



**HAL**  
open science

# La chasse aux trophées : menace ou alliée pour les espèces rares

Lucille Palazy

► **To cite this version:**

Lucille Palazy. La chasse aux trophées : menace ou alliée pour les espèces rares. Ecologie, Environnement. Université Claude Bernard - Lyon I, 2013. Français. NNT : 2013LYO10020 . tel-01169650

**HAL Id: tel-01169650**

**<https://theses.hal.science/tel-01169650>**

Submitted on 29 Jun 2015

**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 le diplôme de Docteur en

**BIOLOGIE DE LA CONSERVATION**

Présentée par:

**Lucille PALAZY**

Thèse dirigée par: **Christophe BONENFANT**

et **Franck COURCHAMP**

Réalisée au **Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive**

dans l'**Ecole Doctorale E2M2 – ED341**



**La chasse aux trophées : menace ou alliée  
pour les espèces rares**

L'effet Allee anthropogénique et la chasse aux trophées



Soutenance prévue le mardi 12 février 2013 devant :

Dr **Christophe BONENFANT** – Directeur de thèse

Chargé de recherche CNRS

Dr **Franck COURCHAMP** – Directeur de thèse

Directeur de recherche CNRS

Pr **Raphael ARLETTAZ** – Rapporteur

Professeur d'Université

Pr **E. J. MILNER-GULLAND** – Rapporteur

Professeur d'Université

Pr **Dominique ALLAINÉ** – Président du jury

Professeur d'Université





# Remerciements

---

Avant de commencer, je souhaite remercier mes superviseurs, Franck et Christophe. Ils ont été présents à chaque fois que j'ai eu besoin d'eux sans exception. L'un toujours ambitieux, confiant et optimiste, l'autre me permettant de ne rien laisser au hasard et d'être irréprochable dans mes analyses. Ils m'ont fait confiance et laissé libre de tous mes choix tout en étant disponible à chaque fois que j'ai eu besoin de leurs lumières. Ils m'ont également écouté et remonté le moral quand je doutais de mon travail et m'ont encouragé dans tout ce que j'ai entrepris. Parallèlement au travail, j'ai également eu la chance de partager avec mes supérieurs des soirées de fêtes, des voyages et beaucoup de moments de rire. Honnêtement, j'aurais difficilement pu espérer meilleur encadrement de thèse (Notons, que je n'ai plus à l'heure actuelle d'intérêt à leur cirer les pompes). Je n'oublie pas non plus, Jean-Michel. Il a eu beau avoir son nom relégué au second plan dans la supervision officielle de mon projet, son investissement a pleinement été celui d'un encadrant. Il a été présent à toutes les réunions et toutes les prises de décisions et m'a largement éclairé par ses connaissances.

Je remercie bien sûr E.J. et Raphaël pour avoir accepté de faire ce travail assez ingrat de rapporteur pour avoir lu l'ensemble du manuscrit et m'avoir fait des corrections sur le texte aussi bien que des commentaires pertinents qui m'ont donné du fil à retordre. Ils ont également fait preuve de beaucoup de patience et de bonne humeur pour toutes les étapes de la fin de ma thèse.

J'ai une pensée spéciale pour Jean-Patrick Suraud que je ne peux malheureusement plus remercier. Il m'a écouté lui parler de mes doutes au début de ma thèse, m'a donné des conseils pour me permettre de trouver ce que j'avais envie de faire par la suite et m'a fait rire en faisant le clown même quand j'étais de mauvaise humeur. Un grand nombre d'amis m'ont également beaucoup aidé pendant ma thèse et ce de plusieurs manières. Marion m'a super coloc de bureau qui a supporté de m'avoir sous le nez tous les jours pendant 3 ans. Nous avons partagé tous nos coups de blues, nos moments de stress et toutes nos joies. Quelle chance d'avoir pu finir nos thèses en même temps et ainsi partager les nocturnes au labo, les samedis et les dimanches au bureau et toute l'administration qu'il faut faire à la toute fin qu'en on est à la bourre dans la rédaction. Sans elle, ça aurait été mille fois plus désagréable. Un grand merci à ma Cécile aussi qui a lu au pied levé en quarante-huit heures

mes cent pages d'introduction et de discussion pour corriger mes centaines de fautes d'orthographe. Je me prosterne devant Anne, Léo et Stéph qui se sont investies à fond (et quand je dis à fond c'est vraiment à fond) dans le perfectionnement de mon power-point ce qui au final leur a pris une journée entière à discuter chaque point en détails. Je les remercie aussi pour les super moments qu'on a partagé et qui m'ont permis de garder le moral au beau fixe et venir chaque jour au labo avec grand plaisir. Merci aussi à Marion (Kelly) qui a aussi trouvé du temps à me consacrer même quand elle était over-bookée.

Aussi bien à Orsay qu'à Lyon, j'ai eu la chance de m'intégrer dans des équipes géniales et beaucoup de ces « collègues » sont devenus de vrai(e)s amis : Elsa, Gloria, Alice, Mariona, Marion V., Céline, Nicolas, Mathieu, Cécile, Maël, Jérémy, Floriane, David, Stephen, Amélie et Marlène. J'ai eu de la chance aussi en tombant sur mes deux autres colocataires de bureau : patients, de bonne humeur et prêts à répondre à mes questions dès que j'avais besoin d'eux (et à faire la fête aussi aux grandes occasions).

J'aimerais ensuite remercier ma petite famille. Ma mère et ma sœur qui croient en moi contre vent et marée, qui m'écoutent leur parler de mes doutes, mes états d'âme et les moindres petits tracas de ma vie pendant des heures et savent toujours m'apaiser, me donner les bons conseils ou me dire les mots qui me font du bien. Sans parler de leur investissement et leur disponibilité, à l'instant où j'ai besoin d'elles. Bref, une mère et une sœur merveilleuse. Mon papa aussi qui malgré son emploi du temps plus chargé que les rues de New-York à l'heure de pointe arrive à trouver le temps de faire 6 heures de route pour passer 2 heures de temps avec moi simplement pour me faire plaisir. Et tata, qui prend soin de moi et est présente dans tous les moments importants de ma vie. Maryse et Chantal qui m'ont fait la surprise de leur présence (remarquée) le jour de ma soutenance.

Enfin, pour ces 3 années jonchées de soirée mémorables, je remercie les personnes géniales que j'ai eu la chance de rencontrer et que j'espère garder jusqu'à ce que mort sans suive : ma Marie, Arzhela, Romain, Damien, Florent, Claire et François. Je n'oublie surtout pas mes amis indéfectibles : Mes greluches (Aubrée, Marie-Audrey, Cécile et Emmanuelle), Oriane William et Hervé pour lesquels j'ai une grande pensée pleine de tendresse.

## Résumé

---

La chasse aux trophées, type de chasse récréative dont l'objectif premier est de prélever un trophée d'intérêt, est un sujet très controversé. Cette activité est potentiellement génératrice d'un effet Allee anthropogénique (EAA). Ce processus démographique stipule que la valorisation de la rareté d'une espèce peut stimuler son exploitation et mener à son extinction. L'objectif de ce travail a été de tester le risque d'EAA dans la chasse aux trophées. Nous avons mis en évidence que les espèces rares ont une forte valeur économique dans la chasse aux trophées, quelque soit la taille du trophée, ce qui témoigne d'une demande forte pour ces espèces. Nous avons également montré que le nombre d'importations/exportations de trophées et le nombre de trophées de chasse enregistrés par le Safari Club International s'accroît pour les espèces les plus rares lorsque l'indice de rareté de l'espèce augmente. La chasse aux trophées sur les espèces rares a été proposée comme outil pour financer leur conservation. Cependant, nos résultats valident le risque d'EAA pour ces espèces. De plus, les chasseurs ne semblent pas motivés en priorité par la participation à la conservation de la vie sauvage et le peu de données disponibles sur les populations, la chasse illégale, la corruption et le manque de contrôle rendent possible l'exploitation non durable de ces ressources à forte valeur économique. Néanmoins, la vie sauvage doit apporter des bénéfices économiques pour motiver sa préservation. Ainsi, la chasse aux trophées des espèces rares peut être utilisée pour financer leur conservation mais certaines mesures sont à prendre au préalable pour prévenir leur surexploitation.

### **Mots clés**

Chasse aux trophées, mammifères, espèces rares, conservation, exploitation durable, biodiversité, rareté perçue, source de financement, valeur économique

# Title

---

Trophy hunting: Threat or ally to rare species

## Abstract

---

Trophy hunting, which is a form of recreational hunting with the main objective of collecting a trophy of interest, is a controversial subject. This activity could potentially generate an anthropogenic Allee effect (AAE). This demographic process states that the valuation of rarity could drive rare species exploitation and even lead to their extinction. Our project aims at testing the potential for an AEE in trophy hunting. We demonstrate that rare species have a high financial value, regardless of the trophy size, indicating that there is a high demand for those species. We also show that the number of trophies traded internationally and the number of recorded trophies by the Safari Club International (one of the largest clubs for international trophy hunters in the USA) rises as the degree of rarity (as measured by a rarity index) increases. Trophy hunting of rare species has been proposed as a tool to fund their conservation. However, our results indicate that there is a risk of an AAE for rare species. Furthermore, the combined effects of trophy hunting, illegal hunting, corruption as well as the lack of population knowledge and of management controls have potential to result in the unsustainable exploitation of rare species of high financial value. Nonetheless, trophy hunting has potential to generate strong financial incentives that are necessary for wildlife preservation. Such incentives are only likely to be effective if strict measures are required and enforced to prevent overexploitation of rare trophy species.

### Keywords

Trophy hunting, mammals, rare species, conservation, sustainable exploitation, biodiversity, perceived rarity, funding source, economic value

### Intitulé et adresse du laboratoire

Laboratoire de Biométrie et Biologie Évolutive, UMR CNRS 5558, Université Lyon 1  
Bâtiment Mendel, 43, Bld du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne, France

# Table des matières

<b>Chapitre I Introduction générale .....</b>	<b>15</b>
1. Etat actuel de la biodiversité et gestion.....	17
1.1 La perte de biodiversité actuelle.....	17
1.1.1 Les différentes phases d’extinction et leurs conséquences.....	17
1.1.2 La sixième extinction: les pertes en chiffres et les causes.....	17
1.2 Conséquences multiples de la perte de biodiversité et établissement des priorités.....	21
1.3 Un challenge supplémentaire pour les gestionnaires : L’Effet Allee.....	24
1.4 Une menace actuelle à large échelle : la valorisation du rare .....	27
1.4.1 L’homme et la rareté.....	27
1.4.2 L’effet Allee anthropogénique (ou effet Allee artificiel) .....	29
2. L’homme et l’exploitation des espèces animales.....	36
2.1 La chasse aux trophées: Définitions et historique .....	36
2.1.1 Les différents types de chasse.....	36
2.1.2 Le trophée .....	36
2.1.3 Origines de la chasse aux trophées .....	37
2.2 Impacts de la chasse sélective sur les populations d’ongulés .....	40
2.2.1 La dynamique des populations d’ongulés.....	40
2.2.2 L’exploitation par l’homme: impact à court et à long terme .....	41
2.3 La chasse aux trophées touristique.....	43
2.3.1 Les différents types de chasse aux trophées .....	43
2.3.2 La chasse aux trophées touristique dans le monde .....	46
2.4 Objectifs et hypothèses.....	53
 <b>Chapitre II Biodiversité, surexploitation et conservation.....</b>	 <b>55</b>
1. Introduction.....	57
2. Types of exploitation and the different markets .....	59
2.1 Indirect exploitation .....	59
2.1.1 By-catches.....	59
2.1.2 Pest species and accidental exploitation .....	60
2.2 Direct exploitation.....	62
2.2.1 Recreational hunting and angling.....	62
2.2.2 Commercial exploitation: .....	63
2.2.3 Intensive exploitation.....	67

3. The mechanisms behind overexploitation .....	71
3.1 Resources and human needs .....	71
3.1.1 Relationship between human and non-human species .....	71
3.1.2 The tragedy of the commons .....	72
3.1.3 Current trend in human population size and consumption rates.....	72
3.2 Economy of exploitation .....	74
4. Ecological consequences of overexploitation .....	76
4.1 Species perturbation .....	76
4.2 Ecosystem perturbation .....	76
4.2.1 Habitat deterioration .....	76
4.2.2 The Domino effect.....	77
4.2.3 Loss of ecosystem functions and services .....	78
5. Toward sustainable exploitation .....	79
5.1 Reducing the exploitation to sustainable off-takes.....	79
5.1.1 The MSY .....	79
5.1.2 Off-take limitation methods.....	80
5.1.3 Choosing the right management method .....	82
5.2 Involving local people for sustainable management .....	83
5.2.1 Awareness campaigns.....	83
5.2.2 Synergy between the different actors .....	84
5.2.3 Community-based management .....	84
5.3 Alternatives to the exploitation of wild populations .....	85
5.3.1 Alternative food and income resources .....	85
5.3.2 Reducing international wildlife trade .....	87
6. Conclusions.....	88
<b>Chapitre III Les déterminants du prix du trophée .....</b>	<b>93</b>
1. Introduction.....	96
2. Methods.....	98
2.1 Data sources .....	98
2.1.1 Hunted species .....	98
2.1.2 Trophy price.....	98
2.1.3 Mean body mass .....	99
2.1.4 Trophy score .....	99
2.1.5 Location .....	99
2.1.6 Rarity .....	100

2.2 Data analyses .....	100
3. Results .....	102
4. Discussion .....	107
5. Appendices du chapitre 3 .....	110
6. Discussion sur le chapitre .....	116
<b>Chapitre IV Valorisation et exploitation des espèces rares: Cas des félins.....</b>	<b>119</b>
1. Introduction.....	122
2. Materials and Methods.....	123
2.1 Data collection.....	123
2.2 Statistical Analyzes .....	124
3. Results.....	125
4. Discussion .....	130
5. Discussion sur le chapitre .....	133
<b>Chapitre V Effet du changement de statut IUCN sur l'exploitation .....</b>	<b>137</b>
1. Introduction.....	140
2. Materials and methods .....	141
2.1 Data sources .....	141
2.2 Data analyses.....	143
3. Results.....	145
4. Discussion .....	149
5. Appendix.....	152
6. Discussion sur le chapitre .....	155
<b>Chapitre VI Motivation des chasseurs de trophées.....</b>	<b>159</b>
1. Introduction.....	161
2. Methods.....	163
2.1 Design of the survey.....	163
2.2 Distribution of the survey.....	164
3. Results.....	166
3.1 Personal information .....	166
3.2 Favourite trophy species and choice .....	169
4. Discussion .....	171
4.1 Participants' profile and differences between communities.....	171
4.2 Attractiveness of rare species and interest in conservation.....	173

4.3 Guidelines for next studies .....	175
5. Conclusion .....	<b>Erreur ! Signet non défini.</b>
6. Appendix.....	<b>Erreur ! Signet non défini.</b>
<b>Chapitre VII Discussion générale .....</b>	<b>179</b>
1. Conditions d'apparition d'un effet Allee anthropogénique .....	182
1.1 La chasse aux trophées touristique.....	182
1.2 Les conditions d'occurrence d'un effet Allee anthropogénique sont-elles remplies ?.....	182
1.3 Application de nos résultats à d'autres marchés d'exploitation.....	188
2. Échelle d'étude et question posée .....	189
2.1 Les différentes échelles d'étude en écologie.....	189
2.2 Les différents niveaux d'étude d'une activité d'exploitation.....	192
3. Applications en biologie de la conservation .....	194
3.1 Donner une valeur à la vie sauvage pour la conserver .....	194
3.1.1 Bénéfices aux communautés locales .....	194
3.1.2 L'écotourisme ou tourisme photographique.....	195
3.1.3 La chasse aux trophées touristique .....	197
3.2 La chasse aux trophées comme financeur de la conservation? .....	202
3.3 Le cas particulier des espèces rares.....	205
3.4 Recommandations pour la conservation.....	207
3.4.1 Les indicateurs d'un risque d'effet Allee anthropogénique.....	208
3.4.2 Risque de déclarer une menace ?.....	210
3.4.3 Utilisation de l'attractivité des espèces rares.....	210
4. Perspectives.....	213
5. Conclusion .....	216
<b>Références.....</b>	<b>206</b>
<b>Annexes.....</b>	<b>223</b>

## Liste des figures

---

Figure 1: Taux d'extinction parmi les taxa catégorisés par l'IUCN comparés aux 75% perdus pendant les périodes d'extinctions massives .....	21
Figure 2: Densité dépendance et effet Allee.....	26
Figure 3: Les facteurs externes et propres à l'espèce qui peuvent conduire à son extinction. ....	31
Figure 4: Démonstration d'un effet Allee anthropogénique avec un modèle simple de population exploitée. ....	32
Figure 5: Éléphant d'Afrique <i>Loxodonta africana</i> , Afrique du Sud .....	39
Figure 6: Les différents types de chasse tels que définis dans ce projet. ....	44
Figure 7: Hippotrague noir <i>Hippotragus niger</i> tué par un chasseur de trophées américain dans une <i>Conservancy</i> au Mozambique .....	47
Figure 8: Declines in estimated relative abundance of coastal shark species .....	69
Figure 9: Effect of increasing exploitation rate on a model fish community .....	75
Figure 10: Global trends of mean trophic level of fisheries landings from 1950 to 1994.....	78
Figure 11 $B_{MEY}$ and $B_{MSY}$ of Western and Central Pacific big eye tuna .....	80
Figure 12 Average biomass of fish trophic groups surveyed in 1999 and 2009 in marine protected areas (MPAs) of the Gulf of California .....	82
Figure 13: Worldwide capture from wild stock and culture production in millions of metric tons from 1980 and 2004 (Diana, 2009).....	86
Figure 14: Allometric relationship between log-transformed body mass and log-transformed trophy size for 202 ungulate taxa .....	102
Figure 15: Effect of body mass on log-transformed trophy price in US \$, once the effect of location has been accounted for .....	105
Figure 16: Effect of rarity on the relative trophy price ( <i>i.e.</i> , trophy price once the effects of location and body mass have been accounted for).....	106
Figure 17: Trend of the number of hunts with time for ten felid species .....	126
Figure 18: Changes in time of the volume of illegal trade of felid species between 1975 and 2010, as recorded by the CITES Databases.....	127
Figure 19: Positive relationship between the IUCN protection status and the price.....	128
Figure 20: Trend of the number of hunts following an IUCN status change .....	129
Figure 21: Time trend of the number of recorded trophies in the Safari Club International database, standardised (centred and scaled) per species in each large hunting region.....	146

Figure 22: Average difference between the mean number of recorded trophies in the Safari Club International database during the 5 years preceding and the 5 years following the attribution of the initial International Union for Conservation of Nature (IUCN) vulnerability status (after accounting for the increase in the total harvest over time per region).....	147
Figure 23: Average difference between the mean number of recorded trophies in the Safari Club International database during the 5 years preceding and the 5 years following an upgrade of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) vulnerability status for a given species (after accounting for the increase in the total harvest over time per region).....	149
Figure 24: Nationality of the 29 trophy hunters who answered the survey.....	166
Figure 25: Trophy hunting destinations where the participants have already been .....	167
Figure 26: Main motives of the respondents for trophy hunting.....	168
Figure 27: Favourite trophy species of North American and European trophy hunters.....	170
Figure 28: Criteria used by North American and European trophy hunters to choose the trophy species .....	171
Figure 29: Les principaux niveaux d'études biologiques de la chasse aux trophées touristique (CTT) qu'il est possible de choisir dans le domaine de la biologie de la conservation des espèces .....	192
Figure 30: Exemples d'individus anormaux qui permettent d'augmenter la diversité des trophées proposés au chasseurs .....	199

## Liste des tables

---

Table 1: Les différents effets possible de la rareté perçue sur le comportement des consommateurs (soit les changements dans la quantité achetée à un prix donné; Hall, 2008).....	32
Table 2: Intérêt supposé des espèces rares dans les différents marchés d'exploitation qui peuvent créer un EAA (d'après Courchamp <i>et al.</i> 2006). ....	34
Table 3: By-catches estimates in large fishing areas. The author states that this table is only an indicative minimum as some likely important by-catch sources are missing from the estimate because of data deficiencies (Davies <i>et al.</i> 2009).....	60
Table 4: Summary of the number of hunters and expenditure in major developed countries (Sharp & Wollscheid 2009) *U.S. Fish and Wildlife Service .....	62
Table 5: Vertebrate species listed as threatened in the 2001 IUCN red list that were on sell on the Faraday market, Johannesburg, South Africa between June 2004 and November 2005 (Whiting <i>et al.</i> 2011).....	65
Table 6: Estimated loss in mammal density in hunted forests compared to non-hunted forests in some tropical hunting sites (Nasi, 2008). ....	70
Table 7: Population estimates and percentage of increase (1950-2005) and projections for 2050 by regions (Bongaarts, 2009).....	73
Table 8: Five best Phylogenetic Generalized Least Square models of variation in trophy price .....	103
Table 9: Estimated coefficients of the best model parameters .....	104
Table 10: Critiques émises sur les données par les rapporteurs choisis pour commenter notre étude par les journaux dans lesquels nous avons soumis notre manuscrit pour publication.....	116
Table 11: Critiques émises sur les données par les rapporteurs choisis pour commenter notre étude par les journaux dans lesquels nous avons soumis notre manuscrit pour publication.....	134
Table 12: Composition of the dataset used, including family and International Union for Conservation of Nature (IUCN) status of the species in Year 2011. ....	142
Table 13: Critiques émises sur les données par les rapporteurs choisis pour commenter notre étude par les journaux dans lesquels nous avons soumis notre manuscrit pour publication.....	156
Table 14: Cas de pratiques non-durables dans la chasse aux trophées qui ont été documentées dans la littérature et qui limitent les bénéfices potentiels de la chasse aux trophées pour la conservation .....	186
Table 15: Les critères de regroupement les plus courants dans les études multi-spécifiques en biologie de la conservation. ....	191
Table 16: Utilisation des indices de rareté perçue pour participer à la conservation des espèces rares. ....	212



# Chapitre I

## Introduction générale



# 1. Etat actuel de la biodiversité et gestion

## 1.1 La perte de biodiversité actuelle

### 1.1.1 Les différentes phases d'extinction et leurs conséquences

A l'heure actuelle, il ne resterait sur terre que 1% des espèces qui y ont existé durant ces 3.5 derniers milliards d'années (Novacek 2001). Ces pertes ne se sont pas déroulées à un taux constant au cours du temps. Cinq épisodes d'extinction de masse ont été identifiés. Ces phases d'extinction sont définies par la perte de 75% des espèces vivantes sur terre en un court laps de temps (*i.e.*, moins de deux millions d'années; Barnosky *et al.* 2011). Le premier épisode s'est déroulé à la fin de l'Ordovicien (*i.e.*, il y a environ 439 millions d'années) et aurait entraîné la disparition de 86% des espèces existantes suite à une alternance d'épisodes glaciaires et interglaciaires. A la fin du Dévonien (*i.e.*, il y a environ 367 millions d'années), une seconde phase d'extinction potentiellement causée par un refroidissement climatique a conduit à l'extinction de 83% des espèces existantes. La troisième extinction de masse a été la plus forte en termes de nombre d'espèces perdues (96%). Elle aurait été causée par une forte activité volcanique à la fin du Permien (*i.e.*, il y a environ 245 millions d'années; *e.g.*, les trilobites). A la fin du Trias (*i.e.*, il y a environ 208 millions d'années), un autre épisode d'activité volcanique serait responsable de l'extinction de 80% des espèces présentes (*e.g.*, les conodontes). Enfin, la dernière extinction de masse enregistrée avant notre ère est celle de la fin du crétacé (*i.e.*, il y a 65 millions d'années) qui a probablement été causée par l'impact d'un astéroïde combiné à d'autres facteurs (*e.g.*, activité volcanique et sismique) et a entraîné la disparition de 76% des espèces présentes (*e.g.*, les dinosaures et les ammonites; Alvarez *et al.* 1980; Barnosky *et al.* 2011; Erwin 2008; Jablonski & Chaloner 1994).

