaps more challenging and could even be irrelevant, integrating explicitly human decision patterns based on sociological investigation in modelling approaches can very helpful to manage conservation (e.g. Bousquet et al., 2001).

Scavenging is an important factor in food-web structure (Wilson & Wolkovich, 2011), and it remains of paramount importance to assess the consequences of human practices (i.e. carcass disposal management) through an ecosystem perspective that integrate feedbacks occurring in the ecosystem. We advocate associating the industrial service efficiency to the ecological vulture-mediated service to maintain a sustainable carcass removal system. The vulturemediated service is indeed acknowledged as monetary free and minimizing carbon emissions while providing a fast removal service. However, we underlined that this service could fail to ensure sanitary quality of the environment if carcasses are not removed due to e.g. too low vulture population sizes constrained by seasonal livestock management activities. By contrast, the industrial service provided by private company yields a constant efficiency for carcass removal and so, ensures low sanitary risks. Nevertheless, this service may be associated with delays for carcass removal that famers aim to minimize, is expensive and is air polluting due to carbon release during carcass collections. Besides, these statements lay on strong modelling assumptions that have to be discussed. We assumed the complete efficiency of the industrial service, while this efficiency strongly depends on the political context. The implementation and the enforcement of sanitary regulations can indeed change from one region to another, or depend to the degree of sanitary threats and wildlife perception. The complete efficiency of the industrial system should then be taken with care, since it may vary in both time and space. In addition, we consider a vulture-mediated service for farmers without accounting for mortality of wild fauna that may exist in such agro pastoral systems. Wildlife carcasses can represent environmental pollution for humans as well as alternative food resources for vultures. On the one hand, wildlife carcasses can hence respectively increased sanitary risks and decrease the efficiency of the ecological service on feeding station. On the other hand, private companies are unable to remove these carcasses from the field in contrast to vultures, so that vultures offer the opportunity to limit the risk of diseases' spread arising from such unmanaged carcasses. Moreover, the higher the number of light feeding stations, the more unmanaged carcasses are removed by vultures (Deygout et al., 2009a). Finally, we focus on consumption of livestock carcasses by Griffon vultures only, while other facultative scavengers can also feed on wildlife carcasses (Selva, 2005; Cortés-Avizanda et al., 2009). Multi-scavenger species interactions have yet been developed, e.g. for several vulture species population dynamic interacting with domestic and wild ungulates in the Pyreneous Mountains (Colomer et al., 2011). Investigating modeling approach based multi-species interactions through explicitly integrating human decision for carcass disposal system offers a promising research field of to develop for reliable ecological service.

# Acknowledgements

This study was carried out within a collaborative framework that involved the Birdlife France, the Cévennes National Park and the joint research unit UMR 7204. This study was funded by the Ministry de of Ecology, Energy, Sustainable Development and Sea, through the DIVA program (Public Action, Agriculture and Biodiversity). H. D. was supported by a fellowship from the Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche.

#### References

ADEME, 2005. Bilan Carbone®. Calcul des facteurs d'émissions et sources bibliographiques utilisées, version 3.

Arrignon, F., Deconchat, M., Sarthou, J.P., Balent, G. and Monteil, C., 2007. Modelling the overwintering strategy of a beneficial insect in a heterogeneous landscape using a multi-agent system. *Ecological Modelling*, 205:423-436.

Auyang S.Y., 1999. Foundations of Complex-system Theories. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Azmanis, P.N., 2009. Regulations of Transmissible Spongiform Encephalopathies (TSEs) and management of feeding sites for birds of prey: a comparative approach between Western Europe (Iberian Peninsula and France) and the Balkan Peninsula. In: Donázar, J.A., Margalida, A. and Campion, D. (Editors), *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectives de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Aranzadi, España, 552 p.

- Berthet, G., 1946. Les derniers Vautours fauves du Massif Central. Revue de la Société Forestière de Franche Comté, 1-6.
- Bertin, M.A., Lucibert, J., Pascal, M. and Piednoir, B., 2005. *Optimiser la collecte des cadavres en ferme pour les filières bovines et ovines*. Compte rendu final, juin 2005, Institut de l'élevage.
- Blanco, G., Lemus, J.Á., Martínez, F., Arroyo, B., García-Montijano, M. and Grande, J., 2009. Ingestion of multiple veterinary drugs and associated impact on vulture health: implications of livestock carcass elimination practices. *Animal Conservation*, 12:571 580.
- Bobbé, S., 2006. L'agropastoralisme au service de la biodiversité. Exemple d'un mode d'équarrissage écologique. ANR DIVA "Action Publique, Agriculture et Biodiversité" 2003-2006.
- Bosé, M. and Sarrazin, F., 2007. Competitive behaviour and feeding rate in a reintroduced population of Griffon Vultures *Gyps fulvus*. *Ibis*, 149:490-501.
- Bousquet, F., Bakam, I., Proton, H. and Le Page, C., 1998. *Cormas : Common-pool resources and multi-agent systems. Tasks and methods in applied artificial intelligence*. pp. 826-837.
- Bousquet, F. and Le Page, C., 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling*, 176:313-332.
- Bousquet, F., Le Page, C., Bakam, I. and Takforyan, A., 2001. Multiagent simulations of hunting wild meat in a village in eastern Cameroon. *Ecological Modelling*, 138:331-346.
- Camiña-Cardenal, A., 2004. Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish vulture populations. In: Chancellor, R.D. and Meyburg, B.U. (Editors), *Raptors worldwide*. WWGBP and MME (BirdLife Hungary), Proceedings of the 6th World Conference on Birds of Prey and Owls, Budapest, Hungary, 890 p., pp. 27-44.
- Camiña-Cardenal, A., 2004. Griffon Vulture *Gyps fulvus* monitoring in Spain: current research and conservation projects. In: Chancellor, R.D. and Meyburg, B.U. (Editors), *Raptors worldwide*. WWGBP and MME (BirdLife Hungary), Proceedings of the 6th World Conference on Birds of Prey and Owls, Budapest, Hungary, 890 p., pp. 45-67.
- Casagrandi, R. and Rinaldi, S., 2002. A theoretical approach to tourism sustainability. *Ecology and Society*, 6:13.
- Colomer, M.À., Margalida, A., Sanuy, D. and Pérez-Jiménez, M.J., 2011. A bio-inspired computing model as a new tool for modeling ecosystems: The avian scavengers as a case study. *Ecological Modelling*, 222:33-47.
- Cortés-Avizanda, A., Carrete, M. and Donázar, J.A., 2010. Managing supplementary feeding for avian scavengers: Guidelines for optimal design using ecological criteria. *Biological Conservation*, 143:1707-1715.
- Daily, G.C. and Matson, P.A., 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 105:9455-9456.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J. and Shallenberger, R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7:21-28.
- DeVault T.L., Rhodes O.E. and Shivik J.A., 2003. Scavenging by vertebrates: behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos*, Blackwell Publishers Ltd., 102:225–234.