### 1.1.2 La sixième extinction: les pertes en chiffres et les causes

La perte de biodiversité observée ne correspond pas encore aux critères paléontologiques qui ont permis de définir les cinq grandes phases d'extinction de masse qui se sont produites avant notre ère (Barnosky *et al.* 2011). Toutefois, au regard

de la vitesse de déclin observé du nombre d'espèces et des changements environnementaux en cours et futurs, les termes de sixième phase d'extinction de masse sont souvent utilisés pour faire référence à l'époque actuelle (Eldredge 2011; Maclean & Wilson 2011; Bellard *et al.* 2012).

Une des différences majeures entre cette nouvelle phase d'extinction et toutes les précédentes est la cause des extinctions. En effet, les cinq phases d'extinction massive qui ont précédé notre ère ont été provoquées par des catastrophes naturelles. Aujourd'hui, les changements environnementaux, qu'ils soient à l'échelle locale ou globale, sont majoritairement causés par un impact croissant des populations humaines. En effet, les causes majeures de perte de biodiversité sont la perte d'habitat, l'introduction d'espèces invasives, la surexploitation et la pollution. Cette période a ainsi été nommée l'Anthropocène (Caro *et al.* 2011). Le premier épisode de cette phase d'extinction a commencé, il y a 50,000 à 100,000 ans, lorsque les premiers humains ont entrepris la colonisation de l'ensemble des continents. Le second épisode a débuté il y a 10,000 ans avec le fort accroissement des populations humaines et les changements d'utilisation des terres, associés à l'apparition de l'agriculture. Un troisième épisode de perturbation environnementale et de perte de biodiversité a été amorcé par la révolution industrielle au début du XIX<sup>ème</sup> siècle (Awise *et al.* 2008). L'ensemble des grands types d'habitats sont touchés: terrestres, dulçaquicoles et marins. Quelques études ont dressé un bilan global du statut de différents groupes taxonomiques dans divers types d'habitats.

Ainsi, Jackson (2008) a compilé les informations disponibles sur le déclin des espèces dans plusieurs écosystèmes marins. Dans son étude, il a calculé les pourcentages de déclin en termes de biomasse, de quantité de prises (faune) et de pourcentage de recouvrement (corail, algues) pour différents groupes taxonomiques. Le déclin ainsi mesuré dans les estuaires et sur les côtes entre l'état actuel et l'état initial (avant le début de l'exploitation) est de 39% minimum et s'élève jusqu'à 99% pour certains groupes d'espèces. La surexploitation, l'augmentation de la toxicité et la pollution, le réchauffement et l'acidification des océans sont identifiés comme autant de facteurs de cette dégradation. Cette étude dresse un tableau désastreux de l'état actuel et futur des océans de notre planète (Jackson 2008).

Un état des lieux à l'échelle globale a également été dressé pour les amphibiens (*i.e.*, anoures, urodèles et apodes). Premiers vertébrés terrestres, ces derniers ont survécu à quatre phases d'extinction de masse mais illustrent tristement aujourd'hui le premier

cas de déclin à large échelle d'une classe taxonomique entière (Wake & Vredenburg 2008). Un champignon pathogène *Batrachochytrium dendrobatidis* (présent en Amérique, en Australie, en Europe et en Afrique australe; Fisher *et al.* 2009), le réchauffement climatique (particulièrement en Amérique Centrale et du Sud; Wake & Vredenburg 2008), la perte d'habitat (surtout en Europe) et la surexploitation (en Asie) sont les causes majeures de ce déclin (Stuart *et al.* 2004). 48% des espèces connues d'amphibiens seraient actuellement menacées et la vitesse de leur déclin est très élevée (Stuart *et al.* 2004). Dans le cas de la chytridiomycose, qui est probablement la première cause de déclin des amphibiens (Fisher *et al.* 2009), l'homme pourrait cette fois ne pas être responsable. Toutefois, les espèces fragilisées par les polluants et la perte d'habitat sont beaucoup plus à risque que les autres (Wake & Vredenburg 2008) et l'être humain est probablement impliqué dans la transmission de la maladie d'un continent à l'autre (Fisher *et al.* 2009).

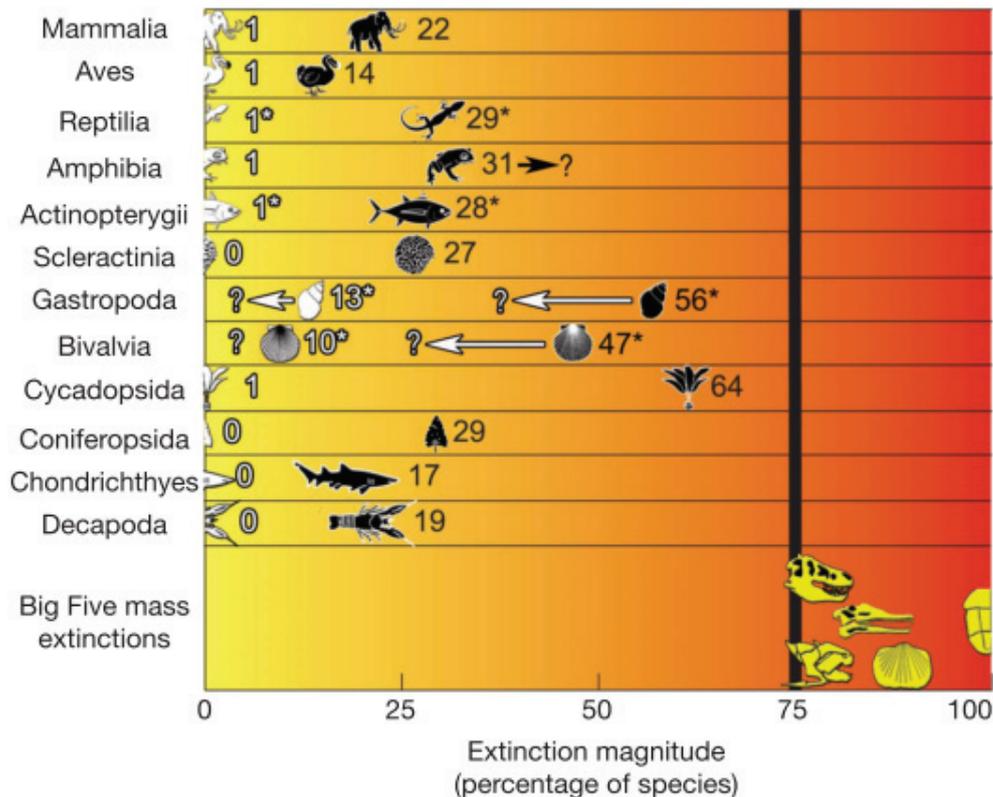
La perte de biodiversité apparaît également très forte dans la forêt amazonienne. D'après Hubbell et He (2008), cette région abrite environ 11,000 espèces d'arbres de taille moyenne et de grande taille. Parmi ces espèces, 5,000 ont une petite aire de distribution avec moins de 10,000 individus. Le risque de disparition à court terme pour ces espèces est élevé (de 37 à 50%) si l'activité de déforestation est maintenue à son taux actuel. Les espèces d'arbres ne seront bien sûr pas les seules à souffrir puisque leur déclin aura des répercussions sur les autres espèces qui interagissent avec elles (Hubbell & He 2008).

Ainsi Wilson (1992) a estimé que le taux d'extinction annuel sur notre planète était d'environ 0.25% (soit un minimum de 12,000 espèces chaque année; Wilson 1992). Même si de telles estimations ne font pas consensus et sont à considérer avec prudence (Stork 2010), la plupart des auteurs s'accordent sur le fait que les conséquences des changements environnementaux tels que les changements climatiques sur la biodiversité sont aujourd'hui alarmantes (Bellard *et al.* 2012).

Les mammifères ne passent pas au travers de cette crise d'extinction. A l'heure actuelle, 22% de l'ensemble des espèces connues de cette classe de vertébrés sont menacés d'extinction ou éteints (Barnosky *et al.* 2011; Figure 1). Ceballos and Ehrlich (2002) ont dressé un bilan des changements d'aires de distribution de 173 mammifères terrestres dans le monde, espèces pour lesquelles les répartitions passées sont connues (*i.e.*, données datant en majorité du 19<sup>ème</sup> siècle, essentiellement pour des espèces de tailles moyenne et grande) et actuelles (Ceballos & Ehrlich 2002). Ces auteurs se sont

intéressés aux extinctions populationnelles. Ainsi, les mammifères étudiés ont perdu en moyenne 50% de leurs répartitions passées. Les zones qui se sont majoritairement vidées ont soit une forte densité humaine soit une forte activité d'exploitation humaine (*i.e.*, agriculture, chasse, élevage). Par exemple, en Afrique, c'est dans la région du Sahara que les pertes ont été les plus importantes à cause de la chasse pour la viande, la chasse sportive, la désertification et la compétition avec les animaux domestiques. Il est à noter que la grande maille utilisée pour mesurer les aires de répartition a empêché les auteurs d'obtenir une représentation à l'échelle locale, si bien que ces résultats sous-estiment très probablement les pertes. De plus, cette étude a été réalisée il y a dix ans et la situation s'est probablement dégradée pour bon nombre de ces espèces. Par exemple, les auteurs font référence au rhinocéros noir (*Diceros bicornis*) et au rhinocéros de Sumatra (*Dicerorhinus sumatrensis*) comme étant à risque, et la situation de ces deux grandes espèces s'est depuis nettement aggravée (Graham-Rowe 2011; Milliken & Shaw 2012; Nicholls 2012).

**Figure 1: Taux d'extinction parmi les taxa catégorisés par l'IUCN comparés aux 75% perdus pendant les périodes d'extinctions massives.** A côté de chaque taxon à icône noire est indiqué le nombre d'espèces classées comme menacées d'extinction, éteintes à l'état sauvage (EW) ou éteintes. A côté de chaque taxon à icône blanche est indiqué le nombre d'espèces EW ou éteintes. Les astérisques indiquent les espèces pour lesquelles une très faible proportion a été catégorisée. Les flèches blanches montrent les catégories pour lesquelles le taux d'extinction est probablement sous-estimé (Barnosky *et al.* 2011).



## 1.2 Conséquences multiples de la perte de biodiversité et établissement des priorités

Même si les taux de disparition sont difficiles à estimer, nous traversons une période d'extinction marquée qui semble s'aggraver. Les prédictions ont tendance à sous-estimer le problème à cause du décalage entre le changement environnemental et l'extinction de l'espèce (Krauss *et al.* 2010). Les études qui sont le plus souvent conduites au niveau local et à court terme pourraient également entraîner une sous-estimation de la perte de biodiversité effective car les effets observés ou prédits des menaces sur la biodiversité sont d'autant plus grands qu'on se place à des échelles de temps (Tilman *et al.* 2001) et d'espace (Duffy 2009) élevées. La perte de biodiversité est un problème majeur à plusieurs points de vue. Du point de vue écologique, elle peut

entraîner une modification des habitats (*i.e.*, perte d'espèces clé-de-voute telles que les espèces ingénieuses; voir les "modificateurs" dans Mills *et al.* 1993), perturber les cycles biogéochimiques ou encore le fonctionnement d'une chaîne trophique. Il a été démontré que la perte de biodiversité entraînait une réduction de la capacité de la communauté à absorber et transformer les ressources essentielles présentes dans l'environnement, comme l'eau, les nutriments et la lumière. Par exemple, la diversité algale dans l'eau augmente la captation de nitrogène dans le milieu (Cardinale 2011). L'environnement le plus riche en espèces sera également plus stable au cours du temps en termes de production de biomasse et d'absorption des nutriments. Plus l'écosystème est diversifié, plus il est productif grâce à deux mécanismes combinés: plus il y a d'espèces dans l'écosystème, meilleure est leur complémentarité, et plus il a de chance de contenir des espèces dominantes qui vont être très productives (Loreau 2000; Loreau & Hector 2001). Enfin, la perte d'une espèce ou d'une autre va avoir un impact très différent. Par exemple, au sein d'une chaîne trophique, la perte d'une espèce qui a une fonction redondante aura un effet moins important que la perte d'une espèce clé-de-voute telle qu'un prédateur clé-de-voute (Mills *et al.* 1993; Estes *et al.* 2011). De plus, ces perturbations de la chaîne trophique peuvent être irréversibles (Bundy & Fanning 2005). D'un point de vue anthropocentrique, cette perte de productivité des écosystèmes pourrait réduire les services écosystémiques tels que la production de nourriture, de fibres ou de biocarburants (Ehrlich & Ehrlich 1992; Cardinale *et al.* 2012).

En dehors de cette analyse fonctionnelle de la perte de biodiversité, la disparition des espèces pose un problème éthique. En effet, les causes actuelles d'extinction des espèces sont majoritairement liées aux activités humaines (*i.e.*, pollution, perte d'habitat, introduction d'espèces invasives et surexploitation; Avise *et al.* 2008). Ainsi notre espèce est responsable de la disparition d'autres espèces. D'un point de vue humain, si comme montré précédemment les écosystèmes qui perdent de la biodiversité sont moins productifs, cela pose un problème moral envers les générations à venir de continuer à surexploiter les ressources. En effet, elles auront ainsi moins d'opportunités pour subvenir à leurs besoins (Burger *et al.* 2012). Les membres actuels de l'espèce humaine ont la responsabilité de maintenir un environnement aussi riche et aussi beau<sup>1</sup> qu'ils l'ont trouvé pour les générations à venir (Ehrlich & Ehrlich 1992; Norton 2000). Les espèces non humaines ont également le "droit" de vivre et notre responsabilité en tant qu'espèce dominante sur la planète serait de préserver la

---

<sup>1</sup> La valeur esthétique de la biodiversité est difficile à quantifier. C'est sur elle qu'est basée l'exploitation non-consommatrice de la vie sauvage comme l'écotourisme (Chardonnet, 2002).

biodiversité en limitant l'exploitation et en investissant dans la conservation (Ehrlich & Ehrlich 1992).

Aujourd'hui, au regard de la vitesse à laquelle la biodiversité s'amenuise, il faut établir des priorités pour diriger les efforts de conservation. Il n'est pas possible, par manque de temps, de moyens humains et financiers de protéger toutes les espèces en déclin. Le sentiment de responsabilité humaine envers les autres espèces pousse les conservationnistes à mettre en œuvre tout ce qui est possible pour sauver une espèce en voie d'extinction. C'est le cas par exemple du rhinocéros de Sumatra cité précédemment. La perte d'habitat et le braconnage ont poussé cette espèce à la limite de l'extinction. D'après Nicholls (2012), il resterait à l'heure actuelle 200 à 300 individus repartis en trois populations isolées dans le Sud Est de l'Asie. Les individus seraient tellement éparés qu'ils ne parviennent pas à se rencontrer pour se reproduire (Nicholls 2012). L'auteur décrit les mesures drastiques qui sont prises pour essayer de sauver l'espèce. Ainsi, la seule possibilité qu'il resterait serait de faire de la reproduction assistée entre les individus restants, le petit nombre d'individus dans chacune des populations rendant toute mesure de translocation trop risquée. Ces mesures, en plus d'être extrêmement coûteuses, ont peu de chances de succès étant donné le potentiel génétique extrêmement faible de la population qui, au regard du nombre d'individus, aura perdu toute capacité d'adaptation et de la grande difficulté qu'a cette espèce à se reproduire en captivité (Nicholls 2012; Rabinowitz 2012). Ainsi, le plus grand challenge des conservateurs d'aujourd'hui serait d'accepter qu'il est parfois trop tard, qu'une espèce a des chances trop faibles de survivre quelque soit la méthode de gestion employée et qu'il est alors préférable de concentrer ses efforts sur des espèces menacées qui ont une chance plus raisonnable de survivre (Nicholls 2012).

Devant les taux de déclin enregistrés, il est nécessaire de concentrer les efforts sur les espèces dont la conservation va être bénéfique à la plus large échelle. Ces espèces rentrent dans quatre catégories : les espèces indicatrices, les espèces ombrelles, les espèces clés-de-voute et les espèces étendards. Une même espèce peut appartenir à plusieurs de ces catégories. Une espèce indicatrice renseigne par sa présence, son abondance ou son succès reproducteur sur la qualité de l'environnement (*e.g.*, son niveau de pollution ou de perturbation), comme indicateur de la tendance des populations d'autres espèces ou des zones de biodiversité élevée (*e.g.*, la petite grenouille verte *Pelophylax lessonae* pour sa sensibilité à la qualité de l'eau; Caro & O'Doherty 1999; Sahlén & Ekestubbe 2001). La notion d'espèce ombrelle repose sur

l'exigence de certaines espèces en termes d'habitat. Ce sont le plus souvent des espèces qui requièrent un domaine vital étendu (*e.g.*, black rhinos *Diceros bicornis*; Berger 1997; Caro & O'Doherty 1999). En protégeant l'habitat dont l'espèce ombrelle a besoin, les espèces qui ont un domaine vital plus petit et qui vivent en sympatrie avec elles seront protégées également (Berger 1997). Le concept d'espèce clé-de-voute repose sur le rôle écologique de l'espèce dans son environnement. Ces espèces remplissent une fonction dans l'écosystème qui va être indispensable à la survie d'une multitude d'espèces qui en dépendent (*e.g.*, le tapir pour la dispersion des graines et l'aplanissement des sols forestiers; Mills *et al.* 1993; Coppolillo 2004). La notion d'espèce étendard est beaucoup plus arbitraire. Ce sont des espèces charismatiques qui sont susceptibles d'attirer l'attention et la sympathie du public à l'échelle locale, nationale ou mondiale (*e.g.*, le condor *Vultur gryphus*; T. M. Caro & O'Doherty, 1999; Coppolillo, 2004). Ces différentes catégories ont une utilisation différente en termes de conservation (*i.e.*, optimisation de la protection de l'habitat, du maintien de l'équilibre de l'écosystème ou de l'efficacité de la mascotte pour obtenir des fonds) mais ces concepts ont tous pour rôle de prioriser les efforts de conservation qui sont limités (Simberloff 1998).

Ainsi, l'objectif actuel des programmes de conservation est de profiter à la plus grande diversité d'espèces. Dans ce même but de contribuer à la conservation simultanée d'une multitude d'espèce, nous avons choisi de nous intéresser à une activité d'exploitation. Quelque soit la méthode choisie le conservacionniste a pour objectif d'éviter de nouvelles pertes d'espèces, ce qui signifie empêcher qu'elles ne déclinent jusqu'à leur extinction. Il existe toutefois un mécanisme qui rend cette tâche encore plus difficile pour le gestionnaire : l'effet Allee.

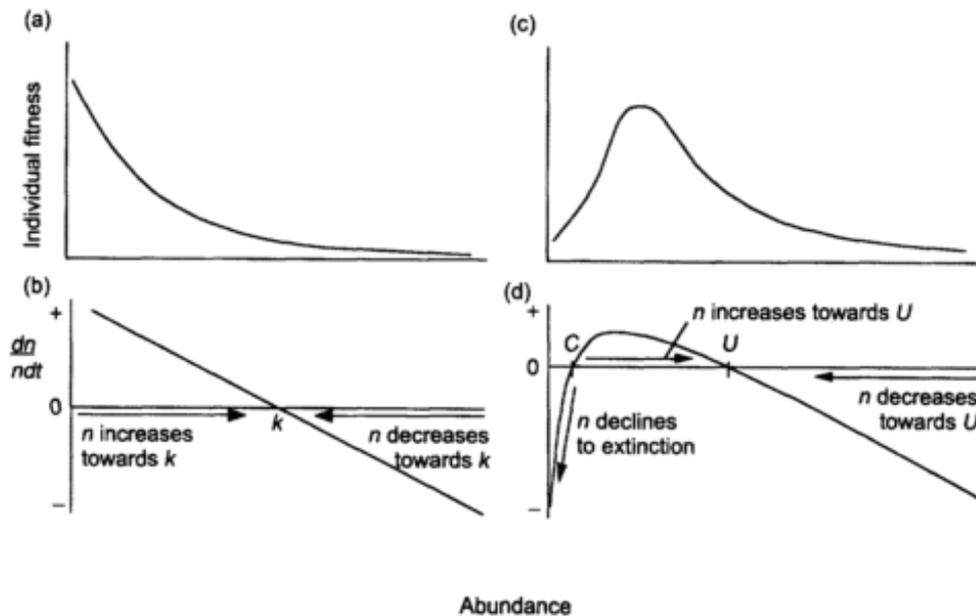
### **1.3 Un challenge supplémentaire pour les gestionnaires : L'Effet Allee**

Devant la perte actuelle de la biodiversité mondiale, les gestionnaires ont peu de temps pour tenter de réduire les différentes menaces qui en sont la cause et limiter la perte de nouvelles espèces. À cette situation d'urgence peut s'ajouter une pression supplémentaire, l'existence d'une taille de population limite. Ainsi, si le déclin causé par l'homme pousse la population au-dessous de sa taille ou densité limite il peut devenir irréversible et entraîner l'espèce dans un vortex d'extinction. Cette limite peut se définir de plusieurs manières. C'est ce mécanisme qui est nommé l'effet Allee. Il a

d'abord été mis en évidence par Warder C. Allee qui a montré qu'au sein de nombreuses espèces la présence de conspécifiques était bénéfique à l'individu (Allee 1931). Stephens *et al.* (1999) ont ensuite redéfini le mécanisme d'effet Allee comme une relation positive entre les différentes composantes de la valeur sélective d'un individu et le nombre (ou la densité) de ses conspécifiques. Ainsi la probabilité de survivre ou de se reproduire serait plus élevée au sein d'une grande population (Stephens *et al.* 1999).

Chez de nombreuses espèces, la présence de conspécifiques est un avantage pour l'individu (*i.e.*, densité dépendance inverse) jusqu'à un certain seuil. Il y a trois catégories de facteurs qui sont responsables de cette dépendance de l'individu envers un nombre minimum de conspécifiques. Premièrement, une petite population va rencontrer des problèmes de consanguinité et de perte d'hétérozygotie (Courchamp *et al.* 1999). Deuxièmement, elle va être plus sensible à la stochasticité démographique (*e.g.*, variations du sex-ratio à la naissance; Stephens & Sutherland 1999). Enfin, elle ne bénéficiera plus de la facilitation pouvant être induite par la présence de conspécifiques (*e.g.*, thermorégulation sociale, protection contre les prédateurs, apprentissage, rencontre d'un partenaire sexuel facilitée, recherche de nourriture et/ou chasse en groupe ; Alexander 1974; Macdonald 1983). Chez le lycaon *Lycaon pictus* par exemple, la protection des prises contre le kleptoparasitisme et des petits contre les prédateurs dépend de la taille du groupe (Carbone *et al.* 1997; Courchamp *et al.* 2002). Puis, plus l'effectif de la population augmente plus les ressources disponibles *per-capita* diminuent, entraînant une réduction de la performance moyenne des individus. Un individu donné n'est donc plus avantage par la présence des autres avec lesquels il doit alors rentrer en compétition (*i.e.*, densité dépendance; Figure 2).

**Figure 2: Densité dépendance et effet Allee.** a) et b) illustrent la densité dépendance, c) et d) l'effet Allee. a) et c) représentent la valeur sélective des individus en fonction de l'abondance, b) et d) représente le taux de croissance de la population en fonction de l'abondance. U et k sont des états d'équilibre stable de la taille de la population puisque des variations de l'abondance au dessus ou légèrement en dessous de la taille optimale tendront vers cet équilibre. L'équilibre instable C illustre qu'en dessous d'une certaine taille la population ne peut plus se rétablir (Stephens *et al.* 1999).



D'après Stephen *et al.* (1999), l'Effet Allee a deux composantes différentes: l'effet Allee élémentaire (qui se manifeste à l'échelle de la valeur sélective de l'individu) et l'effet Allee démographique (qui se manifeste à l'échelle du taux de croissance de la population). La relation entre valeur sélective et abondance au sein d'une population est définie par une combinaison d'effets Allee élémentaires combinés à des effets de densité dépendance. Cette combinaison peut parfois donner lieu à un effet Allee démographique (Stephens *et al.* 1999).

Pour illustrer le déclin qui peut être causé par un effet Allee, prenons l'exemple de la présence de conspécifiques qui augmente les chances de rencontre d'un partenaire sexuel. Quand l'effectif de la population diminue, il devient difficile pour une femelle de trouver un partenaire durant la période où elle est physiologiquement réceptive, ce qui entraîne un retard de l'accouplement et par là, une diminution du succès reproducteur et de la survie des juvéniles (Holand *et al.* 2006). Cette diminution du recrutement va se traduire par une diminution de l'effectif de la population qui va à son

tour entraîner une diminution du recrutement futur par le même mécanisme. Sans intervention extérieure, cette population est ainsi entraînée dans un vortex d'extinction (Courchamp *et al.* 1999) qui va la conduire à disparaître. Cette existence d'une taille limite de la population au-dessous de laquelle elle tombe dans ce vortex d'extinction est une conséquence de l'effet Allee (Courchamp *et al.* 1999).

Ainsi, le gestionnaire va devoir porter une attention particulière aux interactions qui existent entre les individus d'une population afin de la maintenir au dessus de sa taille limite de viabilité. Il doit connaître également les différents facteurs limitants qui agissent sur la population. Il existe une autre forme d'effet Allee que le gestionnaire doit prendre en compte. Elle a été mise en évidence beaucoup plus récemment et elle est liée à une caractéristique intrinsèque à l'espèce humaine : la valorisation du rare.

## **1.4 Une menace actuelle à large échelle : la valorisation du rare**

### **1.4.1 L'homme et la rareté**

Si certains animaux sont solitaires, l'Homme a un mode de vie grégaire. Au sein de l'espèce humaine, ces groupes d'individus constituent une société dans laquelle les interactions sont complexes et les différents savoir-faire sont mutualisés (Flinn *et al.* 2005). La plupart des groupes d'individus sont hiérarchisés et les membres ont différents statuts sociaux. Les personnes les plus riches ont en général les statuts les plus élevés. Aujourd'hui, les éléments qui montrent le statut social élevé de leur propriétaire sont ceux qui sont difficiles à obtenir tels qu'un produit de luxe. Un produit, pour être défini comme produit de luxe doit être désiré par la majorité mais obtenu par une minorité (Van der Veen 2003). Ainsi la plupart de ces produits de luxe sont des produits rares. Ils témoignent de la réussite du porteur. Il y a plusieurs types de produits de luxe: les consommables (*e.g.*, caviar, homard), les ornements (*e.g.*, pierres précieuses), les loisirs (*e.g.*, hôtels de grand standing) et la décoration (*e.g.*, objets d'art). Dans le marché du luxe, il existe un phénomène de mode. Ainsi, les manteaux de fourrure ont connu un grand succès en Europe jusqu'à la fin des années 80, avant que le mouvement de défense des animaux ait influencé l'opinion publique et entraîné la chute des ventes de moitié<sup>2</sup>. Depuis le début du 21<sup>ème</sup> siècle, la fourrure est de retour dans les défilés de mode et l'exploitation de plusieurs espèces dont la fourrure a été très

---

<sup>2</sup> <http://www.courrierinternational.com/breve/2004/04/05/reouverture-de-la-chasse-aux-bebes-phoques>

appréciée pendant un temps menace de reprendre<sup>3,4</sup>. Le rapport de l'homme à la rareté est complexe et repose sur des règles majoritairement abstraites qui sont propres à notre espèce. La demande pour les produits de luxe est très différente de celle pour la nourriture puisque l'une est basée sur une envie l'autre sur un besoin.

La rareté est également extrêmement valorisée dans notre société pour sa valeur intrinsèque, plus l'objet est rare plus il devient désirable (Hall *et al.* 2008). Le collectionneur de timbres ou d'insectes souhaite acquérir les spécimens les plus rares majoritairement pour sa satisfaction personnelle, le rare étant le précieux (Tournant *et al.* 2012). Dans un zoo, les visiteurs souhaiteront voir les animaux les plus rares, qui sont dans la majorité des cas les espèces menacées. Ils prennent plus de temps pour les trouver et les observer. Ils sont également prêts à investir plus d'énergie ou d'argent pour voir une espèce rare plutôt qu'une espèce commune (Angulo *et al.* 2009). Avoir la chance d'observer une espèce rare va procurer un sentiment d'excitation, de satisfaction voire de bonheur. Ceci n'est alors pas lié à une démonstration sociale, c'est uniquement une satisfaction personnelle. Enfin, la rareté peut conférer à certains produits d'origine naturelle des vertus particulières. Un produit rare va ainsi souvent être considéré comme étant un remède plus efficace contre certaines maladies qu'un produit plus répandu (exemple de *Geranium thunbergii* au Japon; Courchamp *et al.* 2006).

Pendant longtemps, ce type d'exploitation basé sur la rareté du produit n'était pas considéré comme une cause potentielle de déclin des espèces. Le déclin d'une espèce, causé par sa surexploitation, était supposé entraîner la perte de rentabilité de l'exploitation, le taux de prélèvement devenant ainsi naturellement régulé, et ne présentant pas de risque pour la persistance de l'espèce (Clark 1990). Cependant, l'exploitation de ressources qui sont rares est une menace réelle pour leur survie. En effet, il existe de multiples exemples de déclin sévère causé par une exploitation à but non substantiel (l'abalone *Haliotis sp.*; Hobday *et al.* 2001; l'otarie à fourrure *Callorhinus ursinus*; Hucke-Gaete *et al.* 2004; l'antilope tibétaine *Pantholops hodgsonii*; Harris *et al.* 1999). La gestion des espèces rares est un challenge car la rareté est synonyme de fragilité pour les ressources naturelles et de qualité pour l'espèce humaine.

La rareté "vraie" correspond à une petite taille de population et diffère ainsi de la rareté "perçue". Une espèce peut être perçue comme rare si elle a une grande aire de

---

<sup>3</sup> <http://www.courrierinternational.com/article/2000/02/24/la-fourrure-reprend-du-poil-de-la-bete>

<sup>4</sup> <http://www.courrierinternational.com/article/2005/03/03/le-groenland-veut-vendre-la-peau-de-l-ours-blanc>

répartition mais une densité faible, si elle n'est présente que dans une ou quelques petites localités, si elle est rare localement mais abondante dans d'autres sites, si elle est rarement observée à cause de son caractère élusif ou de l'inaccessibilité de son habitat, ou encore si elle est listée comme espèce menacée par des organismes de conservation, désignée comme menacée dans les médias ou la cible de mesures de protection (Hall *et al.* 2008). La rareté à laquelle nous nous intéressons ici est la rareté perçue par l'Homme. Ainsi nous utiliserons le terme rare pour désigner une espèce qui est signalée comme menacée quelle que soit la source information ou toute espèce qui a une probabilité de détection faible quelle qu'en soit la cause (*i.e.*, faible densité, petite population, comportement élusif ou endémisme).

#### **1.4.2 L'effet Allee anthropogénique (ou effet Allee artificiel)**

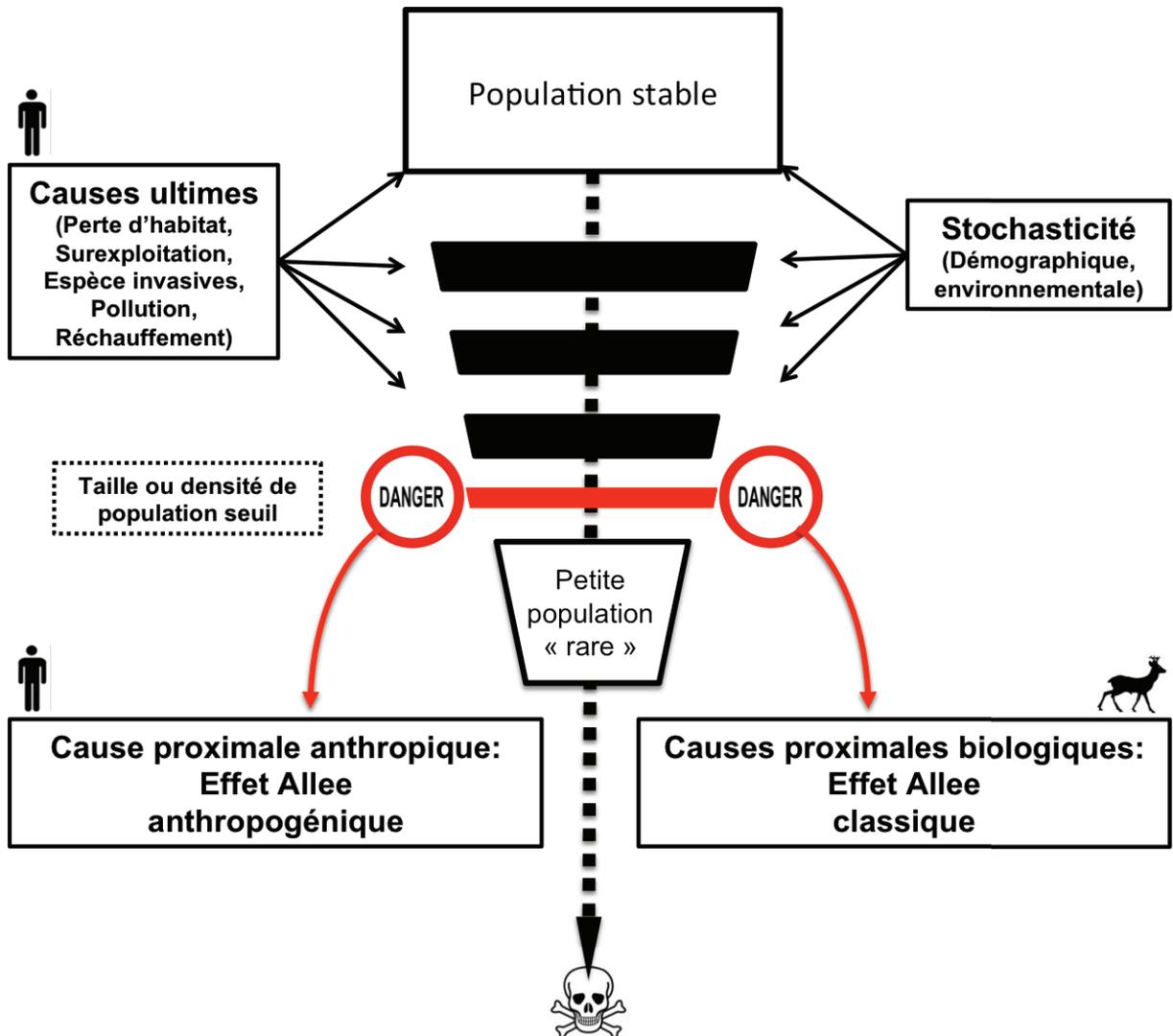
La valorisation de tout ce qui est rare par l'Homme a commencé à être considérée comme une menace à large échelle pour les ressources naturelles seulement très récemment, en 2006. Courchamp (2006) a mis en évidence le danger potentiel que représente cette caractéristique intrinsèque à l'être-humain. Similairement à un effet Allee (naturel) qui peut entraîner le déclin d'une petite population à cause de ses caractéristiques biologiques et écologiques, l'Homme est capable de causer le déclin d'une population de petite taille ou de faible densité parce qu'il la perçoit comme rare (Courchamp *et al.* 2006). En prélevant une portion de plus en plus grande d'individus à mesure que l'effectif de la population diminue, il peut créer un effet Allee artificiel.

Cet effet Allee artificiel a été nommé effet Allee anthropogénique (EAA; Courchamp *et al.* 2006). Il y a deux conditions à la présence d'un EAA dans l'exploitation d'une ressource naturelle par l'homme: (i) la rareté de l'espèce et la valeur qui lui est attribuée sont positivement corrélées, (ii) cette corrélation stimule suffisamment la demande pour que le prix de vente soit supérieur au coût croissant de l'exploitation de l'espèce qui se raréfie. Si ces deux conditions sont remplies, l'exploitation de l'espèce rare réduit l'effectif de la population, ce qui augmente sa valeur et stimule l'exploitation. Le taux de mortalité augmente alors à l'intérieur de la population entraînant une diminution de son taux de croissance. Ainsi, dans le cadre d'un effet Allee anthropogénique, similairement à un Effet Allee naturel, la valeur sélective d'un individu est positivement corrélée au nombre (ou la densité) de ses conspécifiques. Si aucune mesure de protection n'est prise, l'exploitation peut continuer

jusqu'au prélèvement du dernier individu (qui pourrait alors avoir atteint une valeur financière démesurée). L'espèce est alors prise dans un vortex d'extinction.

La nature du vortex d'extinction retrouvé dans les deux types d'effet Allee est différente. Le vortex d'extinction causé par un EA est créé lorsque l'effectif de la population atteint un seuil minimum. La population est alors aspirée dans ce vortex d'extinction. Au contraire, le vortex d'extinction anthropogénique est créé par l'homme sur une espèce perçue comme rare puis entretenu par l'homme jusqu'à l'extinction potentielle de l'espèce. Une espèce qui est prise dans un vortex d'extinction d'origine anthropique ne présente pas forcément un effectif inférieur à l'effectif limite qui conduirait la population à son extinction par un effet Allee. Si l'exploitation humaine s'arrête, la population sera susceptible de se rétablir. Au contraire une population qui est au-dessous de cet effectif limite ne pourra pas se rétablir, sauf peut-être si d'autres populations existent et qu'une intervention humaine (*e.g.*, réintroductions, translocations) est possible. Ainsi une population peut potentiellement être soumise à un effet Allee naturel, à un effet Allee anthropogénique ou aux deux effets Allee simultanément (Figure 3). La prise en compte du potentiel d'occurrence de ces deux types d'effet Allee au sein d'une population est cruciale pour sa conservation.

Figure 3: Les facteurs externes et les facteurs propres à l'espèce qui peuvent conduire à son extinction.



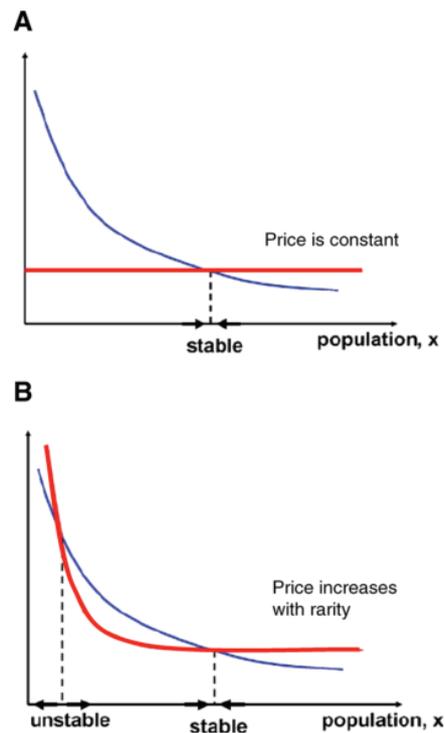
Le comportement de la demande lorsqu'il y a ou non valorisation de la rareté est très différent. Premièrement, lorsqu'il n'y a pas de valorisation de la rareté, la demande augmente quand le prix d'achat diminue et inversement. Par exemple, lorsque la demande est créée par un besoin de la ressource pour survivre, la rareté est loin des préoccupations. Lorsque le prix d'achat de la première ressource augmente, la demande va se concentrer sur une autre ressource et inversement (*e.g.*, consommation de viande de brousse inversement corrélée à la consommation de poisson; Brashares *et al.* 2004). La demande est ainsi élastique. Deuxièmement, lorsqu'il n'y a pas de valorisation du rare mais que la ressource est irremplaçable, la demande est totalement inélastique. L'augmentation des prix ne va donc pas dissuader les acheteurs. Enfin, lorsque la rareté du produit augmente sa valeur, dans le cadre d'un EAA, plus la population est réduite plus les acheteurs seront prêts à payer le prix fort pour l'obtenir. En d'autres termes,

plus la rareté augmente moins la demande est élastique (Table 1). Ainsi, même si la raréfaction de l'espèce entraîne des pertes pour l'exploitant (*i.e.*, probabilité de capture réduite, besoins matériels et humains plus grands qui entraînent un coût d'exploitation croissant), la hausse des sommes que les clients sont prêts à investir dans un produit qui se raréfie peut compenser voir dépasser ses pertes et conserver la profitabilité de l'exploitation, voire l'augmenter (Figure 4).

**Table 1: Les différents effets possible de la rareté perçue sur le comportement des consommateurs (soit les changements dans la quantité achetée à un prix donné; Hall, 2008)**

Effet de la rareté	Conséquence sur la demande	Exemples
Effet mineur de la rareté, disponibilité de substituts	Courbe de demande normale, le consommateur achète moins quand le prix augmente	Consommation de viande de brousse
Pas de substitut pour le produit, la demande reste élevée quand l'espèce est rare	Courbe de demande très fortement inélastique, l'augmentation du prix ne dissuade pas l'acheteur	Collection d'insectes, ingrédients de la médecine traditionnelle chinoise
La rareté elle-même rend l'espèce plus désirable	La demande augmente et/ou devient de moins en moins élastique à mesure que la population décline	Chasse aux trophées, produits de luxe

**Figure 4: Démonstration d'un effet Allee anthropogénique avec un modèle simple de population exploitée.** Le prix (par unité de prélèvement; ligne rouge et épaisse) et le coût (par unité d'effort; ligne bleu et fine) de l'exploitation de la ressource sont présentés en fonction de son abondance. A et B: L'exploitation est rentable au dessus d'une abondance minimum (équilibre stable). La demande n'est pas liée à la rareté. B: La demande est liée à la rareté. Il existe un intervalle d'abondance à l'intérieur duquel l'abondance de l'espèce n'est plus assez grande pour que l'exploitation soit rentable mais pas encore assez faible pour qu'elle soit considérée comme rare. Puis lorsque l'abondance est très faible, l'espèce devient rare, le prix de vente augmente et dépasse le coût d'exploitation. Ce modèle s'applique en cas d'absence de régulation de l'exploitation (Courchamp *et al.* 2006).



L'EAA s'applique dans plusieurs marchés d'exploitation des ressources naturelles dans lesquels la rareté est valorisée pour des raisons différentes (Table 2). Le marché du luxe dont on a parlé précédemment présente toutes les caractéristiques pour un EAA (Gault *et al.* 2008). Dans la catégorie des phénomènes de mode, il y a également les Nouveaux Animaux de Compagnie (NACs), qui est une menace grandissante pour la biodiversité. Cette activité est de plus en plus répandue et les saisies dans les aéroports se multiplient d'après les informations fournies par le *wildlife trade monitoring network* (TRAFFIC) et par la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES). Un nombre croissant de tortues, de singes, de serpents ou encore d'oiseaux sont exportés dans le monde entier pour être ensuite vendus comme animaux de compagnie.

Ce marché concerne en majorité des espèces attendrissantes ou qui ont une morphologie particulière telles que le gecko satanique à queue de feuille (*Uroplatus phantasticus*), le cacatoès soufré (*Cacatua sulphurea*) ou encore la tortue à nez de cochon (*Carettochelys insculpta*). Ces trois espèces ont été classées par la World Wild Foundation (WWF) parmi les 10 espèces de NACs les plus demandées dans le monde.

**Table 2: Intérêt supposé des espèces rares dans les différents marchés d'exploitation qui peuvent créer un EAA (d'après Courchamp *et al.* 2006).**

Marché d'exploitation	L'espèce rare :	Type d'activité
Les produits de luxe	Témoigne du pouvoir économique et du statut social	Consommatrice
La médecine traditionnelle chinoise	A des propriétés médicinales supposées	Consommatrice
Les NACs	Est à la mode	Consommatrice
Les collections d'insectes	Détermine la richesse de la collection	Consommatrice
La chasse aux trophées	Témoigne des qualités du chasseur et/ou de son pouvoir économique	Consommatrice
L'écotourisme	Apporte une satisfaction personnelle	Non-consommatrice

D'autres activités humaines, telles que l'écotourisme, sont susceptibles de créer un EAA. Il a été montré sur les orques que plus la population est petite, plus le nombre et la taille des bateaux est grande (Bain 2002). Ainsi les visiteurs voudraient voir les espèces les plus rares. Cependant, le bruit (Williams *et al.* 2002; Griffin & Bain 2006) et les dommages causés par le déplacement des touristes dans les milieux naturels a des conséquences néfastes sur la population telles qu'une augmentation de la mortalité aussi dans le milieu terrestre que le milieu marin (*e.g.*, pollution, piétinement, collision par les voitures ou blessure par les hélices des bateaux; Courchamp *et al.* 2006).

Le marché de la médecine traditionnelle chinoise est également susceptible de créer un EAA chez les espèces cibles. La différence majeure entre cette activité et toutes les autres activités où il peut y avoir un EAA tient dans les propriétés supposées qui sont attribuées à la rareté. Jusqu'ici, nous nous sommes intéressés aux aspects ayant trait à la démonstration sociale et à la satisfaction personnelle liés à l'acquisition d'une ressource rare. Une espèce rare est également considérée d'une manière encore plus abstraite, voire surnaturelle, comme ayant des vertus médicinales plus grandes qu'une espèce commune. La culture asiatique leur attribue donc une grande valeur

thérapeutique. Ainsi, un grand nombre d'espèces menacées apparaissent dans les recettes du grand livre de la médecine traditionnelle chinoise et les produits équivalents d'élevage ou de synthèse sont inefficaces pour réduire la pression qui pèse sur les espèces sauvages (Drury 2009) car les croyances populaires leur prodiguent une efficacité faible ou inexistante. Par exemple, le rhinocéros de Sumatra est braconné pour ses cornes auxquelles sont prêtées des vertus médicinales. Les quelques événements de reproduction dans la seule population qui compte plus de 50 individus pourraient présenter un fort taux de consanguinité et dans les deux autres populations, la trentaine d'individus restants est trop dispersée pour permettre la reproduction sans une intervention humaine. Le rhinocéros de Sumatra se trouve à l'heure actuelle virtuellement dans ce vortex d'extinction créé par un EAA. Les autres espèces de rhinocéros pourraient rapidement se trouver dans la même situation (Graham-Rowe 2011).

Les collections d'insectes dont on a parlé précédemment présentent également les caractéristiques propices à un EAA (Tournant *et al.* 2012). Enfin, la dernière activité humaine qui est susceptible de créer un EAA pour de multiples espèces est la chasse aux trophées (Courchamp *et al.* 2006). En effet, les chasseurs de trophées ont soif d'aventure et de challenge. C'est pourquoi les "big five" sont les espèces qui sont le plus demandées pour la chasse aux trophées depuis l'époque coloniale jusqu'à nos jours. Ce sont les espèces les plus dangereuses à chasser à pied. Le second critère de sélection d'une espèce, mis en avant par les chasseurs de trophées, est la taille du trophée. Toutefois, une analyse sur le prix des trophées des Caprinae, Courchamp *et al.* (2006) a montré que, quelle que soit la taille du trophée, les prix les plus élevés sont ceux des espèces de *Caprinae* les plus rares. Ainsi, les espèces rares seraient parmi les plus prisées. Nous pouvons faire l'hypothèse que les chasseurs de trophées recherchant le challenge et la difficulté seront intéressés par la chasse d'une espèce rare. De plus, la chasse aux trophées concerne majoritairement de grandes espèces de mammifères<sup>5</sup> (voir Appendice 1 de Palazy *et al.* 2012). Les espèces de grande taille ont une densité faible (*e.g.*, grands herbivores; Damuth, 1981) et un taux de croissance exponentiel de population faible (Fenchel 1974) mais les grands herbivores ont pour leur taille un taux de croissance maximum plus élevé que les autres grands mammifères (Gaillard & Festa-Bianchet 2000). A cause de ces caractéristiques biologiques et de leur sensibilité accrue aux facteurs environnementaux tels que la perte d'habitat, ces espèces ont le risque

---

<sup>5</sup> Cardillo *et al.* (2005) définit la catégorie des grands mammifères comme étant les espèces de plus de 3 kg.

d'extinction le plus élevé et la vitesse de déclin la plus grande (Bodmer *et al.* 1997; Cardillo *et al.* 2005). Au regard du pouvoir économique de la chasse aux trophées, de la sensibilité et de la diversité des espèces concernées, nous avons choisi d'étudier l'occurrence d'un effet Allee dans la chasse aux trophées et les conséquences pour la conservation des espèces cibles.