Deygout, C., Gault, A., Sarrazin, F. and Bessa-Gomes, C., 2009a. Modeling the impact of feeding stations on vulture scavenging service efficiency. *Ecological Modelling*, 220:1826-1835.

Deygout, C., Gault, A.s., Duriez, O., Sarrazin, F.o. and Bessa-Gomes, C., 2009b. Impact of food predictability on social facilitation by foraging scavengers. *Behavioural Ecology*, 21:1131-1139.

Dumont, B. and Hill, D.R.C., 2001. Multi-agent simulation of group foraging in sheep: effects of spatial memory, conspecific attraction and plot size. *Ecological Modelling*, 141:201-215.

Dupont H., Mihoub J.B., Becu N. and Sarrazin F., 2011. Modelling interactions between scavenger behaviour and farming practices: Impacts on scavenger population and ecosystem service efficiency. *Ecological Modelling*, 222:982–992.

Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A.T., Cowling, R.M., van Jaarsveld, A.S. and Welz, A., 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: a review. *Ecological Economics*, 63:714-721.

Friedman, R. and Mundy, P.J., 1984. The use of "restaurants" for the survival of vultures in South Africa. In: Wilbur, S.R. and Jackson, J.A. (Editors), *Vulture Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, USA, 550 p.

Gault, A., 2006. Prospection alimentaire et impact de la distribution spatiale et temporelle des ressources trophiques chez le vautour Fauve (Gyps fulvus). Thèse Université Pierre et Marie Curie, Paris, France.

Houston D.C., 1979. The adaptation of scavengers, In Serengeti, Dynamics of an Ecosystem: University of Chicago Press, USA.

IUCN. <a href="http://www.iucnredlist.org/">http://www.iucnredlist.org/</a>. 2010.

Kremen, C., Gretchen C, D., Alexandra-Maria, K. and Drew, S., 2008. Inadequate assessment of the ecosystem service rationale for conservation: Reply to Ghazoul. *Conservation Biology*, 22:795-798.

M.E.A., 2005. Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC.

Markandya, A., Taylor, T., Longo, A., Murty, M.N., Murty, S. and Dhavala, K., 2008. Counting the cost of vulture decline - An appraisal of the human health and other benefits of vultures in India. *Ecological Economics*, 67:194-204.

Mendelssohn, H. and Leshem, Y., 1983. Observations on reproduction and growth of old vultures. In: Wilbur S.R. and Jackson J.A. (Editors), *Vultures Biology and Management*. University of California Press, Berkeley, USA, 550 p., pp. 214-241.

Morio, S., 2006. Evaluation des ressources trophiques disponibles pour la colonie de Vautours fauves des Grands Causses. rapport de stage LPO.

Oaks, J.L., Gilbert, M., Virani, M.Z., Watson, R.T., Meteyer, C.U., Rideout, B.A., Shivaprasad, H.L., Ahmed, S., Iqbal Chaudhry, M.J., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A. and Ahmed Khan, A., 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427:630-633.

Olea, P.P. and Mateo-Tomás, P., 2009. The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: The case of transhumance and vultures. *Biological Conservation*, 142:1844-1853.

Oro, D., Margalida, A., Carrete, M., Heredia, R. and Donázar, J.A., 2008. Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture. *PLoS ONE*, 3:e4084.

Prakash, V., Pain, D.J., Cunningham, A.A., Donald, P.F., Prakash, N., Verma, A., Gargi, R., Sivakumar, S. and Rahmani, A.R., 2003. Catastrophic collapse of Indian white-backed *Gyps bengalensis* and long-billed *Gyps indicus* vulture populations. *Biological Conservation*, 109:381-390.

Pyke, G.H., Pulliam, H.R. and Charnov, E.L., 1977. Optimal foraging – Selective review of theory and tests. *Quarterly Review of Biology*, 52:137-154.

Rinaldi, S., Sanderson, W. and Gragnani, A., 1996. Pollution Control Policies and Natural Resource Dynamics: A Theoretical Analysis. *Journal of Environmental Management*, 48:357–373.

Rosenzweig, L., 2003. Win-Win Ecology: how the Earth's species can survive in the midst of human enterprise. Oxford University Press, USA, 224 p.

Ruxton, G.D. and Houston, D.C., 2004. Obligate vertebrate scavengers must be large soaring fliers. *Journal of Theoretical Biology*, 228:431-436.

Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.L., Danchin, E. and Clobert, J., 1994. Re-introduction of the Griffon vulture *Gyps fulvus* in the Massif Central, France. In: Meyburg, B.U. and Chancellor, R.D. (Editors), *Raptor Conservation Today*. WWGBP and MME (BirdLife Hungary), Proceedings of the 6th World Conference on Birds of Prey and Owls, Budapest, Hungary, 890 p., pp. 479-491.

Sarrazin, F., Bobbé, S., Bureau, J.C. and Buronfosse, T., 2006. Rôle des rapaces nécrophages dans la gestion de l'équarrissage., ANR DIVA "Action Publique, Agriculture et Biodiversité" 2003-2006.

Sekercioglu C.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21 464-471.

Şekercioğlu, Ç.H., Daily, G.C. and Ehrlich, P.R., 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 101:18042-18047.

Selva N., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski W.; Wajrak, A., 2005. Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Canadian Journal of Zoology*, 83:1590-1601.

Sutherland, W.J. and Norris, K., 2002. Behavioural models of population growth rates: implications for conservation and prediction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences*, 357:1273–1284.

Tella, J.L., 2001. Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature*, 410:408-408.

Terrasse, M., Bagnolini, C., Bonnet, J., Pinna, J.F. and Sarrazin, F., 1994. Reintroduction of the Griffon Vulture Gyps fulvus in the Massif Central, France. In: Meyburg, B.U. and Chancellor, R.D. (Editors), *Raptor Conservation Today*. Proceedings of the 6th World Conference on Birds of Prey and Owls, Budapest, Hungary, 890 p.

Terrasse M, Sarrazin F, Choisy JP, Clémente C, Henriquet S, Lécuyer P, Pinna JL & Tessier C., 2004. A success story: the reintroduction of Eurasian Griffon Gyps fulvus and Black Aegypius monachus Vultures to France. In: Meyburg, B.U. and Chancellor, R.D. (Editors), *Raptors Worldwide*; p. 127-145.

Thiollay, J.M., 2006. The decline of raptors in West Africa: long-term assessment and the role of protected areas. *Ibis*, 148:240-254.

Virani, M.Z., Kendall, C., Njoroge, P. and Thomsett, S., 2011. Major declines in the abundance of vultures and other scavenging raptors in and around the Masai Mara ecosystem, Kenya. *Biological Conservation*, 144:746–752.

Wilson, E.E. and Wolkovich, E.M., 2011. Scavenging: how carnivores and carrion structure communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 26:129-135.

Xirouchakis SM & Andreou G. Foraging Behaviour and Flight Characteristics of Eurasian Griffons Gyps fulvus in the Island of Crete, Greece. *Wildlife Biology* 2009; 15:37-52.

Table 1. Carcass removal strategies and corresponding societal concerns.

	Strategies based on personal	Societal concerns
	preference in carcass removal	
feeding	Always disposes carcasses for	Favouring the ecosystem service.
station	vultures on his own light feeding	
	station.	
compromise	Usually disposes carcasses for	<i>y</i>
	vultures. If a carcass remains, calls a	concerns in the efficiency of carcass
	private company the next time only.	elimination.
pragmatic	Usually calls a private company and	Favouring the industrial service and
	lets carcasses to vultures during	use the ecosystem one when the
	company's days off.	industrial is off.
company	Always calls a private company.	Favouring the industrial service.
certain	Initially disposes carcasses for	Favouring the sanitary concerns, in
	vultures on his own light feeding	term of efficiency, without concerns
	station. If a carcass remains, calls a	about favouring the ecosystem or the
	private company definitely.	industrial service.
fastI	Choose the system which can remove	Favouring the sanitary concerns, in
	the carcase(s) the fastest, with a	term of delay of carcass removal, with
	preference for the industrial service.	a light preference for the industrial
		service.
fastES	Choose the system which can remove	Favouring the sanitary concerns, in
	the carcase(s) the fastest, with a	term of delay of carcass removal, with
	preference for the ecosystem service.	a light preference for the industrial
		service.

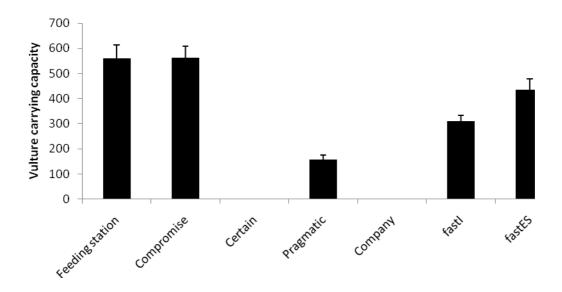


Figure. 1. Vulture population carrying capacity according to the various scenarios.

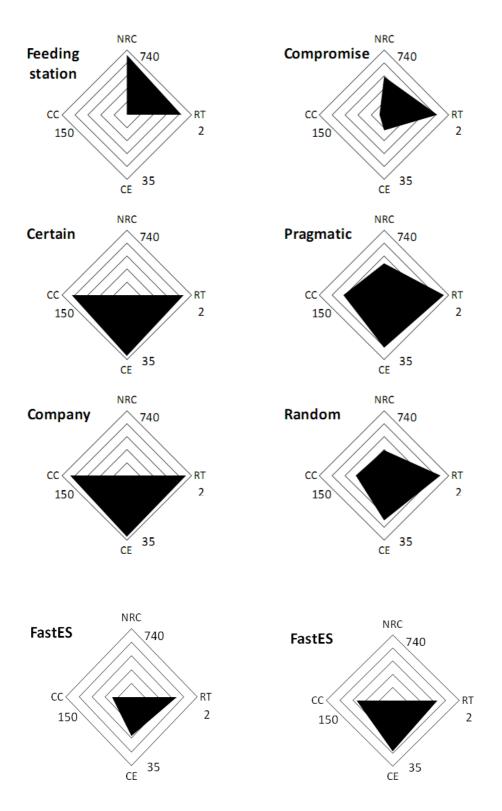


Figure. 2. Consequences of the various scenarios on the number of remaining carcasses (NRC, per year), the remaining time before carcass elimination (RT, in day), the costs of the collections of carcasses (CC, in Euros/year) and the carbon emissions (CE, in Ton/year).

Ecological service is the third piece fixing the puzzle of European vulture conservation: a reply to Margalida et al. François Sarrazin, Helène Dupont, Sophie Bobbé, Carmen Bessa Gomes, Chloé Deygout, Olivier Duriez, Raphael Néouze, Jean Baptiste Mihoub, Pascal Orabi.

Manuscrit en préparation.