## **2. L'homme et l'exploitation des espèces animales**

### **2.1 La chasse aux trophées: définitions et historique**

#### **2.1.1 Les différents types de chasse**

Il existe un grand nombre de types de chasse différents. Ces catégories ne se distinguent pas sur des critères stricts et les différents auteurs ne donnent pas des définitions identiques. Pour éviter toute confusion, nous allons redéfinir les termes tels qu'ils seront utilisés dans cette étude. La chasse se divise d'abord entre chasse de subsistance, chasse commerciale (*i.e.*, vente de la viande) et chasse récréative ou sportive (Loveridge *et al.* 2006a). Cette première différenciation semble assez simple. Le chasseur sportif peut également avoir un intérêt pour la viande mais il ne dépend pas de cet apport en protéine pour survivre. La chasse récréative englobe tous les types de chasse qui sont pratiqués pour le plaisir et peut encore se diviser en deux groupes: ceux qui sont intéressés en priorité par le trophée et ceux qui n'ont pas ou peu d'intérêt pour le trophée (*e.g.*, aide au contrôle d'une espèce en conflit avec les activités humaines, partie sociale de la chasse et/ou viande). Dans ce projet, nous avons étudié un type de chasse récréative dont l'objectif premier est la récolte du trophée : la chasse aux trophées.

#### **2.1.2 Le trophée**

Les trophées sont utilisés dans tous les sports ou loisirs où il y a de la compétition. Un trophée a plusieurs rôles: il est le témoin direct d'un exploit, d'une qualité ou d'une capacité physique ou psychique de son porteur. Il motive les participants à se surpasser pour l'obtenir et devenir le souvenir impérissable d'un jour particulier. Ils sont le symbole du succès du porteur lors de l'épreuve (*e.g.*, une chasse; Eliason 2008).

Le terme trophée prend tout son sens dans la compétition. *Trophée* vient du latin *Trophaeum* qui signifie “monument de victoire”<sup>6</sup>. Il existe plusieurs définitions au mot trophée. La définition qui nous est la plus familière est celle d’un objet qui témoigne d’une victoire au cours d’une épreuve, surtout sportive. Toutefois, le trophée a d’abord été l’armure d’un ennemi vaincu que l’on dressait dans l’antiquité comme un tronc d’arbre ou encore le monument commémoratif d’une victoire où figuraient les dépouilles de l’ennemi. Il est intéressant de noter la récurrence du terme victoire dans ces définitions. Nous allons utiliser le terme trophée comme étant une partie d’un animal tué à la chasse. Le trophée prélevé sur l’animal peut prendre la forme de cornes, de bois, de défenses, d’une peau, de dents, du crâne ou du corps entier.

### 2.1.3 Origines de la chasse aux trophées

Les débuts de la chasse aux trophées datent de la préhistoire. Elle se pratique aujourd’hui en tant qu’activité commerciale partout dans le monde. La chasse aux trophées commerciale a commencé à se développer pendant la période de colonisation de l’Afrique par les blancs<sup>7</sup>. Les premiers hommes blancs ont mis le pied sur le continent africain au niveau du Cap de Bonne Espérance en 1488. Par la suite, jusqu’au milieu du 17<sup>ème</sup> siècle, plusieurs camps de différents pays européens ont été établis sur les côtes africaines. Des immigrants européens fuyant la guerre de 30 ans (*i.e.*, de 1618 à 1648) et d’autres chassés de leur pays rejoignent le continent africain et commencent à former des villages, à installer agriculture et viticulture. A partir du milieu du 18<sup>ème</sup> siècle, des groupes de 100 à 150 hommes partent pour de longues expéditions à la découverte des terres intérieures. Ils découvrent alors une terre riche et diversifiée regorgeant d’espèces jusque-là inconnues (Du Chaillu 1863). La colonisation du continent africain par les blancs a également été une époque de chasse intensive. Les colons chassaient pendant leurs longues expéditions pour se nourrir et pour faire du troc avec les autochtones. La chasse permettait également d’approvisionner les nouveaux villages. Au milieu du 18<sup>ème</sup> siècle, la chasse commerciale se met très vite en place, majoritairement pour l’ivoire, mais aussi pour les peaux (Robineau 1967). La chasse est alors uniquement motivée par la nourriture et le profit.

---

<sup>6</sup> Définition du dictionnaire Larousse 2010.

<sup>7</sup> Pour plus de détails, Bartell Bull (1992) a écrit un ouvrage sur l’histoire de la chasse aux trophées. Pour ce qui concerne l’Afrique de l’Ouest, Pierre-Antoine Roulet (2004) a fait une compilation détaillée des informations disponibles sur la colonisation et les débuts de la chasse aux trophées dans son mémoire de thèse.

Au début du 20<sup>ème</sup> siècle, la période d'expansion coloniale est achevée et les colonies africaines manquent d'occidentaux. Afin de les attirer sur le continent et de développer ces colonies, une grande propagande est menée. Elle prône notamment les mérites de la chasse aux fauves. C'est alors que la chasse en tant que loisir fait son apparition. Les colons échappent aux conditions difficiles de la vie dans les colonies en pratiquant intensivement cette activité pour leur plaisir. La chasse devient alors un moyen de montrer sa bravoure et sa virilité (De Trévières 1942). Elle est également un privilège des colons, interdite aux autochtones (Adams 1992). Le besoin en nourriture des nouveaux arrivants européens et des ouvriers autochtones entraîne une exploitation de la viande de brousse de plus en plus importante. La chasse commerciale est alors pratiquée à grande échelle, mais comme activité annexe. Toutefois, dans les années 1920, la rentabilité de l'activité entraîne la spécialisation de certains hommes qui deviennent alors chasseurs professionnels. L'exploitation des éléphants *Loxodonta africana* pour l'ivoire est intensive (Temporal 1989), mais l'éléphant étant également considéré comme un animal légendaire, chasse commerciale et chasse récréative se mêlent étroitement (Figure 5). Le déclin des populations d'éléphants a entraîné la mise en place des premières restrictions de leur exploitation à partir des années 1930. Une partie des chasseurs professionnels spécialisés sur l'ivoire ont donc été contraints de changer d'activité et certains ont choisi de se reconvertir en guides de chasse professionnels (Temporal 1989). C'est ainsi que les premiers safaris de chasse ont fait leur apparition. Ces safaris sont de véritables expéditions de plusieurs mois, constituées de 100 à 150 hommes, qui portent le matériel et la nourriture.

**Figure 5: Éléphant d'Afrique *Loxodonta africana*, Afrique du Sud.** C'est une des 5 espèces considérées comme les plus dangereuses à chaser à pied ("Big five").



L'intérêt pour la chasse aux trophées s'est donc développé au début du 20<sup>ème</sup> siècle. Les excès de la chasse commerciale (Hunter 1952) et la diminution des ressources qui en ont résulté (Adams *et al.* 2003) ont entraîné une évolution des discours vers la préservation des ressources ainsi que la qualité de la chasse plutôt que la quantité d'individus tués. Il semblerait que les récits de Théodore Franklin Roosevelt sur son expédition d'un an en Afrique de l'Ouest en 1908 aient contribué au développement de cet engouement pour la chasse aux trophées (Roosevelt 1910). Les récits de chasseurs professionnels de renom, comme Frederick Courteney Selous, racontant leurs aventures dans cette Afrique généreuse, dangereuse et mystérieuse ont probablement éveillé des envies chez bon nombre d'Européens. Après la première guerre mondiale, à partir de 1919, la demande étant grandissante, de plus en plus de locaux ont choisi de devenir guides de chasse et cette activité a commencé à se développer. Mais ce n'est qu'après la seconde guerre mondiale que la chasse aux trophées en tant qu'activité économique a commencé à être mieux organisée et contrôlée (Booth 2005).

L'expansion de cette activité a été largement aidée par le développement des transports aériens et terrestres, ces derniers (*e.g.*, camions, véhicules "tout terrain") permettant un accès facilité à des territoires reculés. L'amélioration de l'armement (*i.e.*, armes plus légères, plus puissantes, et plus sûres) a aussi fini d'ouvrir la pratique de la chasse au plus grand nombre (Roulet 2004).

## 2.2 Impacts de la chasse sélective sur les populations d'ongulés

Par définition, les chasseurs de trophées sont sélectifs et prélever les mâles qui correspondent au plus près à leurs critères de sélection (*e.g.*, grand trophée, animal de grande taille; Milner *et al.* 2007). Les populations d'ongulés représentent 88% de l'ensemble des espèces actuellement chassées pour leurs trophées (Palazy *et al.* 2012). Nous allons d'abord faire un bilan des différents impacts qu'a cette chasse sélective sur les populations d'ongulés (cf. Garel 2006 pour plus de détails). Il est toutefois important de noter que plusieurs espèces de carnivores sont également la cible de la chasse aux trophées (*e.g.*, félins, ursidés, canidés). Nous nous intéresserons à ces espèces dans le chapitre 3.

### 2.2.1 La dynamique des populations d'ongulés

La dynamique d'une population d'ongulés est fortement structurée en classes d'âge et en sexe. Il semble toutefois que la survie des juvéniles et la reproduction des femelles primipares soient les paramètres de la population qui contribuent le plus aux changements des taux de croissance observés dans les populations (Gaillard & Festa-Bianchet 2000). La dynamique d'une population est soumise à la stochasticité environnementale (variations inter-annuelles de survie et de reproduction causées par le climat, la prédation, les maladies ou la chasse) et à la densité dépendance (Gaillard & Festa-Bianchet 2000)<sup>8</sup>. La densité dépendance chez les ongulés se traduit par exemple par une augmentation de la mortalité des juvéniles et une diminution de la reproduction lorsque la densité de la population est élevée (Bonenfant *et al.* 2009). Dans un environnement non perturbé par l'Homme, la croissance de la population est limitée principalement par la prédation, le climat, les maladies et la disponibilité de la nourriture. A cause de la forte structure en âge et en sexe des populations d'ongulés, la

---

<sup>8</sup> La stochasticité démographique influe également sur la dynamique d'une population mais comme c'est la probabilité qu'un individu de mourir ou de se reproduire au sein d'une population, elle n'est souvent prise en compte que dans le cas des petites populations (Lande, 1993).

chasse sélective focalisée sur une classe d'âge ou un sexe peut avoir des conséquences multiples sur la population aux niveaux démographique et évolutif.

## 2.2.2 L'exploitation par l'homme: impact à court et à long terme

### 2.2.2.1 Impact à court terme du prélèvement des mâles les plus âgés

#### *Baisse de la fécondité*

Le premier effet que peut avoir le prélèvement des mâles les plus âgés sur la population est la baisse de la fécondité des femelles. Premièrement, même si la majorité des espèces chassées pour leurs trophées sont polygynes, les mâles sont limités dans leur potentiel d'insémination et, si le sex-ratio est très biaisé en faveur des femelles, l'ensemble des femelles matures sexuellement ne peuvent plus être fécondées (Prothero *et al.* 1980; Ginsberg & Milner-Gulland 1994). Deuxièmement, les mâles les plus âgés qui sont également les plus grands auraient des testicules plus gros, ce qui aurait une influence sur la quantité de sperme produit et stocké chez les mammifères (Möller 1989). Ainsi en plus d'un sex-ratio biaisé, les mâles restants seraient moins performants pour féconder un grand nombre de femelles et il y aurait diminution du nombre de femelles inséminées (*e.g.*, Elan *Alces alces*; Solberg *et al.* 2002). Troisièmement, les mâles âgés ont en général des positions hiérarchiques élevées dans la population (*i.e.*, mâles dominants) ainsi en leur absence, la population n'est plus stable socialement et les jeunes mâles vont se battre plus souvent entre eux et pourchasser les femelles (Mouflon d'Arménie *Ovis orientalis gmelini*, Valdez *et al.* 1991; Mouflons de Dall *Ovis dalli*, des rocheuses *O. canadensis canadensis* et du désert *O. c. nelsoni*, Singer & Zeigenfuss 2002). Ce harcèlement des femelles peut entraîner une perte de poids parce qu'elles passent moins de temps à se nourrir et plus de temps à éviter les jeunes mâles (*e.g.*, Renne *Rangifer tarandus*, Holand *et al.* 2006; Wapiti *Cervus elaphus nelsoni*, Noyes *et al.* 1996; Daim européen *Dama dama*, Komers *et al.* 1999), ce qui pourrait même augmenter leur mortalité (*e.g.*, Mouton sauvage *Ovis aries*, Réale *et al.* 1996).

#### *Retard et désynchronisation des naissances*

Le prélèvement des mâles adultes peut également entraîner un retard et/ou une désynchronisation des naissances (Mysterud *et al.* 2002). En effet, un stimulus olfactif produit par les mâles déclenche l'ovulation et le changement du comportement des femelles (Gelez & Fabre-Nys 2004). Un retard de l'ovulation chez les femelles peut

aussi être dû à l'absence de mâles de qualité (Komers *et al.* 1999). Ce retard dans l'ovulation pourrait même aggraver le biais dans le sex-ratio avec une réduction consécutive de la probabilité de donner naissance à un mâle (Holand *et al.* 2006). De plus, un sex-ratio biaisé peut entraîner une réduction de la taille des mâles qui dépendent beaucoup d'énergie pour le rut et moins pour se nourrir. Ainsi leur croissance serait réduite, entraînant une diminution du dimorphisme sexuel de taille de la population (Garel *et al.* 2006). Enfin, dans des conditions non-perturbées par l'homme, le cycle de reproduction est en accord avec la phénologie de la végétation. Un retard dans les naissances va donc entraîner une baisse de la disponibilité et de la qualité de la nourriture pendant la première phase de croissance juvénile. Ainsi les nouveaux nés auront une masse corporelle plus faible à la naissance et jusqu'à l'hiver et auront ainsi une probabilité de survie réduite (*e.g.*, Cerf *Cervus elaphus*, Loison *et al.* 1999; Holand *et al.* 2006). Cette croissance juvénile réduite peut également avoir des effets à long terme sur les traits d'histoire de vie des mâles (les femelles ayant une meilleure capacité de compensation) tels que le succès reproducteur (*e.g.*, Mouflon du Canada *Ovis canadensis*; Festa-Bianchet *et al.* 2000). Malgré leur magnitude relativement faible, les effets indirects multiples que peut avoir le prélèvement des mâles adultes ne devraient pas être négligés.

#### 2.2.2.2 Impact évolutif du prélèvement des mâles à plus gros trophées

Prélever les mâles possédant les plus gros trophées va également avoir un impact à long terme sur la génétique de la population. En effet, les chasseurs de trophées sélectionnent typiquement leur cible sur un phénotype particulier, ce qui peut avoir une influence sur la trajectoire évolutive de la population (Jachmann *et al.* 1995; Harris *et al.* 2002; Festa-bianchet 2003). Au vu de la forte héritabilité des caractères de la taille du trophée (Kruuk *et al.* 2002), en réduisant les chances des plus "beaux" mâles (*i.e.*, masse corporelle et taille de trophées élevées) de se reproduire en faveur des mâles qui n'ont pas le phénotype d'intérêt pour les chasseurs de trophées, nous assistons à une microévolution phénotypique de certaines populations (Coltman *et al.* 2003). Le phénotype d'intérêt pour les chasseurs est ainsi contre-sélectionné au fil des générations (Festa-bianchet 2003).

La chasse aux trophées, en réduisant le nombre d'opportunités qu'auront les "beaux" mâles de se reproduire, entraîne une diminution de la transmission des allèles permettant le développement d'une masse corporelle et d'une taille de trophée élevées

aux générations suivantes. D'une manière plus indirecte, la chasse aux trophées va également entraîner une réduction de la proportion de mâles à grand trophées dans la population au cours du temps en modifiant la direction de la sélection naturelle en faveur des petits mâles qui ont plus de chance de survivre (Coltman *et al.* 2003; Garel *et al.* 2007). Dans des conditions naturelles, le coût de production de caractères sexuels imposants (Promislow 1992) est censé être compensé par un meilleur succès reproducteur, mais dans le cas de la chasse aux trophées, l'individu n'a pas le temps de profiter de cet avantage reproductif (Festa-bianchet 2003). Ainsi il devient plus avantageux pour un mâle d'une population intensivement chassée pour le trophée d'avoir une croissance des cornes lentes afin d'atteindre la taille d'intérêt du chasseur le plus tard possible et d'avoir ainsi plus de chances de se reproduire avant d'être tué (Garel *et al.* 2007)<sup>9</sup>. De plus les individus de petite taille vont voir leurs chances de se reproduire augmenter avec le prélèvement des mâles qui ont le plus grand succès reproducteur. Il y aurait ainsi un phénomène de micro-évolution (Merilä *et al.* 2001; Garel 2006).

Du point de vue de la biologie de la conservation, la sélectivité de la chasse aux trophées pour les mâles adultes peut ainsi diminuer le taux de croissance de cette population et la fragiliser. Du point de vue économique, les fonds colossaux générés par la chasse aux trophées dans certains pays en font une bonne source de financement potentiel pour la conservation (Lindsey *et al.* 2006). Cependant, les prix des trophées sont le plus souvent reliés à leur taille (Festa-bianchet 2003; Palazy *et al.* 2012). Ainsi la réduction de la taille des individus et de leurs trophées dans la population chassée entraîne une perte de sa valeur économique<sup>10</sup> (Garel *et al.* 2007). Les conséquences de ces pertes pourraient être importantes dans certains pays africains mais également à l'échelle globale, la chasse aux trophées étant pratiquée sur l'ensemble des continents.

## 2.3 La chasse aux trophées touristique

### 2.3.1 Les différents types de chasse aux trophées

Il existe différents types de chasse aux trophées. Ils se distinguent sur des critères subtils comme le fonctionnement de la chasse (*e.g.*, présence ou non d'un guide de

---

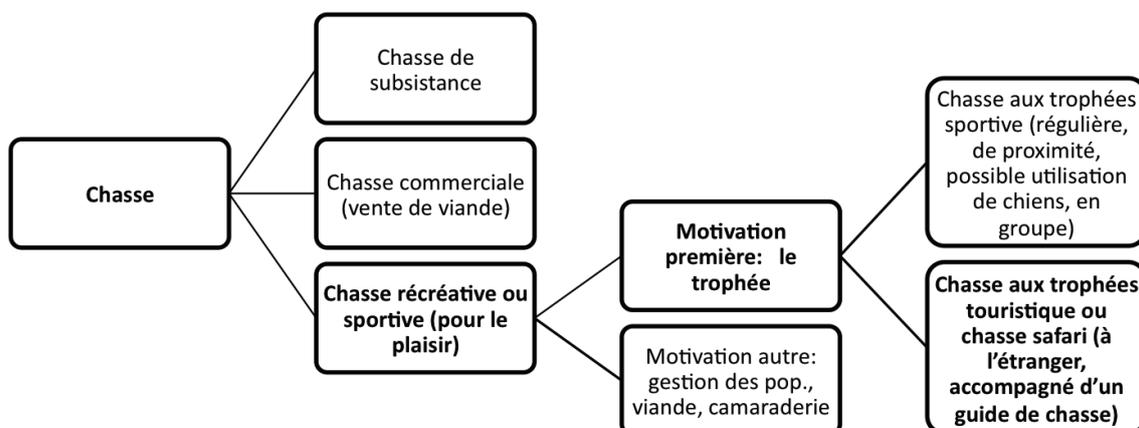
<sup>9</sup> Il est important de noter que cette théorie de sélection artificielle par la chasse ne fait toutefois pas l'unanimité (Loehr, 2007; Loeske, 2002).

<sup>10</sup> Du point de vue du conservationniste, cette perte d'intérêt du chasseur pour la population en question peut être considérée comme positive puisqu'elle peut entraîner à terme une réduction de son exploitation.

chasse), la méthode (*e.g.*, utilisation de chiens ou non), l'investissement du chasseur (*e.g.*, distance parcourue, dépenses pour la chasse) ou la fréquence de chasse (*e.g.*, chasse hebdomadaire ou annuelle). Nous pourrions ainsi définir deux types de chasse aux trophées: la chasse aux trophées sportive (*i.e.*, une activité régulière, de proximité) et la chasse aux trophées touristique ("chasse safari" ou "chasse touristique"; Figure 6). Il est effectivement difficile de considérer comme similaires le chasseur qui cible le chevreuil *Capreolus capreolus* dans la forêt qui jouxte son habitation et celui qui chasse l'hippopotame noir *Hippopotragus niger* au Mozambique. La chasse aux trophées touristique se caractérise ici par un chasseur qui paye une somme élevée pour prélever un trophée d'intérêt, un faible volume de prélèvement par chasse et elle est généralement pratiquée par un chasseur venant d'un autre pays.

Nous nous sommes intéressés à la chasse aux trophées touristique (CTT) pour plusieurs raisons. Premièrement, les chasseurs de trophées qui partent à l'étranger pour récolter leurs trophées d'intérêt sont les plus fortunés. Deuxièmement, ce type de chasse se pratique en majorité dans des pays en voie de développement (*e.g.*, pays d'Afrique et d'Asie centrale) pour lesquels cette activité a une importance économique majeure. Ainsi, la surexploitation y est plus probable que dans les pays développés. Enfin, c'est majoritairement dans les pays où il y a de la chasse aux trophées touristique que certaines espèces rares sont encore chassées.

**Figure 6: Les différents types de chasse tels que définis dans ce projet.** La différenciation des deux types de chasse aux trophées est faite sur des caractéristiques fonctionnelles. Elle a ici pour objectif de définir le profil de l'activité dans laquelle il pourrait y avoir un effet Allee anthropogénique.



### **Boite 1 : Fonctionnement actuel de la chasse aux trophées touristique**

Le fonctionnement de la CTT est très peu documenté et apparaît très diversifié. Je vais donc donner un exemple particulier de fonctionnement de la chasse aux trophées plus qu'une idée générale de son fonctionnement dans le monde.

En Afrique, elle est généralement commercialisée par une société opératrice de chasse qui vend des safaris à des clients (par le biais d'un site internet, de publicité dans des magazines spécialisés et de stands dans des réunions internationales de chasseurs). Le client peut également contacter une agence de voyage qui est située dans le pays de résidence du chasseur ou à proximité. Cette agence de voyage travaille en collaboration avec des opérateurs de chasse dans le pays de destination, qui sont responsables de l'organisation de la chasse en elle-même. Les clients ne passent pas toujours par l'intermédiaire d'une agence de voyage. Ils peuvent aussi directement contacter l'opérateur par le biais de son site web. Dans la majorité des cas, notamment en Afrique, les opérateurs louent ou possèdent une aire de chasse ainsi qu'un camp (souvent au cœur de l'aire de chasse) contenant le nécessaire pour loger les clients (Lindsey *et al.* 2007b). La société opératrice qui organise la chasse dans le pays de destination a souvent été fondée par des chasseurs professionnels qui guident eux-mêmes la chasse et font seulement appel à des chasseurs professionnels supplémentaires en cas de besoin, d'autres emploient un ou plusieurs chasseurs professionnels à plein temps. La société opératrice va également employer tout le personnel nécessaire pour le séjour de chasse: des traqueurs, des chauffeurs, des dépeceurs qui prennent en charge les bêtes abattues, ainsi que du personnel pour gérer la vie au camp (cuisinier, jardinier, mécanicien...).