# Ecological service is the third piece fixing the puzzle of European vulture conservation: a reply to Margalida et al.

François Sarrazin<sup>1</sup>, Helène Dupont<sup>1</sup>, Sophie Bobbé<sup>2</sup>, Carmen Bessa Gomes<sup>3,4,5</sup>, Olivier Duriez<sup>1,6</sup>, Chloé Deygout<sup>3,4</sup>, Raphael Néouze<sup>7</sup>, Jean Baptiste Mihoub<sup>1</sup>, Florence Buronfosse Roque <sup>8</sup>, Pascal Orabi <sup>9</sup>.

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> UMR 7204 Conservation des Espèces, Restauration et Suivi des Populations, Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Université Pierre et Marie Curie, 55 rue Buffon, 75005 Paris, France.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Centre Edgar-Morin, Equipe de l'Institut Interdisciplinaire d'Anthropologie et du Contemporain, Centre National de la Recherche Scientifique, Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, 22 rue d'Athènes, 75009 Paris, France.

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Unité Mixte de Recherche 7625 Ecologie et évolution, Université Pierre et Marie Curie, Centre National de la Recherche Scientifique, Ecole Normale Supérieure, 7 quai Saint Bernard, Bâtiment A, 7ème étage, Case 237, 75005 Paris, France.

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup>AgroParisTech, Institut National de Recherche Agronomique, Unité Ecologie des populations et communautés, 16 rue Claude, Bernard, 75005 Paris, France.

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> UMR 8079 <u>Laboratoire d'Ecologie, Systématique et Evolution - Centre National de la Recherche Scientifique, AgroParisTech, Université Paris Sud - Bât. 360 et 362 - Orsay, France.</u>

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Centre National de la Recherche Scientifique, Montpellier, France.

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> Ligue pour le Protection des Oiseaux, Grands Causses. Mairie. 12720 Peyreleau, France.

<sup>&</sup>lt;sup>8</sup> CNITV – Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon -1, avenue Bourgelat – BP 83 69280 Marcy l'Etoile, France.

<sup>&</sup>lt;sup>9</sup> Ligue pour la Protection des oiseaux – mission FIR, 136 rue Falguière - Porte 3 - B.P. 944 – 75519 Paris, France.

#### Introduction

Recently, Margalida et al. (2010), pointed out the apparent conflict between sanitary regulations and environmental policy that has been threatening European populations of avian scavengers birds following the Bovine spongiform encephalopathy crisis. We largely agree with their description for this conflict. Indeed this apparent choice between human health and vulture's conservation has been particularly innovative compared to the large range of threats that generally rely on the classical opposition between the development of human economical activities and the viability of biodiversity dynamics. We thus share many of their recommendations. However it appears that Margalida et al. (2010) propose management rules that are dedicated to the Spanish situation and ignore other relevant experiences that may provide key opportunities to solve this apparent conflict. Avian scavengers are threatened by the sanitary policy following the BSE crisis since BSE tests reduce the number of carrions available for them. Consequently Margalida et al. (2010) argue on the costs and benefits of two main ways of carrion management. The first one is classically set up to conserve vultures and implies "vulture restaurants", i.e. heavy feeding stations where food resources collected over very long distances is dedicated to vultures. The second one relies on increasing the availability of carrion resulting from wildlife mortality. The first system might have behavioural and demographic consequences on vultures (Oro et al. 2008). It is costly economically and environmentally through carbon emission due to long distance transport (Robles 2010). The second one may seem more natural and benefit to other elements of biodiversity. However it may have unexpected effects on vulture demography through contamination by lead ammunition (Walters et al. 2010) and its extend may in some areas face some opposition by other users of natural landscapes. Margalida et al. (2010) thus recommend that "fallen stock in the wild originating from extensive farming and transhumance (Olea & Mateo-Tomas 2009), and the provisioning of carcasses from farms, should be regarded as small-scale feeding sites that are ideal for avian scavengers, given that they recreate the natural spatial distribution of food resources with which these species have evolved (Houston 2001)". This system is not a dream, it has been running form 12 years in France and it significantly contributes to the restoration of avian scavenger populations. But this system does not only solve the apparent conflict between sanitary and environmental policy identified by Margalida et al. (2010), it provides the basis for a long term inclusion of avian scavengers in these human landscapes and constitutes an example of actual reconciliation ecology (Rosenzweig 2003). Indeed, Margalida et al. (2010) miss to remind

that avian scavengers such as the four European vulture species provide an ecological service of regulation (MEA 2005) that makes a strong link between multiple dimensions of human landscapes including on one hand, farmers, conservationists, the other citizens and, on the other hand, vultures and other dimensions of biodiversity. This ecological service is among the most threatened (Serkercioglu et al. 2004). Its decline is now identified itself as a source of sanitary crisis through the increasing prevalence of pathogens when obligatory scavengers go to extinction as it has been dramatically the case in India and Pakistan during the last two decades (Oaks et al. 2004). In France, the long term restoration of vulture's populations as involved the use of 'light' feeding stations directly managed at the level of each farms. It had been acknowledged by law in 1998 and constituted the framework of a new win win dynamics between livestock farmers, conservationist, local citizens and vultures. On 25 February 2011, the commission regulation of the European Union adopted a new regulation officially allowing the use of such light feeding stations for the conservation of a wide range of avian and mammal obligatory or facultative scavengers (Commission regulation (EU) No 142/2011). This regulation extends the potential use of this direct management by farmers to most countries concerned by scavenger conservation. It even goes a step further by allowing letting livestock carrions in the wild in areas where managing feeding station is difficult such as in mountainous regions.

We have been studying this system using multi disciplinary approaches and modelling. The demographic, behavioural and social consequences of this system provide relevant arguments to fix the challenging puzzle indentified by Margalida et al. (2010).

# Light feeding stations for long term vulture restoration

Due to shooting, poisoning and change in carrion availability, vulture populations declined in France in the late 19<sup>th</sup> and mid 20<sup>th</sup> centuries with local extinction in the Alps and Massif Central. In the sixties a remnant population of in the French side of the Pyrenees. In late early eighty's a first reintroduction program led to the release of 61 Griffon vultures (*Gyps fulvus*) and the settlement of a population in the Grands Causses of southern Massif Central (Terrasse et al. 2004, Sarrazin et al. 1994, Sarrazin et al. 1996). This population is still growing with more than 283 breeding events in 2010. Four other reintroductions programmes were set up in the nineties for this species in the area of Navacelles, Baronnies, Diois and Verdon (Le Gouar et al. 2008). Additionally a reintroduction of Black Vultures (*Aegypius monachus*) occurred from 1992 to 1997 through the release of 53 young individuals in the Grands Causses region

and 18 pairs were breeding of 2010. Three pairs of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*) also breed there.

This area has thus constituted a unique framework to experiment and study ecological and social processes involved in the restoration of scavengers populations. Indeed in the Grands Causses, food availability largely rely on mortality in livestock since wildlife is mostly using forest and is not available on open landscapes where vultures forage. Part of this food is directly managed by two conservation agencies (Ligue pour la Protection des Oiseaux, Birdlife France, and Parc National des Cevennes). Since the beginning of the first reintroduction programme they have been collecting carrions in local farms, following usual mortality events, to put carrions on a few heavy feeding stations inducing a high food availability on them (up to several carcasses per day in winter). However, from 1998, the French Ministry of Agriculture has allowed farmers to manage their own feeding places and put livestock dead locally. These 'light' feeding stations provide around one carcass per month and are therefore temporally unpredictable compared to "heavy" ones. Besides these management practices, Vultures can find dead livestock and a few wildlife spontaneously, i.e., due to deposit outside official places or direct mortality in the field. Nothing is bought or killed to feed vultures. Overall food availability is the lowest in summer and beginning of autumn due to low mortality in livestock (Bosè & Sarrazin 2007). This is the post fledgling period for vultures and this led us to consider that competition for food between age classes might be one key process of density dependence for vulture population dynamics.

#### **Benefits for scavenger ecology**

The accurate and long term monitoring of the Griffon vulture population through capture mark resightings allowed us to obtain robust estimates of survival, breeding and dispersal rates (Sarrazin et al. 1994, Ferrière et al. 1996, Sarrazin et al.1996, Le Gouar et al. 2008, Bosè et al. 2007). Demographic analyses provided evidence for density dependant processes in this reintroduced population. Adult survival was higher than 0.95 and constant over 27 years of capture-recapture data collected between 1982 and 2009 in the reintroduced population and similar in the reintroduced and in the native population of Ossau (Le Gouar et al. 2008, Mihoub et al. in prep). This high survival rate was in accordance with what would be expected for long-lived bird species (Ferrière et al. 1996, Caswell 2001). A key result is that in the Grand Causes since 1981 no shooting or poisoning has been detected despite the huge

monitoring effort. Juvenile survival rates were the lowest rates compared to immature and adults. We found evidence for negative density dependence on juvenile survival rates in the reintroduced population. This density-dependent regulation might result from high competition for resources on spatially and temporally predictable heavy feeding stations (Bosè et al. 2007). Indeed behavioural studies at heavy feeding site showed that there was no evidence for a difference in feeding or display rates between age classes. However interaction rates, aggressiveness and dominance were higher in old adults than in the other age classes. It also appeared that there was no difference in the competitive ability (feeding rate and dominance) of reintroduced and wild-born individuals. Clearly, feeding rates increased with resource availability. However a potential group size was estimated according to food availability. The maximum group size observed in the feeding site was always lower than this potential size. This may be evidence of competition by interference where some individuals are able to increase their feeding rate by the exclusion of others. An increase in both the number of carcasses and the number of feeding sites was thus recommended to induce dispersal and reduce this competition. The timing of arrival and departures of individuals differed with respect to their age, with old adults arriving and leaving before the arrival of other age classes. Younger birds thus probably acceded to a lower quantity and quality of resources. Behavioural analyses of foraging behaviour showed that despite feeding places were easily found by vultures, they did not prevent them to forage on other resources. Preliminary results obtained from radio tacking and field experiments on food availability (Gault 2006 un published PhD), show that vultures exhibited higher attraction to feeding stations than to unpredictable sites, and adjusted their foraging strategies by aggregating preferentially in the vicinity of feeding stations. However, their ability to detect randomly distributed food appeared not impaired. In the same way, older birds had small home ranges and limited their prospection in the vicinity of feeding stations located close to the colony. Younger, less dominant, birds had to forage farther from the colony, and depended mostly on peripheral feeding stations. Individual based modelling allowed to explore the effect of food predictability on various potential vultures' foraging strategies (Deygout et al. 2009, Deygout et al. 2010). Main output of these models showed despite heavy feeding stations might be beneficial to settle small population e.g. during really phases of reintroduction or to maintain remnant and threatened populations, light feeding stations unpredictably supplied were mostly relevant to maintain extensive foraging behaviour in such species.

# Benefits for human well being

As it was advocated by Margalida et al. (2010), managing food resources has been a usual tool for vulture conservation. However the long term conservation of these species in the present human landscapes requires that scavengers should be seen as neutral or even beneficial to any dimension of human well being. The sustainability of the management of their food resources where wildlife availability is low, is actually a crucial to achieve this goal.

An ethnological approach of the role of scavengers as 'carrion managers' showed that the management of light feeding places by farmers might reinforce the positive image of these birds. Since the reintroduction of Griffon vultures in the Grands Causses, scavengers actually became auxiliaries for numerous farmers and were integrated into the farming system (Bobbé 2006, Bobbé 2009). This integration relies on the direct use of light feeding places by farmers and could not have been achieved through the simple use of heaving feeding places or vulture restaurants managed by vulture conservationists. Indeed farmers use light feeding stations for vaiours reasons (Bobbé 2006): i) vultures remove carcasses faster than any company, ii) vultures prevent having human intrusion into the farm to collect carcasses iii) vulture's removal is more environmental friendly than companies. Additional arguments for the use of light feeding stations include a lower risk of disease spread due of carcass transportation between farms. Clearly farmer's arguments cover a wide range of individual representation from purely pragmatic views to more conceptual ones. They also rely on each farmer relation to animal death. Indeed according to cultural, spiritual or individual sensitivity, the relation of famer to its livestock varies and induces different frameworks for carrions management.