Prenons l'exemple du Zimbabwe pour illustrer la partie administrative de l'organisation d'un safari (informations récoltées au sein de la Save Valley Conservancy, Zimbabwe). La chasse doit être conduite par un chasseur professionnel diplômé. Plusieurs permis doivent être obtenus pour que la chasse puisse avoir lieu. Les sociétés opératrices sont en général en charge de se procurer ces permis pour le client. Premièrement, le client doit posséder un permis de chasse qui est valable pendant la durée du séjour. Ensuite, si le client souhaite chasser une espèce dont l'exploitation est régulée par la CITES, la société opératrice doit faire une demande de permis à la CITES pour la chasser. Il devra également leur envoyer un rapport après la chasse contenant

des informations sur les animaux prélevés, la taille du trophée, le site de chasse ou encore la date. Pour les espèces non référencées par la CITES, le chasseur est libre de prélever les individus qu'il souhaite s'il est propriétaire du site de chasse. S'il chasse sur les terres du gouvernement, il doit faire une demande de permis et/ou payer des taxes pour chaque individu prélevé.

Continuons avec cet exemple pour illustrer le processus du traitement du trophée. L'animal tué est vidé et dépecé le jour même. Les employés du camp vont procéder à la première étape de la naturalisation des trophées qui permet aux trophées de se conserver jusqu'à la prise en charge par le taxidermiste (*e.g.*, débarrasser la peau des graisses ou la tête des chairs, traitement à l'eau oxygénée). Le taxidermiste (généralement le taxidermiste attitré de la société opératrice) se charge ensuite de la naturalisation et de l'envoi au client. La période qui sépare la chasse de la réception du trophée par le chasseur peut être longue. Par exemple, il se passerait au minimum une année entre la chasse et la réception des trophées depuis le Mozambique jusqu'aux Etats-Unis (communication personnelle d'un chasseur de trophées des USA au Mozambique le 04 Août 2012).

Pour ce qui est de la gestion, la CTT semble être l'activité d'exploitation de la vie sauvage la plus difficile à gérer. Plusieurs problèmes se posent: le système d'attribution des aires de chasse ou d'accès à la ressource, la durée d'attribution, les prix de la chasse, les quotas, le contrôle des sociétés opératrices et des chasseurs professionnels, l'implication des communautés locales ainsi que la pression des écologistes, économistes et gestionnaires de terrain pour une régulation et un contrôle strict et adapté (Leader-williams *et al.* 1993; Booth 2005).

### **2.3.2 La chasse aux trophées touristique dans le monde**

La majorité de la demande pour la CTT vient des Etats-Unis et d'Europe par qui elle est pratiquée depuis plusieurs siècles (Hofer 2002; Milliken & Shaw 2012). Les destinations principales sont l'Afrique, l'Amérique du Nord et l'Eurasie (Hofer 2002; Boite 2).

*En Afrique*

La CTT reste aujourd'hui essentiellement pratiquée sur le continent africain. La gestion des différentes aires de chasse est très variable selon que les terres appartiennent à l'état, aux communautés locales ou à des particuliers. Certaines zones sont dédiées à la CCT et d'autres sont réparties entre l'élevage du bétail, l'agriculture et la chasse (e.g., les Game Management Areas et les *Conservancies*; Figure 7; Booth, 2005).

**Figure 7: Hippotrague noir *Hippotragus niger* tué par un chasseur de trophées américain dans une *Conservancy* au Mozambique.** Cette espèce est classée comme '*Least concern*' par l'IUCN mais elle est localement considérée comme rare en Afrique du Sud.



En Afrique sub-saharienne, la chasse aux trophées est pratiquée dans 23 pays (Roulet 2004; Lindsey *et al.* 2006). Les 12 principaux pays de CTT en Afrique sont le Botswana, le Cameroun, l'Ethiopie, la Namibie, l'Afrique du Sud, la Zambie, le Zimbabwe, le Burkina Faso, la République Centre Africaine, la Tanzanie, le Tchad et le Bénin (Leader-williams *et al.* 1993; Roulet 2004). L'industrie de la CTT est beaucoup plus importante à l'Est et au Sud du continent que dans les autres pays (Roulet 2004). La diversité d'espèces qui sont chassées pour leur trophée est variable d'un pays à l'autre (e.g., 37 en Afrique du Sud, 72 en Ethiopie; Leader-williams *et al.* 1993).

La CTT est une activité très lucrative. Elle génère plus de US\$201 millions par an et attire un minimum de 18,500 clients sur le continent africain (Lindsey *et al.* 2007b). Les aires de chasse couvrent 1,394,000 km<sup>2</sup>, soit plus que les aires protégées (environ 1,100,000 km<sup>2</sup>; (Lindsey *et al.* 2007b). De nombreuses sociétés offrent aujourd'hui des safaris de chasse "traditionnels" pour permettre à des étrangers de vivre une expérience africaine telle que décrite dans les livres de l'époque coloniale. Le pays où la CTT est la plus développée et qui fait le plus de profit est l'Afrique du Sud (US\$100 millions et plus de 8,000 chasseurs annuellement) suivi par la Namibie, le Zimbabwe et la Tanzanie (Lindsey *et al.* 2007b).

#### *En Amérique du Nord*

Les espèces les plus couramment chassées pour leurs trophées en Amérique du Nord sont le cerf de Virginie *Odocoileus virginianus*, l'élan *Alces alces*, le wapiti *Cervus canadensis*, le puma *Puma concolor*, l'ours brun *Ursus arctos* et l'ours noir *Ursus americanus* (Bauer, 2004) mais aussi le mouflon des Rocheuses *Ovis canadensis*, l'antilopatre *Antilocapra americana*, le mouflon de Dall *Ovis dalli* et le cerf-mulet *Odocoileus hemionus* (Festa-bianchet 2003).

Différencier la chasse aux trophées sportive de la chasse aux trophées touristique est assez délicat dans cette région. En effet, l'Amérique du Nord abrite à la fois des espèces à trophées d'intérêt et elle est l'un des deux réservoirs majeurs de chasseurs de trophées. L'industrie de la chasse aux trophées est plus grande au Canada qu'aux Etats-Unis. Les espèces qui sont les plus valorisées par les chasseurs de trophées sur le territoire nord-américain sont probablement les mouflons *Ovis sp.*. L'ours noir connaît également un grand succès et est largement importé depuis le Canada vers les Etats-Unis (Bauer & Herr 2004). Certains chasseurs sont prêts à dépenser des centaines de milliers de dollars pour pouvoir chasser un individu particulier, comme observé pour le mouflon du Canada (Marty 2002).

Aux Etats-Unis, notamment au Texas, il est également possible de chasser des espèces non-natives. Il existe un grand nombre de "ranchs" privés qui proposent la chasse aux trophées d'une grande variété d'animaux exotiques majoritairement africains. Une quarantaine d'espèces différentes peuvent être chassées dans ces ranchs tels que le koudou *Tragelaphus strepsiceros*, le zèbre *Equus burchellii*, la gazelle dama *Gazella dama* ou encore l'addax *Addax nasomaculatus* ainsi que des espèces éteintes à l'état sauvage comme le cerf du Père David *Elaphurus davidianus*. Nous avons éliminé

ce type de pratique des bases de données analysées. En effet, ces espèces ne sont pas chassées dans leur aire d'origine et se reproduisent en captivité. Elles ne rentrent pas dans le cadre de notre étude de l'évaluation de la menace potentielle de la CTT pour la conservation des espèces en milieu naturel.

### *En Eurasie*

La CTT est proposée dans 35 pays eurasiatiques (seule la Scandinavie est à la fois un pays d'import et d'export de trophées; Hofer 2002). Pour organiser leur chasse en Europe, les chasseurs de trophées font appel à des agences de voyages qui travaillent avec des sociétés de chasse situées dans le pays où la chasse a lieu. On trouve de nombreuses agences de voyages qui proposent des séjours de chasse en Allemagne et en Italie. Les sociétés de chasse peuvent être privées ou gouvernementales. Le nombre de chasses organisées par an varie de 10,000 à 20,000 dans certains pays d'Europe de l'Est comme la Pologne contre quelques centaines dans les pays Asiatiques pour un total de 80,000 à 90,000 chasses organisées chaque année en Europe (Hofer 2002).

Hofer (2002) a dénombré 29 espèces d'ongulés et 15 espèces de carnivores autorisées à la chasse en Europe de l'Est et en Asie. Les offres de chasse étudiées par l'auteur concernaient préférentiellement l'élan, le chevreuil, le cerf, les espèces de mouflons et le sanglier. Toutefois, comme en Amérique du Nord, les espèces à trophées Eurasiatiques les plus valorisées par les chasseurs sont les mouflons (*i.e.*, *Argalis Ovis ammon* et urials *Ovis orientalis* ou *Ovis vignei*) bien que la majorité de ces espèces et sous-espèces soient protégées (Shackleton, 1997). Chaque année en moyenne 45,000 à 60,000 chasseurs viennent en Eurasie. Les pays qui ont le plus de succès sont la Hongrie et la Pologne. Les pays d'origine des chasseurs de trophées en Eurasie les plus représentés sont l'Allemagne, suivie de l'Autriche, l'Espagne et l'Italie. Cette activité génère €40 à €60 millions par an en Eurasie (Hofer 2002).

La demande pour la chasse aux trophées en Eurasie est encore bien présente comme l'illustre l'exemple de la Chine qui souhaite à l'heure actuelle rouvrir la chasse aux trophées qui a été interdite en 2006. Les deux espèces qui ont fait l'objet de cette demande par des agences de voyages de chasse sont la gazelle du Tibet *Procapra picticaudata* et le grand bharal *Pseudois nayaur* (Zhigang & Chunwang 2012).

### *En Océanie*

La chasse récréative en Australie et en Nouvelle-Zélande concerne en grande majorité des espèces exotiques (Dryden & Craig-Smith 2004). Elle est souvent utilisée comme outils de contrôle de ces espèces introduites considérées comme nuisibles. Ainsi l'Australie serait en dernière position dans la liste des 25 destinations favorites des chasseurs de trophées (Bauer & Herr 2004). Toutefois, une espèce native pourrait être ouverte à la chasse aux trophées sous peu. En effet, le nombre croissant de crocodiles de mer (*Crocodylus porosus*) pousse le gouvernement à considérer cette option<sup>11</sup>.

La chasse aux trophées est souvent considérée, dans les pays développés, comme une activité ancienne, voire dépassée. Cependant, la chasse aux trophées connaît encore un grand succès, notamment sur le continent africain. Il est d'ailleurs de plus en plus courant de proposer la CTT dans les zones où la biodiversité est menacée, comme un moyen de financer la conservation des espèces en question (Lewis & Alpert 1997; Lindsey *et al.* 2006; Loveridge *et al.* 2006a). Ainsi la CTT pour les espèces rares, dont les trophées peuvent atteindre des prix très élevés, pourrait être utilisée pour financer la conservation. Toutefois, l'utilisation de cette méthode de gestion pourrait être très risquée pour ces espèces en cas d'effet Allee anthropogénique.

#### **Boite 2 : Le système de gestion de la chasse aux trophées touristique (CTT)**

Le système de gestion de la CTT est peu connu et les données sur l'attribution des aires de chasse sont rares. Toutefois dans les pays Sud-Africains (tous les pays au Sud de la Tanzanie, Tanzanie incluse), qui attirent 94% des chasseurs de trophées venant chasser en Afrique (Lindsey *et al.* 2007b), quelques études ont été menées sur ce sujet. Ainsi d'après Nelson *et al.* (In press), il existe dans les pays sud-africains 4 catégories de gestion des aires de chasse. La première catégorie se trouve majoritairement en Afrique du Sud, Namibie et Zimbabwe sous forme de ranchs privés et *conservancies*<sup>1</sup> sur des terres privées (73%, 41% et 35% de la surface du pays respectivement; Bond *et al.* 2004). La chasse aux trophées est largement développée sur les parcelles de terrain privé car c'est une activité très lucrative et, depuis 1960, le gouvernement a attribué les droits d'exploitation des terres et de ce qu'elles contiennent aux propriétaires (Bond *et al.* 2004). Ces propriétaires terriens peuvent également s'allier pour former une *conservancy*, permettant d'avoir une aire de chasse beaucoup plus large et sans clôture

<sup>11</sup> <http://www.telegraph.co.uk/earth/wildlife/9330981/Australia-considers-crocodile-trophy-hunting-plan.html>

pour accueillir des grands mammifères et félins (Weaver & Petersen 2008). Le risque de surexploitation semble faible sur ces terres privées. En effet, les propriétaires ont tout intérêt à exploiter d'une manière durable pour bénéficier à long-terme de leur activité<sup>2</sup>. La deuxième catégorie de gestion des aires de chasse sont les *conservancies* gérées par les communautés locales. En Namibie, les droits d'exploitation de la vie sauvage sur les terres communales (41% de la surface du pays; Bond *et al.* 2004) sont attribués aux habitants (Jones & Weaver 2009). Ils peuvent ainsi chasser pour leur propre consommation et/ou vendre une partie des animaux à des sociétés opératrices de CTT (Nelson *et al.* In press). Les communautés locales n'auront là encore pas d'intérêt à surexploiter puisque l'ensemble des bénéfices leur revient et qu'elles perdraient une source de nourriture ainsi qu'une source de revenus si la CTT venait à s'arrêter. La chasse aux trophées sur des aires protégées gérées par l'État est le troisième type de gestion. Au Mozambique, par exemple, sur la réserve de Niassa, les aires de chasses sont attribuées par l'État à long terme (20 à 25 ans) aux sociétés opératrices. Cette période est censée être suffisamment longue pour motiver une chasse durable (Nelson *et al.* In press). Cependant, les dernières années d'attribution du contrat devraient être particulièrement contrôlées pour prévenir une exploitation intensive sur le court terme qui pourrait précéder l'arrêt des droits d'exploitation. Enfin, la dernière catégorie de gestion des aires de chasse est trouvée principalement en Tanzanie<sup>3</sup> sous la forme de réserves de chasse (GMAs). La Tanzanie a la deuxième plus grosse industrie de chasse aux trophées d'Afrique en termes de revenus (Booth 2010). Les zones de chasse sont gérées par le gouvernement et les droits d'exploitation sont attribués par les politiciens à des sociétés opératrices.

Hofer (2002) a également mené une enquête sur la distribution des droits d'exploitation des espèces à trophées en Eurasie. Dans la majorité des pays Eurasiatiques, la CTT n'est pas une activité d'exploitation de la vie sauvage majeure. Les autres formes de chasse récréative sont plus répandues<sup>4</sup>. D'après Hofer (2002) en Europe, il y a deux grands types de gestion de la CTT: le système des licences et le système des districts. En Europe Centrale, en Europe du Nord (Scandinavie) et dans quelques pays de l'Est, les droits de chasse appartiennent au propriétaire qui peut alors les exploiter lui même en les proposant directement à des chasseurs ou en les revendant à des sociétés opératrices. C'est le système de district. La majorité des pays de l'Est tels que la Hongrie, la Pologne, la Bulgarie, la Roumanie ou l'Ukraine fonctionnent sur un système de licences. Dans ce système, les droits de chasse appartiennent à l'État qui

attribue les droits d'exploitation dans les différents districts à des associations de chasse, des compagnies privées ou des compagnies publiques (*e.g.*, service de gestion des forêts; Hofer, 2002). Elles payent des taxes à l'État pour obtenir les droits d'exploitation. La chasse en Russie et dans les pays d'Asie centrale (*e.g.*, Kazakhstan) fonctionne également avec ce système de licences. Le gibier est une propriété publique. Chaque chasseur local a le droit de chasser mais doit acheter une licence par animal chassé excepté pour le petit gibier et les oiseaux. Il est libre de revendre ses droits à des touristes, des entreprises ou des sociétés opératrices. Pour les autres pays, l'auteur dispose de peu d'information. Toutefois, il semble que la Mongolie et la Chine fonctionnent sur un système de licences qui sont achetées puis revendues par un petit nombre d'agences spécialisées. Dans ces pays, les espèces ciblées par les touristes sont majoritairement des espèces protégées pour lesquelles les quotas sont définis par l'exploitant puis approuvées par l'État. Enfin, la CTT semble bien développée et contrôlée en Turquie qui possède un système de régulation propre à la chasse et un petit nombre d'agences de tourisme de chasse spécialisées.

En Amérique du Nord, la vie sauvage est censée appartenir à tous mais dans les faits, sur les terrains privés, qui représentent 70% du territoire, les propriétaires ont le contrôle sur les populations présentes sur leur terre.

<sup>1</sup>Les *conservancies* résultent du rassemblement de plusieurs aires de chasse privées ou communales pour former une grande aire de chasse qui n'est plus divisée par des barrières physiques mais en utilisant d'autres repaires (*e.g.*, routes, rivières).

<sup>2</sup>Au Zimbabwe, depuis la "land reform" qu'on peut traduire par réforme de la terre, les propriétaires terriens blancs sont menacés d'expulsion. Ce cas de figure pourrait donner lieu à une exploitation non-durable des espèces sauvages par les propriétaires terriens pendant cette période d'instabilité dans le but de maximiser le profit avant de perdre les droits d'exploitation. Il pourrait en être de même dans les autres régions qui sont politiquement corrompues ou instables.

<sup>3</sup>La Tanzanie est parfois considérée comme appartenant à la région sud-africaine et parfois à l'Afrique de l'Est.

<sup>4</sup>Dans les pays de l'Est cependant, l'Etat prend de plus en plus conscience de la valeur économique de la chasse aux trophées (Hofer 2002).

## 2.4 Objectifs et hypothèses

L'objectif général de ma thèse est d'évaluer les risques potentiels de la chasse aux trophées pour la préservation des espèces cibles. Nous avons testé au travers de différentes études l'existence d'un effet Allee Anthropogénique dans la chasse aux trophées. La valorisation de tout ce qui est rare par l'Homme va probablement s'appliquer également au contexte de la chasse aux trophées, ce qui constitue notre première hypothèse. Si les espèces les plus rares, qui sont en général les plus menacées, sont les plus attractives, cela signifie que ce sont celles pour lesquelles les chasseurs sont prêts à dépenser le plus d'argent. Ces espèces vont pouvoir être vendues aux prix les plus élevés, ce qui suscitera l'intérêt des exploitants. La pression de chasse pourrait ainsi être disproportionnellement élevée sur les espèces les plus rares, ce qui constitue notre deuxième hypothèse. Nos deux hypothèses correspondent en fait aux conditions sous lesquelles l'EAA peut s'appliquer.

Les travaux menés depuis les années 2000 ont permis d'accroître notre connaissance sur le fonctionnement de la chasse aux trophées et le profit généré dans différentes régions (Hofer 2002; Bauer & Herr 2004; Lindsey *et al.* 2007b). Il y a toutefois des aspects majeurs de la chasse aux trophées pour lesquelles nous manquons cruellement d'information. C'est en particulier le cas de la nature de la demande. Qui sont les chasseurs de trophées? Que recherchent-ils? Leur motivation est-elle un gain personnel ou social? Quelles sont les espèces les plus convoitées? Quel intérêt le chasseur a-t-il pour la conservation? Nous avons cherché à répondre à ces questions par la réalisation d'une étude sociologique.

Dans le deuxième chapitre, je présenterai une analyse des différents types et marchés d'exploitation des espèces sauvages, les mécanismes qui engendrent la surexploitation et leurs conséquences sur la biodiversité. La suite du manuscrit porte sur la chasse aux trophées. Ainsi, les chapitres 3 à 6 sont des études complémentaires qui ont pour objectif de répondre à l'hypothèse d'un effet Allee anthropogénique dans la chasse aux trophées. La première étape de notre démarche a été de tester la valeur attribuée à la rareté dans la chasse aux trophées. En collectant les prix des trophées proposés par les sociétés de chasse à travers le monde, nous avons identifié les caractéristiques des espèces qui déterminent le prix du trophée chez les ongulés (Chapitre 3). La deuxième étape a consisté à analyser la relation entre cette valorisation de la rareté et la pression de chasse. Nous nous sommes d'abord concentrés sur un

groupe d'espèces charismatiques, les félins, et pour lesquels nous avons testé l'existence d'une valorisation de la rareté et analysé la corrélation entre la rareté et l'intensité du commerce légal et illégal (données IUCN et CITES; Chapitre 4). Dans une troisième étape, nous avons étudié l'effet d'une augmentation de la rareté perçue sur l'exploitation à l'échelle globale. Nous avons ainsi observé la tendance du nombre de trophées prélevés annuellement lorsque la rareté estimée d'une espèce augmente (données IUCN et SCI; Chapitre 5). Dans la dernière étape, nous avons réalisé une enquête sur l'intérêt du chasseur de trophées pour la conservation. Nous avons ainsi créé un questionnaire sur les chasseurs de trophées visant à établir le profil des chasseurs de trophées (origine, âge, expérience), leur motivation pour la chasse aux trophées, leurs espèces préférées et leurs critères de choix de l'espèce cible (Chapitre 6). Enfin, le dernier chapitre fera le point sur les résultats, les conclusions, leurs implications pour la conservation et les pistes nouvelles à explorer pour la préservation des espèces rares.

Chapitre II  
Biodiversité, surexploitation et  
conservation



## 1. Introduction

Earth is a human dominated planet. The most substantial alteration of earth system by human is land transformation to agriculture areas, urban-industrial areas and pastureland. Land transformation is the first driver of biodiversity loss (Vitousek *et al.* 1997) followed by overexploitation and the introduction of invasive species. The main extinction threats have been ranked for Canada, China, the US and Australia. In Canada, overexploitation is the second most important threat after habitat loss for threatened species except for marine mammals and fishes for which overexploitation is the most prevalent threat (Venter *et al.* 2006). China is a rich country in terms of biodiversity and could as well be the one with the highest number of imperilled species (Yiming & Wilcove 2005). Overexploitation is probably the most pervasive threat there (*i.e.*, first threat to 78% of the imperilled vertebrates listed in the *China red data book of endangered species*; Yiming & Wilcove 2005). The main purposes of this exploitation are for food, medicine and raw materials. In the US, habitat loss is the main threat, followed by introduced species, pollution and overexploitation (*i.e.*, 27% of the vertebrates protected under the federal Endangered Species Act). In Australia, overexploitation comes out as the 4<sup>th</sup> threat as well (*i.e.*, 19.8% of the threatened species listed under the Australian Commonwealth Environmental Protection and Biodiversity Conservation Act 1999) after habitat loss, introduced species and inappropriate fire regime. It is however the main threat for marine species (80%; Evans *et al.* 2011). Despite diversity in the definition of overexploitation used in those studies (including or not by-catches and accidental exploitation), overexploitation is a major threat in all those locations and for more than one third of all mammals and birds that are threatened with extinction (Rosser & Mainka 2002).

Human arrival around the globe coincides with late quaternary (*i.e.*, late Pleistocene and Holocene) faunal loss (*e.g.*, proboscideans in North America; woolly mammoth *Mammuthus primigenius* in Eurasia; the three-toed litopterns in South-America and hog-sized wombats *Diprotodon optatum* in Australia; Koch & Barnosky 2006). The causes of those megafaunal extinctions are still debated but the high size-selectivity of those extinctions indicates a role of overkill by early humans (*i.e.*, *Homo erectus* and *H. sapiens*) in this loss of terrestrial mammals (Surovell *et al.* 2005; Koch & Barnosky 2006; Gillespie 2008; Levy 2011). The exploitation of fish, birds, plants as well as small and large mammals began 125,000 to 250,000 years ago with

Neanderthals (Hardy & Moncel 2011). At prehistoric time, catching methods were highly rudimentary (*e.g.*, throwing or thrusting stones; Kennedy 2004; Hardy & Moncel 2011). Improvement of fisheries vessels and gears permitted deeper harvests likely responsible for changes in catch composition and lower diversity (McClanahan & Omukoto 2011). For example, overfishing led to the spectacular decline of multiple whale species (*e.g.*, bowhead, gray and northern right whales; Clapham *et al.* 1999). Hunting methods are much more sophisticated as well (*e.g.*, shotguns and rifles; Chase 2003). Firearms have quickly replaced traditional weapons because of their longer optimal shot distance, higher killing power of the prey and commodity to carry (Hames 1979). Hunters can now use powerful firearms that drastically reduce the animal chances to escape (Hames 1979). The advent of firearms accelerated population declines (Servheen 1990; Nunez-Iturri *et al.* 2008). For example, the so-called passenger pigeon *Ectopictes migratorius* was driven to extinction in 1914 (Greenway 1967). Additionally, the increase in wildlife exploitation has been fuelled by vast improvements in transport and food preservation facilities (Frangoudes *et al.* 2008).