Besides these motivations of farmers to set up light feeding stations, this practice also has some very positive feedback on vulture conservation. Whatever the way the ecological service provided by scavengers is acknowledged by farmer, it appears that the use of light feeding stations strongly modify the link between farmers and vultures. Since the BSE crisis, drastic food reduction in Spain (Tella 2001, Camiña-Cardenal 2004, Camiña-Cardenal 2007, Azmanis 2009) impacted vultures population, enhanced competition for food and probably induced an increase reports in vulture's attacks on livestock. In the area with high occurrence of light feeding stations, these reports remained extremely low and farmers did not argue against vulture despite they were perfectly aware of this problem though professional and public media. This was confirmed by the absence of shooting and more importantly poisoning

event in these areas. Indeed farmers manage their own feeding places and would potentially have the opportunity for such destruction. In the core area of vulture population, they argue for the use of such stations and deny attack events that seem to be more reported in the periphery of this core area. Involving stakeholders to solve human-fauna conflict has been strongly advocated in various contexts (e.g. Zhang 2003, Gurung et al. 2008). This link between farmers and vultures is the key conservation issue for the long term viability of vulture populations in human landscapes and light feeding stations are a key tool to maintain this reciprocal benefit between human and scavengers.

Additionally to social arguments, the economic and environmental sustainability of the scavenging ecological service has to be assessed. As a first step, Dupont et al (2011) developed generic multi-agent models to assess the relevance of carcasses management strategies for vulture populations, efficiency of carcass removal for farmers, but also economic costs and carbon emission (Dupont, 2011, unpublished PhD). On the last two points, it appears that the local management of light feeding stations strongly reduces the economic costs of transportation and destruction of carrions and the amount of carbon released compared to removal by companies or even management of heavy feeding stations by conservation agencies. However these mechanistic models account for the seasonal availability of carrions and show that in some cases, as in the Grands Causses, scavengers may not be efficient enough to remove all carcasses in late winter and early spring. Indeed a mortality peak occurs in livestock in this period due to a shift in rearing practices and sheep phenology to enhance milk production whereas vulture dynamics seem to be regulated by lower food availability in summer i.e. during the postfledgling period (Dupont et al. 2011). Economic drivers on livestock production market induce this discrepancy between resource dynamics and scavenger functional response. In that context, human destruction of carcasses remain necessary a least during part of the year. This exemplifies the potential impacts of human activities on the efficiency of ecosystem services and the associated by-side costs of these impacts. Furthermore it underlines that classical models of scavenger-resources dynamics (Cardena 2010 et al., Colomer et al. 2011) should consider the consequences of human practices.

# New perspectives for scavenger conservation

The negative impact of agriculture on biodiversity is often point out but it is now recognized that some practices may be set up to restore both biodiversity and the ecological services that it may provide. The restoration of scavenger populations based on the ecological service they provide to farmers constitutes a flagship example of such win win strategy.

Including ecosystem service benefits into decision requires an assessment of the perceived benefits that are then examined to set conservation policies (Daily and Matson 2008, Daily et al. 2009). However the goals, the preferences, and the benefits that societies want to optimize are distinct according to cultural areas and can fluctuate over time. For instance, some services provided by vultures in India (Markandya 2008) are distinct from the carbon and monetary costs saving by vultures in France. By the way, in France, carcass removal management has evolved according to societal goals evolution. Industrial carcass removal has not always been efficient: organic wastes treatment is low profitable activity and before becoming a public service, companies did not collect carcasses on the whole territory (Dupont, 2011, unpublished PhD). Especially in mountainous regions, farmers buried, burst or gave carcasses to scavengers (Bobbé 2006, Bobbé 2009). When securing sanitary aspect became a societal goal, industrial carcass removal was made efficient through the obligation to respond all demand and relevant financial support. Today, the ecosystem service is acknowledged, and light feeding stations have an official agreement and support mostly through their role in scavenger conservation. In the near future, organic wastes may be economically valorised through energy production (e.g. Pearl 2003, CEIS 2007, Saria Industries 2010), which represents a major stake and stimulate development of new industrial processes. If organic wastes, initially considered as externalities, would become a resource for human, the question of their allocation to preserve biodiversity conservation or economic use would be raised. Utilitarian stance only could possibly result in the abandonment of the preservation of the service - and the species that support it- when it is judged unable to respond to human goals.

All these arguments mean that ecological service should in no way become the only argument driving conservation strategies. Indeed the sum of all functions identified through this anthropocentric framework would cover only a part of the wide range of traits constituting biodiversity. And selecting some of these traits for our own fitness or comfort on a short term scale would certainly generate strongly biased trajectories in biodiversity ecological and even evolutionary dynamics. However it appears that ecological services constitute a strong argument to acknowledge the role of ecological systems and reverse biodiversity erosion by

reintroducing original life forms into the stakeholder's arena. And scavenger's conservation through direct farmer's involvement shows that despite they are mostly considered at the ecosystem level, some species focused approaches may also take place in this debate.