In this paper, we will focus on fauna exploitation but the deforestation process is a good example of how heavily human beings can transform its environment with 81 million ha of forest that have disappeared in the recent decades (Wearn *et al.* 2012). The extinction rate following forest loss has not been as dramatic as expected though leading to a relax attitude (Wearn *et al.* 2012) However, because of a time-delay in species extinction due to habitat loss, there could be rapid extinction accumulation in the coming decades (Wearn *et al.* 2012). Regarding the current unsustainable use of the resources that humans make, this study aims at providing an overview of the current wildlife exploitation as a threat for biodiversity and the sustainable issues with an emphasis on the potential solutions. We analysed (1) the different types and markets of overexploitation, (2) the human species characteristics that lead us to overexploit, (3) consequences of the overexploitation from the population to the ecosystem scale (4) the most commonly used and the rising solutions for a sustainable exploitation.

## 2. Types of exploitation and the different markets

Overexploitation is the use of components of biological diversity in a way and at a rate that lead to the long-term decline of biological diversity. Overexploitation exists at many different scales from the individual who will collect some wild animals is more or less selective to multinational enterprises specialized on the exploitation of one species for transnational selling. Both can threaten wild species. The types of human induced death included in the term “overexploitation” is variable among studies and range from overharvest only (Wilcove *et al.* 1998) to overharvest, bycatches, road kill as well as persecution and collision (Venter *et al.* 2006). We considered that wildlife exploitation can be direct (harvest of a particular species for a particular use) or indirect (unintentional harvest of non-targeted species or intentional harvest of species considered as detrimental by human).

### 2.1 Indirect exploitation

#### 2.1.1 By-catches

There has been several definitions of by-catches (Hall 1996; FAO 2004; Harrington *et al.* 2005). The most complete one is probably the one of Davies *et al.* 2009 which defines it as the catches that are unused or unmanaged (including the discards, catches that are not sold or eaten and catches that have no specific management for a sustainable harvest). According to this definition, 40.4% of the catches for which there are reliable global catches monitoring (belonging to major fishing countries and mostly trawl fisheries) are by-catches (Table 3). Among, those by catches, 8% have been estimating as being thrown back to the sea (dead or dying; FAO, 2004). By-catches are a serious threat to long-lived marine species. The first discards estimate reported in 1994 was as high as 27 million tonnes (26% of the estimate of total catches) and decreased to 7.3 million tonnes (8%) in the 2004 report. The major reasons are improved gear selectivity, increased food need by human population, and enforcement of regulatory measures (FAO 2004). However, by-catches are still a big concern for sea turtles, sea birds, marine mammals and sharks with hundreds to thousands individuals of threatened species discarded each year (FAO 2004; Read *et al.* 2006; Mangel *et al.* 2010; Mancini *et al.* 2011). As an example, an estimation of 200,000 logger head and 50,000

leatherback turtles have been caught by long-line fisheries in 2000 and annual by-catches would represent more than 1% of the total population and could lead to population collapse (Lewison *et al.* 2004). Industrial fisheries are not the sole by-catch sources. Indeed, small scale fisheries have an additional detrimental effect on vertebrate populations especially marine turtles (Alfaro-Shigueto *et al.* 2011).

**Table 3: By-catches estimates in large fishing areas.** The author states that this table is only an indicative minimum as some likely important by-catch sources are missing from the estimate because of data deficiencies (Davies *et al.* 2009).

Geographic area of estimates	Bycatch estimate (tonnes)	Percentage bycatch of total catch
23 Individual countries	27,453,242	43.4
North-east Atlantic	2,700,000	19.8
Mediterranean and Black Sea	306,000	21.1
Central America and Caribbean	242,000	64.4
Africa	6,992,000	70.2
Global shark fin	207,000	92.4
Tuna	605,000	9.6
<b>Total</b>	<b>38,505,242</b>	<b>40.4</b>

The term by-catches often refers to marine species only but it also concerns terrestrial species with snare by-catches. Collar or leg snares are often used in wild meat hunting as it is less time consuming than hunting by foot and much cheaper than a raffle. Those methods are unselective, wasteful (scavengers and decomposition) and some species cannot be eaten such as felid species. Additionally, some target and non-target species manage to escape but are likely deadly injured (Noss 1998). In some places, snaring is the biggest threat to lions *Panthera leo* (Begg & Begg 2010).

### 2.1.2 Pest species and accidental exploitation

Those two categories can be considered as other forms of exploitation but they differ from the other human induced wildlife mortality causes because the carcasses are generally not used to for feeding or for sell. The term of pest species is anthropocentric and means that a species is detrimental to humans or human concerns. The cohabitation of human and wildlife often lead to animal persecution. One first type of human-wildlife conflict is livestock killing by predator species. As those kills create economic loss to stakeholders, predator species are often persecuted around farmland. The method used more often is poisoning. This method is poorly selective and can thus kill diverse

predator species, including threatened species (Mateo-Tomás *et al.* 2012). Birds of prey and mammalian carnivores are the major poisoning victims. Wolves and bears have a long-term persecution history in Europe mostly because they are competitors on the same resource as human (Ciucci & Boitani 2008; Bisi *et al.* 2010). This persecution is sometimes not based on scientific studies and not justified as shown for Bonelli's eagle (Moleón *et al.* 2011) and African wild dogs (Gusset *et al.* 2009). This human-wildlife conflict is one of the causes of several local and global extinctions (*e.g.*, Griffon vultures *Gyps fulvus*, grey wolf *Canis lupus*, Guadalupe caracara *Caracara lutosa*; IUCN 2010; Mateo-Tomás *et al.* 2012). Another cause of human-wildlife conflict is the damages caused by wildlife such as crop-raiding. For example, conflicts with elephants (Hoare 1999), Hippopotamus (Dunham *et al.* 2010) and Orangutans (Meijaard *et al.* 2011) lead to numerous animal kills by humans. Additionally, some of those species can be a threat to human lives such as crocodiles, elephants, lions, hippos and buffalos in African countries (Tanzania, Nyahongo & Røskaft 2011). For example, 265 people have been killed by wildlife between June 2006 and September 2008 in Mozambique (Dunham *et al.* 2010). Species dangerousity is another cause of wildlife illegal killing by local communities.

Accidental exploitation (car or boat accident) is a significant human induced mortality cause as well (Bissonette *et al.* 2008). Conover *et al.* (1995) estimated that more than one million of deer-vehicle collisions happen every year in the U.S. There are a large variety of animals that are killed on roads. Ramp *et al.* (2006) surveyed the number of animal killed on a 22 km portion of road in the Royal National Park (New South Wales, Australia) and identified 112 individuals belonging to 13 bird species, 7 mammal species and 2 reptiles species in less than 5 months. Road kills are a significant mortality cause for amphibian species as well (Langen *et al.* 2009). Similarly, in the sea, there are a growing number of collisions between whales and sailing vessels (Ritter 2012). Carrillo (2010) have shown that lethal strikes have increased in the Canary island and appear to be a major threat to many cetacean populations (*e.g.*, sperm whales *Physeter catodon*, Carrillo & Ritter 2010; right whales *Eubalaena spp.*, Laist *et al.* 2001). This increase in the number of collisions is likely caused by an increase in the number and the speed of vessels (Laist *et al.* 2001; Vanderlaan & Taggart 2007; Carrillo & Ritter 2010).

## 2.2 Direct exploitation

### 2.2.1 Recreational hunting and angling

Recreational hunting is practiced on every continent. Hunting means going in nature to pursue a wild animal with a rifle or another weapon (Sharp & Wollscheid 2009). There are two types of hunting depending on hunter motivation: hunting for pleasure (recreational hunting) and hunting for food (wild meat hunting in general). Recreational hunting often refers to hunters who hunt in their residence country. Sharp and Wollscheid (2009) compiled the information on the number of hunters and expenditure in North-America, Europe and Australia where millions of hunters produce billions of dollars each year (Table 4). This activity is an important land use activity (Sharp & Wollscheid 2009). In Wisconsin, recreational hunting is declining with a decrease of almost 9% in the number of firearm deer hunting license sold and an annual loss of 4 million dollars allocated to wildlife conservation between 2000 and 2009 and it could be the same all over the U.S. (Winkler & Warnke In press). Trophy hunting is another form of recreational hunting where the hunter seeks a physical token of the animal he has hunted, such as antlers, horns or skins (Sharp & Wollscheid 2009) that is highly lucrative. Most of trophy hunters are tourist hunters and will often go hunting in Africa where there is the highest diversity of trophy species (Damm 2005). Tourist hunters spend more money per hunter than in any other tourism form and generate at least US\$201 millions per year in Sub-saharan Africa (Lindsey *et al.* 2007b).

**Table 4: Summary of the number of hunters and expenditure in major developed countries** (Sharp & Wollscheid 2009) \*U.S. Fish and Wildlife Service

Country/region	Number of hunters (millions)	Total expenditure (US\$ billions)
United States	13.0 (14.4 in 2010*)	20.6
Canada	1.2	0.72
Europe (for 35 countries)	7.0	10.7
Australia	1.0	0.78
Total	22.2	32.8

Recreational fishing (or angling) is practised worldwide as well. Compared to a large trawler, an angler (recreational fisher) harvest a different system (*i.e.*, freshwater systems and near shore marine systems) and will only have a low catch rate (Arlinghaus *et al.* 2007). Hence, angling has been considered as a low threat to species conservation. However, according to Cooke and Cowx (2004) who extrapolated data from Canada to the global scale, the global number of fish harvested by anglers could be as high as 17.09 billions. Hence, even if the catch rate is low, the cumulative impact of millions of anglers could be high on the ecosystem (*e.g.*, habitat deterioration and birds injuries; Cooke & Cowx 2004) and even lead to population collapse (*e.g.*, rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* and walleye *Stizostedion vitreum* in Canada; Post *et al.* 2002). By adding the partial estimates available for the U.S., Canada, Australia and 10 western Europe countries, Arlinghaus *et al.* (2007) estimated that recreational finishing produces more than US\$76 billion per year.

## 2.2.2 Commercial exploitation:

### 2.2.2.1 Exotic pets owning

The literature on this specific type of wildlife trade is quite poor and the global magnitude of this activity is unknown. However, there are some studies at the taxonomic scale that gives an idea of the intensity of exotic pet trade. Much of the amphibian and reptile species trade as exotic pets come from Indonesia. Natusch & Lyons (2012) reported 5,370 amphibians and reptiles belonging to 52 species often in the pet trade of three Indonesian provinces between september 2010 and april 2011. Some reptile species, that are common targets to exotic pet trade, have undergone a sharp decline because they have been heavily hunted for the pet trade right after their description (*e.g.*, the turtle *Chelodina mccordi* and the gecko *Goniurosaurus luyi*; Stuart *et al.* 2006). Reptiles and birds represent the majority of species in the transnational illegal wildlife trade of South-Africa and Namibia (Warchol 2004). 5 to 10 million wild birds per year are exported from developing countries to developed countries (Gilardi 2006). However, mammal species can also be targeted and threatened species have a preponderant place in exotic pets trade. Indeed, the sugar glider *Petaurus breviceps* is increasingly exported from Indonesia to Malaysia<sup>12</sup>. Tigers *Panthera tigris* as an example are one of the most threatened species worldwide. Even if owning them can be

---

<sup>12</sup> <http://www.traffic.org/home/2012/4/18/a-sweet-step-towards-protection-of-sugar-gliders-in-malaysia.html>

risky, thousands of animals are owned privately in the United States, more than the number of remaining tigers in the wild (Nyhus *et al.* 2003). As an example, the slow lorises group include 6 threatened species and are increasingly demanded as exotic pets in Thailand with the authorities seizing regularly luggage full of slow lorises in airports<sup>13</sup>. The trade for live animals (*i.e.*, primates, cage birds, birds of prey, ornamental fish, amphibians and reptiles) has been estimate at US\$504 million in 2005 (Roe 2008). This trade of wild animals is also a serious environmental threat because many of them could become alien invasive species in the country of purchase if released in the wild (Carrete & Tella 2008).

#### 2.2.2.2 Traditional Chinese Medicine

The Traditional Chinese Medicine (TCM) market is a threat to multiple species that are used as ingredients for their putative medicinal virtues. An estimate of 1,500 animal species are used in TCM trade (Yiming & Wilcove 2005) from mammals (*e.g.*, the Asiatic black bear *Ursus tibetanus*, Saiga antelope *Saiga tatarica* and sheeps *Ovis spp.*), to amphibians (*e.g.*, Asiatic toads *Bufo spp.*) and plants (*e.g.*, the yellowroot *Xanthorhiza simplicissima* and *Sophora flavescens*) for their purported medicinal activity (Coghlan *et al.* 2012). 60% of the population in Hong-Kong and mainland China have used TCM at least once. Its use is not restricted to Asiatic countries though. The use of TCM is growing in the United States that are the first importing country of TCM products from China with US\$7.6 billion expenditure in 2010. Similarly, in Europe, TCM products were exported for a total of US\$2 billion and would be 10% higher each year (Cheung 2011). One famous example of how strong can be the demand and the pressure on some species is probably the market of rhinoceros horns. Indeed, for medicinal purposes, some people are willing to pay US\$50,000 per kg of rhino horn, which is more expensive than a gold kg. Those high sums fuel the illegal trade for rhino horns similarly to tiger parts and seriously threaten species survival (Graham-Rowe 2011). Traditional Chinese Medicine is not the sole type of wild species use for medicine purposes. For example, in Africa, hundreds of vertebrate species are sold for traditional medicine including threatened species (Chardonnet *et al.* 2002; Whiting *et al.* 2011; Table 5).

---

<sup>13</sup> <http://www.traffic.org/home/2012/7/11/pythons-lorises-and-a-monkey-seized-at-bangkok-airport.html>

**Table 5: Vertebrate species listed as threatened in the 2001 IUCN red list that were on sell on the Faraday market, Johannesburg, South Africa between June 2004 and November 2005 (Whiting *et al.* 2011).**

Common name	Species	IUCN category	Number of traders	Number of parts
<b>Reptiles</b>				
Hawksbill turtle	<i>Eretmochelys imbricata</i>	CR	1	1
Sungazer (lizard)	<i>Cordylus giganteus</i>	VU	5	11
<b>Birds</b>				
Southern ground-hornbill	<i>Bucorvus cafer</i>	VU	3	3
Caspian tern	<i>Sterna caspia</i>	NT	1	1
White-backed vulture	<i>Gyps africanus</i>	VU	3	5
Great white pelican	<i>Pelecanus onocrotalus</i>	NT	1	1
<b>Mammals</b>				
Samango monkey	<i>Cercopithecus mitis</i> ssp.	VU/LC	2	2
South African hedgehog	<i>Atelerix frontalis</i>	NT	8	9
Ground pangolin	<i>Smutsia temminckii</i>	VU	2	74
Brown hyaena	<i>Hyaena brunnea</i>	NT	1	1
Spotted hyaena	<i>Crocuta crocuta</i>	NT	4	4
Unidentified Hyaena	–	NT	5	5
Lion	<i>Panthera leo</i>	VU	3	3
Serval	<i>Leptailurus serval</i>	NT	2	2
African wild dog	<i>Lycaon pictus</i>	EN	1	1
Honey badger (Ratel)	<i>Mellivora capensis</i>	NT	1	3
Blesbok/Bontebok	<i>Damaliscus pygargus</i>	VU (Bontebok)	1	6

We did not identify marine organisms and invertebrates to a sufficient level to assign IUCN categories. See Appendix S2 for detail on the specific parts of the animal that were for sale. Note that the number of parts sold does not equate to the number of animals sold. In the case of the Samango monkey, there are two southern African subspecies, one of which is Vulnerable while the other is Least Concern. We could not distinguish between Bontebok (VU) and Blesbok (LC) skulls. We also include unidentified hyaena because both species in southern Africa are NT. LC, least concern; NT, near threatened; VU, vulnerable; EN, endangered; CR, critically endangered.

### 2.2.2.3 Luxury goods

By definition, luxury goods are those that only a few people can afford. Luxury goods include food, clothes, accessories and decoration. Among the most famous examples of species trade as luxury food are abalone *Haliotis spp.* for its meat and shell, Napoleon wrasse *Cheilinus undulates* for its lips, the bluefin tuna *Thunnus thynnus* for its meat and sturgeons for caviar. Today, most of caviar produced come from the Caspian sea and is imported to the U.S., Japan and Europe. Gault *et al.* (2008) has shown that, for three sturgeon species, the exploitation remains profitable despite stock depletion because the lowest the catches, the highest the prices. Russia would export for US\$290 to US\$500 million per year in total (both legal and illegal trade). Black caviar (unfertilized eggs) of high quality can cost up to US\$5,000/kg (Pikitch *et al.* 2005) and a fisherman in Kazhakstan could earn up to US\$15,000 for a single sturgeon female, which is likely to fuel poaching intensity (Pala 2007). The sturgeon case is especially worrying as only a few viable sturgeon populations remain thus for the first time human exploitation could cause the extinction of a whole order (Pikitch *et al.* 2005; Pala 2007). Abalone species are highly valued as well especially in Asia. Wild stocks are declining since the 1960s mostly due to illegal off-takes that led to the decrease of the Total

Allowable Catches from 615 tonnes in 1995 to 75 tonnes in 2007 to zero in 2008 (Bürgener 2008). More than one million of illegally harvested abalones would have been seized in 2006 (Bürgener 2008). The largest market for luxury clothes and accessories is probably the fur trade that is coming back into fashion today. Most of fur trade involve farmed animals (85%). Some beavers, seals, foxes or antelopes are still hunted or trapped for their fur though (*e.g.*, in North-America and Russia; Peterson 2010). Mammal fur trade was worth US\$5 billion in 2005 (Roe 2008). Additionally to mammal fur trade, multiple other animal products are used as accessories such as reptile skins (*i.e.*, crocodiles<sup>14</sup>, lizards and snakes, US\$338 million in 2005), ornament coral and shell from mollusc and turtles (US\$112 million in 2005), and natural pearls (US\$80 million in 2005; Roe 2008). Those estimates likely under-evaluate the extent of the trade as Kasterine *et al.* (2012) recently reported that 520,000 python skins are exported from South-East Asia every year and would be worth US\$1 billion annually (Kasterine *et al.* 2012). Among luxury materials, ivory is mainly used for decoration purposes (CITES 2012). The current rate of elephant poaching is the highest recorded since 1989<sup>15</sup> and the overall African elephant numbers is decreasing (CITES 2012). Additionally, several countries are asking for elephant down-listing to allow some ivory selling without providing any information of population size and trend (Wasser *et al.* 2010). Some plant species are traded as well. For example, luxury timbers such as the big leaf mahogany *Swietenia macrophylla* that is highly valued for its wood color and durability have declined in natural forests and the remaining natural stocks are of low density (Grogan *et al.* 2010).

#### 2.2.2.4 Wild animal collection

Hobby collectors target a wild variety of wildlife such as orchids (Seaton *et al.* 2010), insects (*e.g.*, butterflies and rhinoceros beetles and stag beetles), seashells and bird eggs. By definition, a collection will target a high diversity of species from the most common to the rarest. Visiting 40 shops in Japan, Kameoka & Kiyono (2003) identified 62 rhinoceros and stag beetle species belonging to 17 genera. More than 1 million specimens of 700 species are imported annually in Japan (Goka *et al.* 2004). The highest price reported as being paid for a single stag beetle is US\$94,210 (New 2005). Rarity is valued in insect collection with the highest prices attributed to the rarest

<sup>14</sup> Most of the caiman exploitation comes from ranches (CITES, 2012).

<sup>15</sup> <http://www.traffic.org/home/2012/6/21/experts-report-highest-elephant-poaching-and-ivory-smuggling.html>

species (stag beetles; Tournant *et al.* 2012). Butterfly collection is popular but this trade now mostly involves ranged or captive bred individuals with only 4.2% of the 306,000 individuals of CITES-listed species found in the CITES trade database between 1998 and 2007 were wild-caught (Nijman 2010). In the hobby collection of bird eggs, some species eggs can reach high economic values such as the white-tailed eagle egg *Haliaeetus albicilla* that can cost up to US\$9,000<sup>16</sup>.

### 2.2.3 Intensive exploitation

#### 2.2.3.1 Fish stocks exploitation (commercial purpose)

Intensive exploitation here relates to the removal of large quantities of natural resources to meet global human population needs. Marine fisheries are a major source of food and livelihood worldwide. The global food fish market generate US\$400 billion annually (Arnason *et al.* 2009). Fishing for a commercial purpose can take place at different scales: from local artisanal to small scale to industrial fisheries. There are multiple examples of marine fish decline because of overexploitation for commercial purposes. Hutchings (2000) showed that the 90 marine fishes for which data was available (*i.e.*, assessed stock) have experienced a decline of 13 to 99% in 15 years and 41% of those species went on declining despite a reduction in the off-take of 45 to 99%. Costello *et al.* (2012) created a method to extend this estimate to non-assessed stocks and found that the condition of small, unassessed fisheries was even worst. Myers and Worm (2005) evidenced the global depletion of large predator fish stocks by a factor 10 over the last 50 to 100 years and add that this estimate could be conservative. Atlantic cod *Gadus Morhua* is actually one of the most famous examples of species decline due to overexploitation. This species suffered a high harvesting rate that caused a severe decline. For example, in the Northwest Atlantic water, the species has suffered a decline of more than 90% since 1970 (COSEWIC 2003; Hutchings 2005). There is no observed recovery of the stock since the moratorium on its exploitation in 1993 (Hutchings 2005). Another famous case of commercially exploited species decline is the Northern bluefin tuna (*Thunnus thynnus*). In the North European seas, directional fishing on bluefin tuna started in the 1940s. The species was abundant in the early 1900s. However, since the 1980s, this species is now extremely rare in the region (Mackenzie & Myers 2007). The listing of blue-fin tuna in the CITES appendix 1 was recently proposed by

---

<sup>16</sup><http://www.hs.fi/english/article/Thousands+of+illegally+collected+bird+eggs+seized+in+Ostrobothnia/1329104301651>

the principality of Monaco but was rejected in March 2011 for commercial purposes<sup>17</sup> (Fromentin 2010). Another fish family that is an extremely important fisheries resource is the chondrichthyans. World catches for chondrichthyan species increases from 271,813 million tons in 1950 to 828,364 million tonnes in 2000 and generated US\$742 million in 2000<sup>18</sup>. For example, shark fins are an appreciated delicacy in Asia especially in Hong-Kong<sup>19</sup>. Baum *et al.* (2003) showed a rapid decline of large coastal and oceanic shark population with more than 75% loss in 15 years for some of them such as white and hammerhead sharks (Baum *et al.* 2003; Figure 8). Regarding this general pattern of decline of exploited marine species, Arnason *et al.* (2009) has estimated that the economic loss due to ill management (*i.e.*, the difference between the potential and net actual benefits) of marine fisheries would be on the order of US\$50 billion annually (Arnason *et al.* 2009).

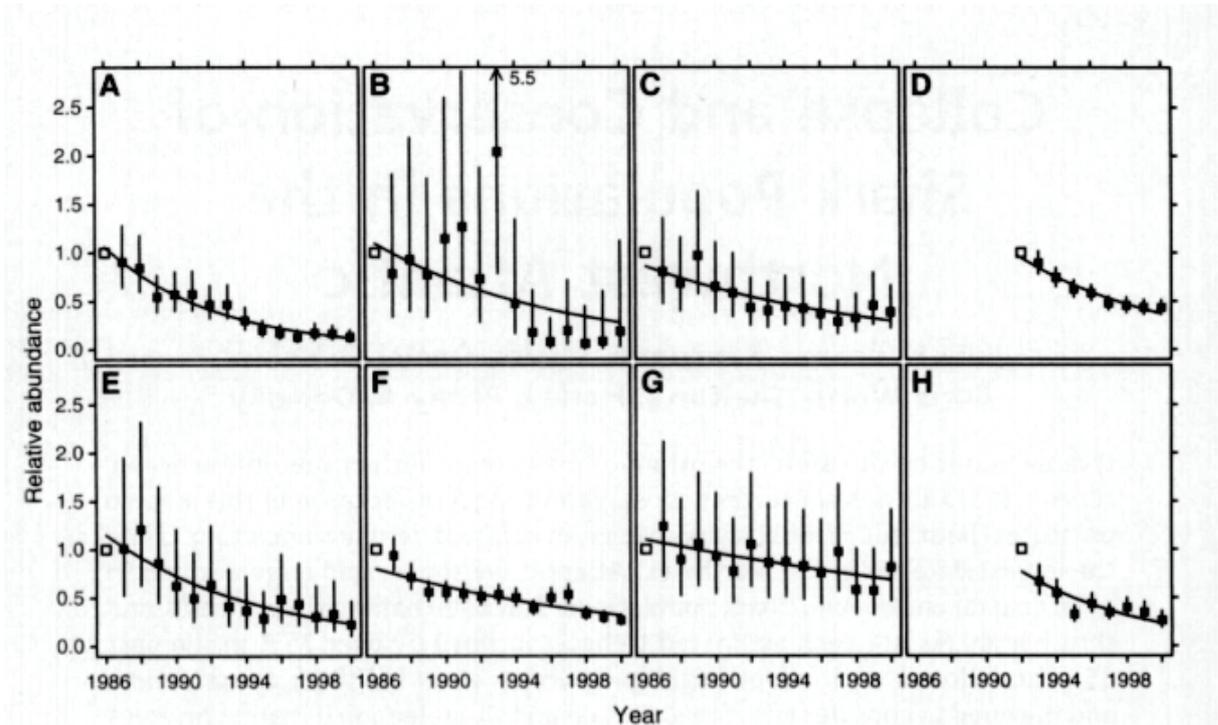
---

<sup>17</sup> <http://www.uscites.gov/updates>

<sup>18</sup> <http://www.fao.org/docrep/006/Y5261E/y5261e08.htm>

<sup>19</sup> <http://www.traffic.org/home/2012/11/23/eu-closes-shark-finning-loophole.html>

**Figure 8: Declines in estimated relative abundance of coastal shark species.** (A) hammerhead *Sphyrna sp.*, (B) white *Carcharodon carcharias*, (C) tiger *Galeocerdo cuvieri*, and (D) coastal shark species *Carcharhinus sp.* identified from 1992 onward; and oceanic shark species: (E) thresher *Alopias sp.*, (F) blue *Prionace glauca*, (G) mako *Isurus sp.*, and (H) oceanic whitetip *Carcharhinus longimanus*. Individual year estimates (with the 95% CI) and the overall trend (solid line) are shown (Baum *et al.* 2003).



### 2.2.3.2 Sustenance exploitation

Wild meat hunting (also known as bushmeat hunting but not restricted to Africa) is a general term that designate hunting of wild animals for meat (Milner-Gulland *et al.* 2003). Wild meat is crucial for both population feeding and income especially in rural Africa (TRAFFIC 2011). Wild meat is vital in the diet of the community at the local scale (30 to 80% of protein intake in Central Africa; Nasi *et al.* 2008). For example, wild meat harvest in the Congo basin range between 23 to 897 kg/km<sup>2</sup>/year (TRAFFIC 2011). Wild meat market is mostly restricted to the local or regional scale but there is an increasing international commercialisation of wild meat (Nasi *et al.* 2008). Ungulates, rodents and primates represent most of the wild meat species (Fa & Brown 2009). Hunters in tropical countries consume one part of their harvest and sell the other part, the proportion of sold meat is highly variable among and within countries (Foerster *et al.* 2011). Wild meat consumption is leading to the decline of wild animal for several

reasons such as an increased human population size, deforestation and an improved access to remote places, cheap snares, modern weapons, and increase human population size and poverty (Noss 1998; Fa & Brown 2009; Jenkins *et al.* 2011; Macdonald *et al.* 2011). Local people most often use collar or leg snares and thus harvest indifferently common or protected species (Noss 1998; Fa & Brown 2009; Jenkins *et al.* 2011; Macdonald *et al.* 2011). For example, an interview in eastern Madagascar showed that 95% of households have already consumed meat of protected species (Jenkins *et al.* 2011). Traditional taboos influence significantly the consumption of one or another species. The wild meat exploitation is closely related to fish availability, another form of subsistence exploitation. The average required protein intake from undressed vertebrate biomass was estimated at 106 kg per person per year (Wilkie & Lee 2004). For example in Ghana (Brashares *et al.* 2004), fish is the first protein source for coastal inhabitant and wild meat is only consumed as a substitution to fish when fish availability is not sufficient. The overexploitation of wild meat leads to the decrease of wild animal biomass as shown by Nasi *et al.* (2008) in some hunted forests (Table 6) and is referred to as the bushmeat crisis. Forest defaunation starts with large mammals that disappear first, then people try to compensate with smaller species (Bennett *et al.* 2002), which is highly unsustainable and is problematic both for species conservation and food security.

**Table 6: Estimated loss in mammal density in hunted forests compared to non-hunted forests in some tropical hunting sites (Nasi, 2008).**

Location	Country	% by which mammal densities decrease in moderately and heavily hunted forest	Reference
23 Amazonian sites	Brazil	80.8	Peres 2000
Quehueiri-ono	Ecuador	35.3	Mena et al. 2000
Mbaracayu	Paraguay	53.0	Hill and Padwe 2000
Ituri I	D.R. of Congo	42.1	Hart 2000
Ituri II	D.R. of Congo	12.9	Hart 2000
Mossapoula	C. African Republic	43.9	Noss 2000
7 sites in Sarawak and Sabah	Malaysia	62.4	E.L.Bennett, unpublished data
Nagarahole	India	75.0	Mahusudan and Karanth 2000
Makokou	Gabon	43.0 to 100	Lahm 2001
Mbaracayu	Paraguay	0 to 40	Hill et al. 2003
Mata de Planalto	Brazil	27 to 69	Cullen et al. 2000

Modified from Bennett & Robinson (2000)

### **3. The mechanisms behind overexploitation**

Overexploitation has become a global issue. Several mechanisms are responsible for this unsustainable exploitation of natural resources by human population. First, human population has thought for long that renewable resources provide an endless supply of goods and services, which is true in theory (Clark 1973). However, human property right determination, population trend and consumption behaviour as well as the economic system has led to an exploitation above the renewable rate of those resources.

#### **3.1 Resources and human needs**

##### **3.1.1 Relationship between human and non-human species**

According to their brain properties, humans are the most developed species and have unique abilities (*e.g.*, language and long-term planning; Manfredo & Dayer, 2004). This brain complexity gave to human species the ability to dominate all the other living species and to decide of their will. Hence, non-human species can be considered as detrimental, charismatic or useful depending on species type, individual characteristics and social environment (Manfredo & Dayer 2004). A non-human species can be considered as detrimental because it is dangerous (*e.g.*, threat to human life or pets; Nyahongo & Røskoft, 2011), reduces food availability (*e.g.*, take fish or game; Mateo-Tomás, Olea, Sánchez-Barbudo, & Mateo, 2012) or generates economic losses (*e.g.*, crop-raiding and livestock killing; Gusset *et al.* 2009; Meijaard *et al.* 2011). Those species involved in human wildlife conflicts (HWC) are often persecuted by humans (Treves *et al.* 2009). Attitude toward a charismatic, rare, cute or familiar species can lead both to protection or exploitation (*e.g.*, exotic pets and zoos). The last category likely contains the species considered as useful in one way (*e.g.*, ecological role, food or material supply). Humans consider those species as natural resources (components of biodiversity that maintain current or potential human uses; Pearce & Moran, 1994), which lead to their exploitation. Reports often use the terms of “economic value” of biodiversity and exploited species that are found on several countries are designated as a “shared” resource (Polar bears; Freeman & Wenzel, 2006).

### 3.1.2 The tragedy of the commons

According to the “Tragedy of the commons” (Hardin 1968; Pearce & Moran 1994), the resources that are in open access such as oceans, rivers, air and parklands are or will eventually be overexploited and degraded (Feeny *et al.* 1990). Libecap (2009) advocates that the current overexploitation issue result from the incomplete definition and enforcement of property rights. Private decision makers do not consider or internalise social benefits and costs in their production or investment actions (Libecap 2009). Making decisions that consider those aspects of the exploitation will generally be accompanied with a loss in the personal profit on the short term. Indeed, human behaviour is lead by personal interests (*e.g.*, enrichment or achievement) that are often opposed to the well-being of the entire society. Hardin (1968) uses the hypothetical example of each herder of the same village that decides to add a few animal to his herd to increase his profit, there will thus be too many grazers for the pasture to support them. The new animal profit will go to the herder and the cost, an additional grazer, is shared by all the herders, the common resource being the pasture. Each herder thus add animals until the pasture is overgrazed and the resource is then lost for the entire community (Hardin 1968). Hence, the open access of a resource cannot be sustainable as shown by the example of the Easter Island that within 1000 years settled, grew and crashed after having depleted all their resources (Brander & Taylor 1998). They first exploited palm trees for wood, food and fuel until these were gone, then shifted to others trees and, at the end, burnt grass for fuel (Diamond 2007). Regulating the exploitation of a resource is challenging considering the diversity in actor origins and interests for the same resource (*e.g.*, exploitation of coral reef fish in Papua New Guinea; Cinner & McClanahan, 2006; polar bears; Freeman & Wenzel, 2006) but necessary for the long-term survival of the community.

### 3.1.3 Current trend in human population size and consumption rates

Developing countries of Africa, Asia and South America face an unprecedentedly rapid population growth. World population size has more than doubled between 1950 and 2005 and is likely to be more than 40% higher by 2050 (Bongaarts, 2009; Table 7). This is due to medical advances that continuously extend life expectancy in developing and developed countries leading to a global increase in the population size. Unfortunately, earth resources supply has been decreasing since the 1980s and the actual consumption

that humans make of natural resources is already unsustainable (Pimentel *et al.* 1999; Watson & Pauly 2001; Grooten *et al.* 2010).

**Table 7: Population estimates and percentage of increase (1950-2005) and projections for 2050 by regions (Bongaarts, 2009).**

	population (billions)			% increase	
	1950	2005	2050	1950– 2005	2005– 2050
Africa	0.22	0.92	2.00	311	117
Sub-Saharan	0.18	0.77	1.76	327	129
Asia	1.41	3.94	5.27	179	34
Latin America	0.17	0.56	0.77	233	38
Europe	0.55	0.73	0.66	33	–9
Northern America	0.17	0.33	0.45	94	34
South	1.72	5.30	7.95	208	50
North	0.81	1.22	1.25	49	2
World	2.54	6.51	9.19	157	41

The human population growth comes with an increase in food demand. The highest growth rates are observed in the poorest countries. Those countries have as well the lowest supply in farmed meat. They rely mostly on wild animal harvests through hunting, fishing or both. Hence, marine and terrestrial species exploitation should not be divided but rather be studied and managed together (Milner-Gulland *et al.* 2003; Brashares *et al.* 2004). Considering the current population growth, it is likely more efficient to consider the protein intake instead of food sources as human communities require a fixed quantity of proteins for their survival. Indeed, marine and terrestrial species exploitation are closely related with an interdependency between those two protein sources (Brashares *et al.* 2004; Milner-Gulland & Rowcliffe 2007).

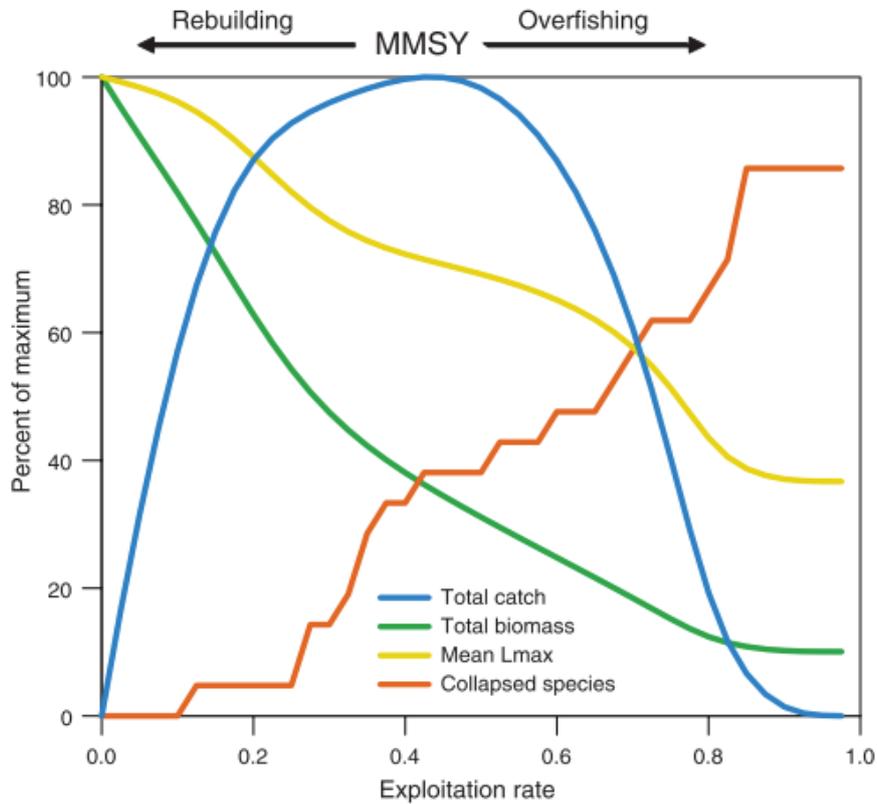
In addition to the increasing number of individuals, the average consumption rate has also increased dramatically. The world has actually much higher average living standards than in any previous period in human history. Consumption rate has increased (Nordhaus 2002) because of the increase of people income and the decrease of production costs. China is the country that underwent the most noticeable economy

growth. Indeed, the average income of the inhabitants has tripled and quadrupled between 1990 and 2000 in rural and urban populations, respectively (Brockmann *et al.* 2008). In the United States, acquiring a TV was worth 3 weeks of work in 1974 and it cost 3 days of salary in 1994 (Diener & Biswas-Diener 2002). In Viet-Nam, the salary is linked to wildlife animal products' consumption. Hence, the economic growth could lead to an increase in the number of people who can afford endangered species, thus increasing the extinction risk of those species (Venkataraman 2007). Combined with an increased availability of foreign products such as animal species via Internet, this growth in the global economy has led to the development of international wildlife trade such as traditional Chinese medicine, exotic pet trade and luxury goods.

### **3.2 Economy of exploitation**

Reducing off-takes is necessary to allow the recovery of the exploited stock (Grafton *et al.* 2007; Worm *et al.* 2009). The subsequent exploitation at sustainable rates on rebuilt stocks would then be significantly more profitable than the actual overexploitation (Arnason *et al.* 2009). However, reducing the exploitation will lead to the loss of many jobs and cause inevitably short-term economic loss to fishermen. On the short-term, exploiting unsustainably thus provide more benefits than sustainable exploitation. This short-term loss is a necessary investment for long-term economic gains but it does not seem to be convincing to fishermen who knows what they loose but cannot be sure about what they will gain. Indeed, some species could recover within a couple of years while some could need decades (Grafton *et al.* 2007; Allendorf & Hard 2009). Hence, biodiversity, maximum catches and high employment are maintained at low, intermediate and high exploitation rate respectively (Figure 9). Hence, off-take limitations often meet opposition (Ludwig *et al.* 1993; Grafton & Arnason 2006; Sheperd 2011). Fisherman opposition to catch reduction is a key cause of overexploitation in fisheries (Grafton & Arnason 2006).

**Figure 9: Effect of increasing yearly exploitation rate on a model fish community.** Exploitation rate is the proportion of available fish biomass caught in each year. Mean Lmax refers to the average maximum length that species in the community can attain. Collapsed species are those for which stock biomass has declined to less than 10% of their unfished biomass (Worm, 2009).



The exploitation of a resource until its extinction could be a best economic strategy than sustainable exploitation over any time period, short or long (Caughley & Gunn 1996). For example, for slow growing species (*i.e.*, intrinsic rate of increase lower than 0.2; Caughley & Gunn 1996), exploiting it all and investing the money in a bank to get annual benefits could be more interesting than sustainable management. Basically, the benefits generated by its growth should exceed the interests paid by a bank to be worth conserving (Sutherland 1998). Additionally, it should overcome the potential discount rate of a resource that measures the decline in the future value of the resource (*e.g.*, decrease of selling prices; Sutherland 1998). The sustainable exploitation of a resource thus necessitates that the management be conservation minded.

## 4. Ecological consequences of overexploitation

### 4.1 Species perturbation

The first consequence of overexploitation is the loss of biomass of the exploited population over time as shown in marine species (Baum *et al.* 2003; Myers & Worm 2005; Jackson 2008) and terrestrial species (Bodmer *et al.* 1997; Ceballos & Ehrlich 2002; Corlett 2007). If this exploitation is sustainable, this harvest will be balanced by the growing rate of the population. However, if the population is overexploited, a decline over years of the population size will be observed. Additionally, if the harvest is selective over a group of individuals, the population structure will be changed. The selective harvest on adult males in polygynous species can lead to a highly biased sex ratio that can have multiple deleterious effect and cause population collapse (*e.g.*, reduction of fecundity and young survivorship; Ginsberg & Milner-Gulland, 1994; Milner *et al.* 2006; Solberg, Loison, Ringsby, Sæther, & Heim, 2002).

In the longer term, the selective harvesting on a class of individuals can have an evolutive impact on the population that can further reduce the population size (Allendorf *et al.* 2008). Fishing and hunting target the biggest individuals that lead to an increase of their mortality rate. Consequently, the harvest over large individuals tends to select for smaller individuals that have lower fitness. It is the opposite direction to natural selection. Hence, harvesting the largest individuals in fish can lead to changes in life history traits (*e.g.*, earlier sexual maturation, reduction of larval growth and adult body size; Allendorf & Hard, 2009; Bevacqua *et al.* 2012; Walsh, Munch, Chiba, & Conover, 2006). This counter-selection against large individuals occurs similarly in terrestrial mammals and the future generations will thus comprise individuals with lower breeding value and survival rate (Coltman *et al.* 2003; Allendorf & Hard 2009).

### 4.2 Ecosystem perturbation

#### 4.2.1 Habitat deterioration

Multiple fishing methods do exist. The most invasive ones are trawling and bottom set gillnets methods. Those methods directly remove benthic species on the sea floor that are responsible for the three-dimensional structure. By sediment displacement, bottom

trawling makes the sea floor smoother (Puig *et al.* 2012). The sea floor's three-dimensional structure has important functions for fish and invertebrates species such as refuge from predation, nursery, food resource and change as well hydrodynamic flows (Turner *et al.* 1999). Despite the observation of the serious damages on the sea floor, this method is still commonly used. The damages observed on the targeted species is likely to reduce species fitness inducing lower fishing yields which questions the economical interest of those methods in the long term (Hiddink *et al.* 2011). Additionally to the destruction of fragile habitat like slow growing coral reefs, trawling and bottom set gillnets can contain up to 20% by-catches<sup>20</sup>. This harvesting method has thus a direct impact on the whole ecosystem.

#### 4.2.2 The Domino effect

The effect of the overexploitation is depending on the role of the species in the ecosystem. The removal of species that have a crucial role in their environment, keystone species, can cause the decline of numerous related species (*e.g.*, sea otters; Estes & Palmisano, 1974). By definition, the removal of keystone species will have a serious impact on the ecosystem (Mills *et al.* 1993) because of their function. First, ecosystem-engineers modify significantly their environment by their morphology or behavior and their removal can change the structure of the environment (prairie dogs; Miller & Ceballos, 1994; coral species; Gibson & Atkinson, 2010; European rabbits; Delibes-Mateos, Delibes, Ferreras, & Villafuerte, 2008). Second, the removal of prey species will likely have an impact on their predator species. For example, in fisheries, the removal of low trophic level species, even limited at the maximum sustainable yield, can lead to a decrease in the abundance of marine mammals, seabirds and other commercial species (*e.g.*, keystone prey, Mills *et al.* 1993; Smith *et al.* 2011). Third, the harvest of predator species has an impact on the predator-prey system as well because predators regulate prey abundance (*e.g.*, keystone predator, Kar & Ghosh, 2012; Mills *et al.* 1993). Last, the removal of species that have a crucial role in mutualistic relationships and are thus crucial to the survival of several plant or fungi species (*e.g.*, some bird pollinators or mammal seed disperser) will affect the corresponding species (*e.g.*, keystone mutualist, Fa & Brown 2009; Mills *et al.* 1993; Nasi *et al.* 2008).

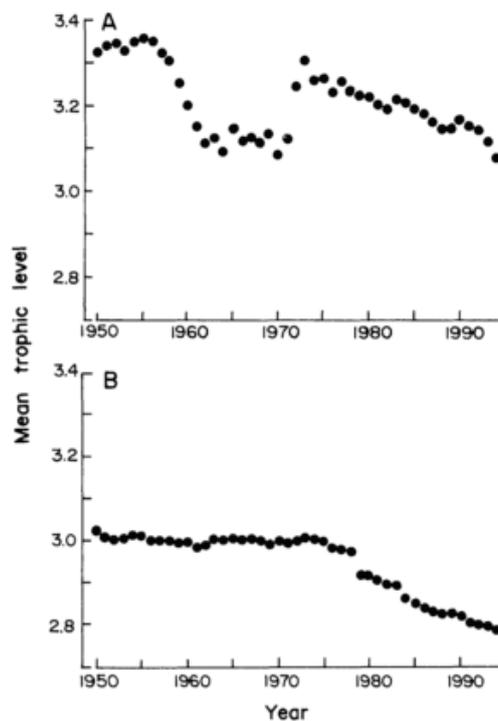
Another type of domino effect can be created as a result of hunters' or fishers' behaviour. Hunters will preferentially focus on the largest species (*e.g.*, more than 6.5

---

<sup>20</sup> <http://news.sciencemag.org/scienceinsider/2012/07/european-commission-proposes-pro.html?ref=em>

kg in Neotropical forests; Jerzolimski & Peres, 2003) that maximise their net benefits (*i.e.*, amount of meat harvested per unit harvest effort). When the availability of the large species decreases the exploitation will gradually switch to smaller species (*e.g.*, from tapirs and primates to squirrels and cane rats, Jerzolimski & Peres, 2003; Milner-Gulland & Bennett, 2003). Jerzolimski and Peres (2003) showed that the number of small species sold on the market was positively correlated with the age of the settlement suggesting that larger mammals have been depleted. In fisheries, this preference for large species results in a gradual transition in the harvest from large, high-trophic level, piscivorous fish to small, lower-trophic level fish that feed on small invertebrates and plankton (Pauly, Christensen, & Dalsgaard, 1998; Figure 10). This shift first leads to an increase in the catches, followed by a transition phase and then a decline that push fishermen to shift to smaller species which likely lead to a large fishery collapse.

**Figure 10: Global trends of mean trophic level of fisheries landings from 1950 to 1994.** (A) Marine areas; (B) inland areas (Pauly, Christensen, & Dalsgaard, 1998).