#### References

- Azmanis, P.N., 2009. Regulations of Transmissible Spongiform Encephalopathies (TSEs) and management of feeding sites for birds of prey: a comparative approach between Western Europe (Iberian Peninsula and France) and the Balkan Peninsula. In: Donázar, J.A., Margalida, A. and Campion, D. (Editors), *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectives de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Aranzadi, Donostia, España, 552 p.
- Bobbé, S., 2006. L'agropastoralisme au service de la biodiversité. Exemple d'un mode d'équarrissage écologique. Dans: Rôle des rapaces nécrophages dans la gestion de l'équarrissage, rapport final, ANR DIVA "Action Publique, Agriculture et Biodiversité" 2003-2006.
- Bobbé, S., 2009. Du bon usage de l'animal sauvage. Exemple d'un mode d'équarrissage écologique. In: Frioux, S. and Pépy, E.A. (Editors), L'animal sauvage entre nuisance et patrimoine. France 16<sup>e</sup>-21<sup>e</sup> siècle. E.N.S. Editions, Paris, France, 208 p.
- Bosè, M. & Sarrazin, F. 2007 Competitive behaviour and feeding rates in a reintroduced populations of Griffon vultures (Gyps fulvus). Ibis. 149: 490-501.
- Bosè, M., Le Gouar, P., Arthur, C., Boisselier-Dubayle, M.C, Choisy, J.P, Henriquet, S., Lécuyer, Richard, M., Tessier, C. & Sarrazin, F. 2007 Does sex matter in reintroduction of Griffon vultures (Gyps fulvus)? Oryx. 41. 503-508.
- Camiña-Cardenal, A., 2004. Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish vulture populations. In: Chancellor, R.D. and Meyburg, B.U. (Editors), *Raptors worldwide*. 6th World Conference on Birds of Prey and Owls, Budapest, Hungary, Proceedings, 890 p., pp. 27-44.
- Camiña-Cardenal, A., 2007. Muladares para el buitre leonado en el sistema Ibérico: la recogida de cadáveres afecta al éxito reproductor de la especie. *Quercus* 261:22–27.
- Cardona, M., Colomer, M.A., Margalida, A., Perez-Hurtado, I., Perez-Jimenez, M.J., Sanuy,
   D., 2010. A P-System based model of an ecosystem of some scavenger birds. Lecture
   Notes Comp. Sci. 5957, 182–195.

- Caswell, H., 2001. *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer Associates Inc., U.S., 722 p.
- Colomer, M.À., Margalida, A., Sanuy, D. and Pérez-Jiménez, M.J., 2011. A bio-inspired computing model as a new tool for modeling ecosystems: The avian scavengers as a case study. *Ecological Modelling*, 222:33-47.
- Daily, G.C. and Matson, P.A., 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA, 105:9455-9456.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J. and Shallenberger, R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7:21-28.
- Deygout, C., Gault, A., Duriez, O., Sarrazin, F., Bessa-Gomes, C. 2010 Impact of food predictability on social facilitation by foraging scavengers. Behavioral Ecology. 21(6): 1131-1139
- Deygout, C., Gault, A., Sarrazin, F., & Bessa-Gomes, C. 2009 Modeling the impact of feeding stations on vulture scavenging service efficiency. Ecological Modelling. 220: 1826-1835.
- CEIS, 2007. Lettre n°3. *Mensuel du biocarburant*, juillet 2007. Compagnie Européenne d'Intelligence Stratégique, pôle Agriculture, Agroalimentaire, Développement durable.
- Ferrière, R., Sarrazin, F., Legendre, S. & Baron, J.P. 1996 Matrix population models applied to viability analysis and Conservation: Theory and Practice using the ULM software. Acta Oecologica 17 (6) 629-656.
- Gurung, B., Smith, J.L.D., McDougal, C., Karki, J.B. and Barlow, A., 2008. Factors associated with human-killing tigers in Chitwan National Park, Nepal. *Biological Conservation*, 141:3069-3078.
- Le Gouar, P., A. Robert, S. Henriquet, P. Lécuyer, C. Tessier, & Sarrazin F. 2008 Roles of survival and dispersal in reintroduction success of Griffon vulture (Gyps fulvus). Ecological applications 18: 859-872.
- Margalida, A., Donázar, J.A., Carrete, M. Sánchez-Zapata, J.A., 2010. Sanitary versus environmental policies: fitting together two pieces of the puzzle of European vulture conservation. *Journal of Applied Ecology* 47: (4), 931–935
- Markandya, A., Taylor, T., Longo, A., Murty, M.N., Murty, S. and Dhavala, K., 2008. Counting the cost of vulture decline An appraisal of the human health and other benefits of vultures in India. *Ecological Economics*, 67:194-204.

- Oaks, J.L., Gilbert, M., Virani, M.Z., Watson, R.T., Meteyer, C.U., Rideout, B.A., Shivaprasad, H.L., Ahmed, S., Iqbal Chaudhry, M.J., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A. and Ahmed Khan, A., 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427:630-633.
- Pearl, G., 2003. *Non-feed and bioenergy uses for rendered products*. Fats and Proteins Research Foundation, Inc., 7e Internationl Symposium Australian Renderers Association.
- Robles, B., 2010. Les vautours, ces grands alliés de l'environnement. Quercus n° 293.
- Saria Industries, 2010. *Révéler les énergies de la biomasse*. Rapport industriel et Environnemental 2008-2010, 31p.
- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.L., & Danchin, E. 1996 Breeding biology during establishment of a reintroduced Griffon Vulture (Gyps fulvus) population. Ibis 138: 315-325.
- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.L., Danchin, E., & Clobert, J. 1994 High survival estimates in a reintroduced population of Griffon Vultures. The Auk 111 (4): 853-862.
- Sekercioglu, C. H., G. C. Daily, and P. R. Ehrlich. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. PNAS 101:18042-18047.
- Tella, J.L., 2001. Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature*, 410:408-408.
- Terrasse M., Sarrazin, F. Choisy, J.P., Clemente, C., Henriquet, S., Lecuyer, P., Pinna, J.L., & Tessier, C. 2004 A Success Story: The Reintroduction of Griffon Gyps fulvus and Black Aegypius monachus Vultures in France. In Chancellor, R.D. & B.-U. Meyburg (eds) Raptors Worldwilde. WWGBP: 127-145
- Walters, J.R., Derrickson, S.R., Fry, M.D., Haig, S. M., Marzluff J.M., Wunderle, J.M. Jr., 2010. Status of the California Condor (*Gymnogyps Californianus*) and Efforts to Achieve Its Recovery. *The Auk* 127(4):969
- Zhang, L. and Wang, N., 2003. An initial study on habitat conservation of Asian elephant (*Elephas maximus*), with a focus on human elephant conflict in Simao, China. *Biological Conservation*, 112:453–459.

#### ABSTRACT.

The vulture's conservation relies in part on the management of their trophic resources, which is, in Europe, largely linked to farming activities and constrained by sanitary regulations. However, through scavenging, vultures provide ecosystem services. Hence, feeding them can be seen as a beneficial activity both preserving these flagship species and maintaining the services they offer.

We conducted an interdisciplinary framework on the "natural carcass removal" (*i.e.* by vultures) in an agro pastoral context, coupling social investigations and ecological data. Following the Ecosystem Assessment (MEA) recommendations, we developed a model in order to investigate the responses of the ecosystem service to human practices. Here, we considered the consequences of various local managements of carcass elimination on a population of vultures and on the benefits of natural carcass removal. We developed a generic multi-agent model. It includes explicitly vulture's feeding behavior - considered as the "offer" for the service -, and the carcass provisions to them - representing the "demand" for this service. The offer varies according to the vulture population dynamics. The demand depends on farming practices that affect livestock mortality, and farmers' choices of carcass disposal practices.

Our results shows that environmental and economic consequences of carcass elimination largely depend on the systems that exist on a site, given that natural carcass removal can be done through various systems. By the way, our results underline the advantages of a carcass disposal system directly managed by farmers, called light feeding station. However, the persistence of the vulture population and the associated benefits depend on the utilization of the light feeding station. The manners of considering the natural carcass removal are related to farmers' various social representations and to their relationships with other stakeholders involved in carcass management. The use of natural carcass removal does not always concord with the carcass elimination capacities of vultures. When there is a mismatch between the demand and the offer, negative effects can occur for both humans and vultures. The adjustment of carcass provisions in order to match vulture food requirements is necessary with a long term management of carcass elimination to include vultures. Finally, the adaptation of the generic model to an existing situation reveals the importance to consider this research in a particular context in order to provide some management measures.

Interdisciplinary approaches offer the opportunity of reflexivity on the research process. We discuss on social dimension integration in modelling approaches of socioecological systems, focusing on the respective relation of social and ecological scientists to modelling. We underline the advantages of social scientists participation in modelling approaches and its relevance for nature conservation. Finally, we discuss on the theoretical, current, and potential implications of considering vultures as ecosystem service providers for their conservation. We replace our considerations in a larger perspective, to reconsider the relevance of the ecosystem service concept - through the MEA approach - for nature conservation.

Keywords: carcass elimination; Griffon vulture; ecosystem service; interdisciplinary socio-ecological system; multi-agent modeling; species conservation.

# RESUME.

La conservation des vautours dépend en partie de la gestion de leurs ressources trophiques, qui, en Europe, est largement liée aux activités pastorales et contrainte par les réglementations sanitaires. Cependant, par leur régime alimentaire charognard, les vautours rendent des services écosystémiques. Ainsi, la mise à disposition de carcasses à ces rapaces nécrophages peut être envisagée comme favorable, puisqu'elle permet de préserver des espèces emblématiques et de maintenir les services qu'elles offrent.

En s'appuyant sur des entretiens ethnologiques et des données écologiques, cette étude sur l'équarrissage naturel dans le contexte agropastoral qui est le sien, a été menée selon une approche interdisciplinaire. Suivant les préconisations issues du Millenium Ecosystem Assessment (M.E.A.), un modèle a été développé en vue d'explorer les « réactions » de ce service à des pratiques humaines. Dans notre cas, il s'agissait d'évaluer les conséquences de modes de gestion locale de l'équarrissage sur une population de vautours et sur des bénéfices environnementaux et économiques qu'elle génère. Au moyen de la modélisation multi-agents, un modèle à caractère générique a été développé. Il représente explicitement les comportements d'alimentation d'une population de vautours fauves - constituant « l'offre » de service -, et la mise à disposition des carcasses aux vautours- représentant la « demande » pour le service. L'offre fluctue selon la dynamique de population de vautours. La demande varie selon les pratiques agropastorales qui influencent la mortalité des troupeaux, et les choix de pratiques d'équarrissage des éleveurs.

Les résultats montrent que les conséquences environnementales et économiques de l'équarrissage dépendent avant tout des dispositifs d'équarrissage mis en place sur un même site, sachant que l'équarrissage naturel peut prendre plusieurs formes. A ce propos, les résultats soulignent les avantages de l'utilisation d'un dispositif d'équarrissage naturel géré directement par chaque éleveur, la placette. Néanmoins, les bénéfices offerts par une population de vautours, comme la pérennité de celle-ci, dépende de l'utilisation ce dispositif. Or, les manières d'envisager le recours à l'équarrissage naturel relèvent avant tout de représentations sociales variées des éleveurs et de leurs relations aux autres acteurs de l'équarrissage. Le recours à l'équarrissage naturel ne correspond pas toujours aux capacités d'élimination des carcasses des vautours. Lorsque la demande et l'offre sont en décalage, des conséquences négatives pour les humains comme les vautours peuvent survenir. L'ajustement de la mise à disposition des carcasses aux besoins alimentaires des vautours est de première importance pour assurer une gestion à long terme de l'équarrissage en y intégrant les vautours. Enfin, l'adaptation du modèle à une situation existante révèle l'importance de resituer l'étude dans un contexte particulier en vue de recommander des mesures de gestion.

Les approches interdisciplinaires offrent la possibilité d'une certaine réflexivité sur le processus de recherche. A partir des rapports à la modélisation des chercheurs en sciences sociales et des écologues, l'intégration des dimensions sociales dans la modélisation de systèmes socio-écologiques est discutée. Nous soulignons les avantages de la participation de chercheurs en sciences sociales dans les approches de modélisation pour la conservation. Enfin, les implications théoriques, actuelles et potentielles d'envisager les rapaces nécrophages comme des producteurs de service en vue de leur conservation, sont explorées. Elles sont replacées dans une perspective plus large, pour reconsidérer la pertinence du concept de service écosystémique -tel que mobilisé par le M.E.A.- pour la conservation de la nature.

Mots clefs : équarrissage ; Vautour fauve ; service écosystémique ; interdisciplinarité ; système socio-écologique ; modélisation multi-agents ; conservation des espèces.