### 4.2.3 Loss of ecosystem functions and services

Ecosystem properties and functions are the physical characteristics of the ecosystem (*e.g.*, producer abundance, decomposer activity, nutrient flow) and are related to

ecosystem services that are the benefits people obtain from ecosystems (*e.g.*, provision of food or wood; Balvanera *et al.* 2006). Top predators for example (*e.g.*, tigers and lions) provide both ecosystem services through the regulation of prey species and through the creation of ecotourism benefits for their attractiveness to tourists (Dobson *et al.* 2006). Biodiversity loss is likely to reduce ecosystem services that are necessary for human well-being. Indeed, biodiversity is positively correlated both with the performance and the stability of ecosystem functions and services (Balvanera *et al.* 2006). In oceans for example, the biodiversity loss leads to an exponential increase in the rate of resource collapse and decrease of its recovery potential, stability (*i.e.*, ability to resist to recurrent perturbations) and water quality (Worm *et al.* 2006). Hence, the actual marine biodiversity loss (Jackson 2008) is reducing ocean capacity to provide food, maintain water quality and recover from perturbations (Worm *et al.* 2006).

## **5. Toward sustainable exploitation**

### **5.1 Reducing the exploitation to sustainable off-takes**

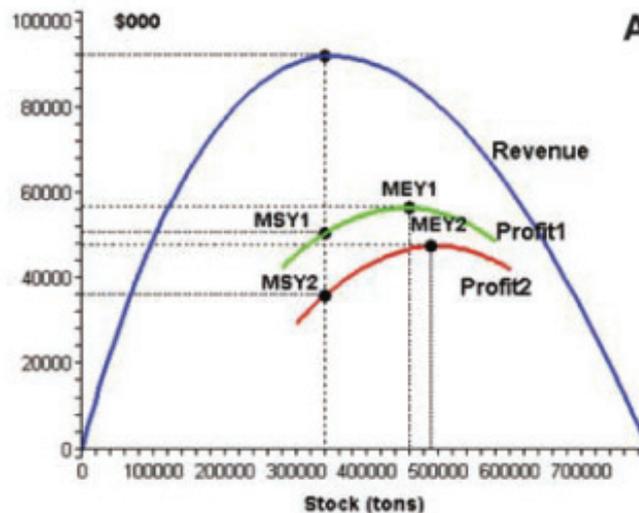
There are several definitions of sustainable exploitation. The article 2 of the Convention on Biological Diversity defines sustainable use as: “The use of components of biological diversity in a way and at a rate that does not lead to the long-term decline of biological diversity, thereby maintaining its potential to meet the needs and aspirations of present and future generations” (TRAFFIC 2011). Milner-Gulland and Rowcliffe (2007) have proposed a definition that includes 2 other aspects additionally to biological sustainability: the social and the economic sustainability. Accordingly, the sustainable exploitation of a species should not lead to the long-term decline of the species or of other components of the ecosystem that rely on this species and is socially and economically viable.

#### **5.1.1 The MSY**

The maximum sustainable yield (MSY) corresponds to the maximal proportion of the population that can be harvested without being detrimental for the population and is associated to a minimum population biomass ( $B_{MSY}$ ). The MSY is the highest sustainable off-take and if the price is considered constant, should generate the highest revenue. The objective for the sustainable management of reduced fish stocks to permit

the stock recovery until it reaches the  $B_{MSY}$  that allow a sustainable exploitation and maximise the revenue. However, Grafton *et al.* (2007) suggest that the reference biomass should rather be the biomass that corresponds to the maximum economic yield ( $B_{MEY}$ ). Indeed,  $B_{MEY}$  is higher than  $B_{MSY}$ . Hence, the exploitation cost is lower and the profit is higher of a lower yield (Grafton *et al.* 2007; Figure 11).

**Figure 11**  $B_{MEY}$  and  $B_{MSY}$  of Western and Central Pacific big eye tuna. The two profit curves illustrate the sensitivity of the profits made to an increase in fuel cost (plus 30 cents per litter for the red curve; Grafton *et al.* 2007).



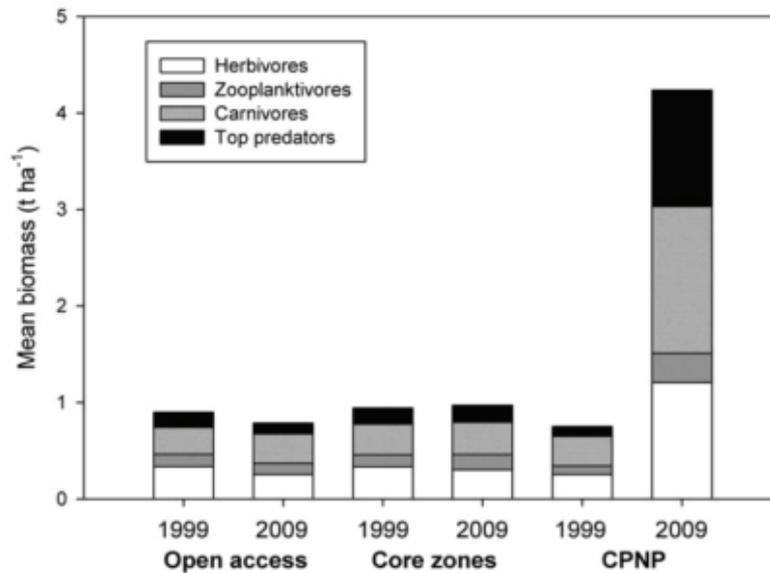
### 5.1.2 Off-take limitation methods

Reaching the biomass that makes the maximum profits through the recovery of the stock would lead to short term loss which makes it hardly applicable (Grafton *et al.* 2007). Several types of limitation methods are currently used to exploit more sustainably. First, a common management method is constant-yield harvesting which corresponds to a fixed number of individuals removed (Stephens *et al.* 2002). The use of constant yield harvesting method can be risky as it does not consider stock fluctuations and can cause population decline (Roughgarden & Smith 1996) especially in small populations (Stephens *et al.* 2002). Second, the method of constant-effort harvesting could be more appropriate because of its natural adaptation to the state of the resource (Roughgarden & Smith 1996; Martinet *et al.* 2010). It is thus less dependent on yearly scientific assessments used to track stock fluctuations and reduces the risks of uncertainty (*e.g.*, bearded pig *Sus barbatus*, Lee *et al.* 2011; Martinet *et al.* 2010). For fisheries, Shepherd (2003) proposes the number of days spent in the sea per boat as the

most practicable measure of fishing effort and a comprehensive satellite surveillance system as the control method. Third, threshold harvesting consists in harvesting only when the population is above a threshold size (Stephens *et al.* 2002). This threshold could be defined as a proportion of  $K$ , the equilibrium unexploited population size (*e.g.*, 60% of  $K$  for an Alpine marmot population *Marmota marmota*; Stephens *et al.* 2002). It is based on the assumption that a species can be exploited until a minimum size with no risks for its survival (Stephens *et al.* 2002). Fourth, the limitation on the age of the individuals that can be harvested is a commonly used method as well. This method is appropriate where the data to estimate the overall population size is lacking (Whitman *et al.* 2004). For example, this method has been proposed for the regulation of trophy hunting on large carnivores species particularly infanticidal one with extensive paternal care (Packer *et al.* 2009; Balme *et al.* 2012). Reliable ageing methods have been proposed for lion and leopard males (Whitman *et al.* 2004; Balme *et al.* 2012)). This minimum age-based management method can be used as well for the regulation of trophy hunting on ungulates (*e.g.*, Bighorn sheep *Ovis canadensis*; Coltman *et al.* 2002) and for fisheries (*i.e.*, minimum size to protect young fish or maximum size limitation to favour the growth of large fish; Mullon *et al.* 2011). Fifth, a spatial heterogeneity in the off-take with the delimitation of no-take zones could reduce the risk of overexploitation. The establishment of unharvested areas can lead to an increase in the species biomass and abundance, predator species biomass and the restoration of natural marine communities (Aburto-Oropeza *et al.* 2011). In fisheries, the high costs of marine protected area (MPA) establishment (McCrea-Strub *et al.* 2011) can be quickly recovered by increased catches and harvest sustainability as well as through the development of tourism (Balmford *et al.* 2004). Aburto-Oropeza *et al.* (2011) show that no-take zones with the appropriate size can successfully lead to the recovery of fish species (*e.g.*, reef fish biomass recovery in the Cabo Pulmo National Park (CPNP), Gulf of California, Mexico; Figure 12) and present this method as the most successful to conserve and restore marine ecosystems. The creation of no-take areas could be efficient as well for the persistence of hunted species (red howler monkeys *Alouatta seniculus*; McCullough, 1996; Wiederholt, Fernandez-Duque, Diefenbach, & Rudran, 2010) and when the exploitation concerns multiple species (*e.g.*, mammals in tropical forests; Mockrin & Redford, 2011). Last, the ultimate method left to prevent the extinction of an exploited species is to ban the exploitation. The enforcement of this method is difficult mainly because of the economic loss and requires an appropriate management of the other exploited species of the area that will likely be more exploited

to compensate for the loss (Garza-Gil *et al.* 2011). Additionally, the recovery of the species is not guaranteed (*e.g.*, 12 years with no improvement for cods; Bundy & Fanning, 2005; delay in recovery because of genetic changes due to selective fishing; Walsh, Munch, Chiba, & Conover, 2006; population already below a threshold size and subjected to an Allee Effect; Stephens, Sutherland, & Freckleton, 1999). Compliance to the moratorium can be hard to achieve as well. As an example, the moratorium on ivory sell placed by the CITES in 2008 does not seem to efficiently protect elephants as poaching is rising and causes the decline of the species (Wasser *et al.* 2010).

**Figure 12 Average biomass of fish trophic groups surveyed in 1999 and 2009 in MPAs of the Gulf of California.** The three site categories are open-access zones, core (no-take) zones in MPAs other than the CPNP (35% of no-take area; Aburto-Oropeza *et al.* 2011).



### 5.1.3 Choosing the right management method

One of the major causes of failure of sustainable management plans is probably the lack of reliable information that is available on the species (Msoffe *et al.* 2007). Obtaining information on species distribution, population size, density and trend is both costly and time consuming. Unfortunately, time and money are often limiting in conservation planning. However, the increasing use of local ecological knowledge could fill these gaps and help with defining a successful management method (Berkes & Colding 2000; Berkes 2003; Gerhardinger *et al.* 2009). Additionally, the Adaptive Management (AM) method has been created to overcome the limited feasibility of predicting changes in the

resource environment as well as the response of the resource and lack of knowledge on the species (Holling 1978). The principle of this method is to try different management methods to increase the knowledge about the species by observing the direct system response and resilience, however this method has several limits (*e.g.*, not applicable to rare species, difficult compliance of stakeholder to changing management plans and can be risky when tested methods of heavy harvesting; Milner-Gulland & Rowcliffe 2007).

The Management Strategy Evaluation (MSE) could be compared to the AM method as the principle of both methods is to test different management strategies. However, the former uses a theoretical system contrary to the latter that tests the different strategies in the real system. The MSE approach is used to compare candidate management strategies using computer simulations and choose the one that both (i) best meet management objectives and (ii) is robust to uncertainties (Smith *et al.* 1994). The MSE originally used in fisheries open wide perspectives for quantifying the strengths and weaknesses of different harvest regimes (*e.g.*, Gemfish *Rexea solandri*; Punt & Smith 1999; school shark *Galeorhinus galeus* and gummy shark *Mustelus antarcticus*; Punt *et al.* 2005; common coral trout *Plectropomus leopardus*; Mapstone *et al.* 2008). The success of this new framework for use in fisheries and the diversity of parameter that this tool can consider support its use for the management of terrestrial harvested species particularly when there is a complex socio-economic context (Milner-Gulland *et al.* 2010; Annexe 2). After its adaptation to hunted species, MSE use could largely improve the choice in diverse management strategies for its robustness and poor time-consumption (Bunnefeld *et al.* 2011). The terrestrial species management would thus benefit from crossing the boundaries between disciplines through the use of the large background in fisheries management for wild meat and recreational hunting (Milner-Gulland *et al.* 2010).

## **5.2 Involving local people for sustainable management**

### **5.2.1 Awareness campaigns**

Many studies advocate that public awareness campaigns are a key element to the success of a sustainable management plan (Milner-Gulland & Rowcliffe 2007; Lindsey *et al.* 2011; Meijaard *et al.* 2011; CITES 2012; Mateo-Tomás *et al.* 2012). It is likely that the majority of local people never got the information about the set of threatened species in their environment. People who hunt or fish to provide meat to their family in

a developing country are less willing to be interested in wildlife conservation than people in developed countries (Gibson & Marks 1995). However, environmental education could be used to try to change consumption and selling behavior through raising attention on the unsustainability of the exploitation (Wilkie & Godoy 2002).

### **5.2.2 Synergy between the different actors**

The natural range of marine and terrestrial species often surround several countries. The management of the resource thus involves several governments and various actors within each government, the common-pool resources (CPRs). The management of CPRs is tricky because of overlapping authority, conflicting decision-making processes and tension between stakeholders that have different interests (Susskind *et al.* 2012). Hence, conservation planning should be a collaborative planning. Additionally to the establishment of a good dialogue between the protagonists, each stakeholder should be involved in the decision-making process both for a full exploitation of the local knowledge and ensure the optimal mutual gains (Jones & Burgess 2005; Susskind *et al.* 2012). The collaboration of organisations from different continents and of different types (*e.g.*, governmental, NGOs, industries) significantly contributed to the reduction of illegal fishing in the Southern ocean (Osterblom & Bodin 2012).

### **5.2.3 Community-based management**

As previously mentioned, a major cause of failure of sustainable management programs is the lack of integration of the local communities in the program. Additionally to the loss of legal use of wildlife, conservation programs often affect local communities (*e.g.*, loss of crops or livestock; Gusset *et al.* 2009; Meijaard *et al.* 2011). Community-based Wildlife Management (CWM) where the rural communities rightfully control, manage and benefit from the resource, could be a robust sustainable management method where there is wild meat hunting and human-wildlife conflicts (TRAFFIC 2011). Those programs often fail because obtaining the involvement of the community and ensuring that an equitable amount of the benefits stays in the hands of the local communities and is fairly distributed is difficult and local communities often do not get what was promised (Songorwa & Zealand 1999). However, those difficulties can be overcome as there are multiple examples of success of both terrestrial and marine CWM programs (Songorwa & Zealand 1999; Freeman & Wenzel 2006; Frisina & Tareen 2009; Aburto-Oropeza *et al.* 2011).

## 5.3 Alternatives to the exploitation of wild populations

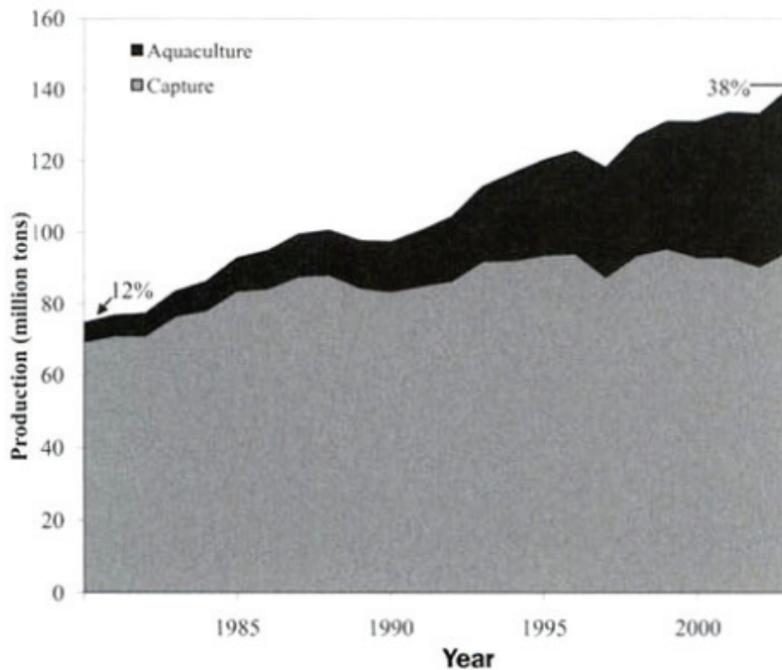
### 5.3.1 Alternative food and income resources

In the humid tropics, people depend on wild meat both for food and income (Milner-Gulland & Bukreeva 2003). First, the decline of wild species and the increasing human population size in those regions creates a high food insecurity. Increasing agricultural productivity and/or farmed meat production are thus needed to feed the population. Increasing the agricultural productivity is challenging (*e.g.*, building infrastructures, develop appropriate technologies, encourage private investment) and increase in agricultural land is risky for both habitat preservation and surrounding ecosystems (TRAFFIC 2011). Domestic meat production and wildlife farming could be the best solution to reduce population reliance on wild meat (*e.g.*, in Neotropical forests; Nogueira & Nogueira-Filho 2011; TRAFFIC 2011). Some studies suggest that in places where wild meat consumers do not hunt particular species, promoting hunting for high-reproductive rate species that could sustain higher rate of harvest, could reduce the pressure on threatened species (Fa & Brown 2009; Macdonald *et al.* 2011). For example, in African moist forests, McDonald *et al.* (2011) promote a policy that encourages the exploitation of species that can resist to high harvest rate (*e.g.*, blue duiker *Cephalophus monticola*, brush-tailed porcupines and grass-cutters) and discourage (*i.e.*, minor disincentives to trading and consuming such as small fines should be enough) the exploitation on more fragile species such as primates (*e.g.*, chimpanzees *Pan troglodytes vellerosus*, drills *Mandrillus leucophaeus*). Second, as wild meat is a major source of income in humid tropics and rural Africa, the attenuation of the wild meat crisis necessitates the development of other sources of income to local people (Rushton *et al.* 2005). Several alternative income possibilities have been established in developing countries. The production and selling of farmed meat (*e.g.*, cattle, goat or poultry) is one of the alternative sources of income (*e.g.*, in South America, Rushton *et al.* 2005) as well as the breeding of mini-livestock (*e.g.*, peccaries and other small species in Latin America; TRAFFIC 2011). The development of community conservancies that earn income through game ranching and trophy hunting is a potentially successful method to generate alternative income and protect wildlife (TRAFFIC 2011). This method has been highly successful in protecting wild land and increasing wildlife in Namibia (Connif 2011). Other options are the development of markets for hand made items (*e.g.*, in Kenya), planting/farming and raising a local

resource and sell it through a fair trade commercialisation (e.g., in Ecuador) or the development of beekeeping activity (e.g., in Cameroon; TRAFFIC 2011). Before choosing one of those options, a study is required on the existence of a market for the product and that the demand is high enough both to recover the investments and make the activity more profitable than the selling of wild meat.

In fisheries, Diana (2009) has shown that aquaculture can be beneficial to conservation through reducing the pressure on some wild stocks and through stocking organisms that could be used to enhance depleted stocks (Diana 2009). However, aquaculture can have multiple negative effects on biodiversity such as the escapement of non-native species or cultured fish that could have a genetic impact on the wild population (e.g., wild salmonids; Lorenzen *et al.* 2012), water pollution and habitat loss (Diana 2009). Additionally, farming of large fish often uses wild fish for feeding them and could thus maintain the pressure on marine ecosystems (Naylor *et al.* 2000)<sup>21</sup>. Aquaculture is the most rapidly growing food production system and it is not likely to stabilise with the ongoing growth of the human population size thus the environmental effects should be continuously scrutinized to protect biodiversity (FAO, 2012; Figure 13).

**Figure 13: Worldwide capture from wild fish stock and culture production in millions of metric tons from 1980 and 2004 (Diana, 2009).**



<sup>21</sup> Brinker (2011) proposed the replacement of fish proteins by plant proteins is farmed fishmeal.

### 5.3.2 Reducing international wildlife trade

Finding sustainable alternatives to international wildlife trade is extremely challenging. Indeed, the use of farmed animals to replace wild animals is likely to fail because of the preference of some consumers for wild products (Drury 2009). Additionally, consumers show a preference for rare species compared to common species (Gault *et al.* 2008; Angulo *et al.* 2009; Graham-Rowe 2011). Hence, in some market such as products for Chinese medicine, even if cheaper, synthetic and more efficient products do exist it seems that people prefers the natural one (Sheng *et al.* 2012). Wildlife trade is most often illegal as it is prohibited in most countries (Regueira & Bernard 2012) and threatens multiple species (TRAFFIC 2010; Wasser *et al.* 2010; Graham-Rowe 2011). Illegal wildlife trade is the largest form of black market after drug selling and before arm trafficking (Warchol 2004). The Saiga antelope (*Saiga tatarica*) is an example of steep decline mainly due to illegal hunting (Milner-Gulland *et al.* 2001). Poached for meat and horns, the species is now critically endangered (IUCN Red List, version 2012.2). One of the causes of illegal wildlife trade magnitude is the lack of strength and enforcement of disincentive measures. Multiple examples of low fine and short imprisonment time for smuggling protected species compared to the highly detrimental impact of it can have on those species have been reported in England (Lowther *et al.* 2002). More recently in Brazil, Regueira and Bernard (2012) reported that traders selling illegal wildlife in Brazilian markets were not scared with repression. The risk of being arrested or fined for selling wildlife illegally was low which likely encourages the trade (Regueira & Bernard 2012). In some places, the penalties defined by the law are not strong enough whereas in other places the repression is severe enough but the lack of funding precludes proper controls and enforcement (Nijman 2010). As the illegal wildlife trade is a rising threat to species conservation, the enforcement of repressions is crucial to deter some traders from poaching. Fortunately, with the appropriate involvement of the local population, poaching control even for a highly valued natural product can be successful (*e.g.*, one-horned rhinos *Rhinoceros unicornis* in West Bengal; Vigne & Martin, 2012).

## 6. Conclusions

Over-exploitation has become a major cause of biodiversity loss and massive population declines have been recorded in marine and terrestrial systems. Humans induce wildlife mortality through various ways and purposes (*e.g.*, accidentally, to protect their interests, recreationally, for profit making or to meet vital food needs). Unsustainable off-takes both lead to a reduction of exploited population sizes and to the perturbation of whole ecosystems. The human population size and trend, the increase in life-standards and consumption rates, and the inappropriate management and definition of property rights on wildlife altogether are responsible for the current unsustainable exploitation of natural resources. The reduction of the exploitation to low off-takes to allow stock recovery is difficult to enforce as it would lead to short term economic loss. Exploiting to extinction could be a better economic strategy than exploiting sustainably on the long term as well. However, several off-take limitation methods that have already been successfully used are available and relevant methods can help determine the appropriate management method. Additionally, some keys to the success of the sustainable management plan have been identified, such as the involvement of local communities in the decision-making. The use of alternatives food resources and income resources have shown to be efficient in reducing people reliance on wildlife and lowering exploitation. One of the main difficulties is to control for illegal exploitation. An additional difficulty is that even if reliable long-term studies are conducted, this information could become irrelevant in the coming years because of environmental changes. To increase the probabilities of success, all the management methods should be considered under a pessimistic climate change scenario, which would probably further reduce the sustainable yield.

Worldwide declines indicate that human population has surpassed the capacity of the earth to supply enough resource to sustain current consumption rates. Hence, human population will probably have to change its consumption behavior to stop emptying natural systems. The rise of mass consumption societies has seen the notions of luxuries and necessities changing over time (Matsuyama 2002). According to Diamond (2008), the average consumption rate in developed countries is 32 times higher than in developing countries. Hence, population growth in developing countries would be less a problem to the whole world than consumption behavior in North-America, Europe, Japan or Australia. Resource overexploitation could thus be lessened

through the reduction of consumption rates by developed countries through reducing the high waste rates and using the sustainable management options that are now available.



*Note sur le vocabulaire utilisé dans les chapitres 3 à 5*

Dans les chapitres qui suivent, les termes “chasse aux trophées” sont utilisés pour désigner la “chasse aux trophées touristique” comme elle a été définie dans l’introduction.



## Chapitre III

# Les déterminants du prix du trophée

---

Lucille Palazy, Christophe Bonenfant, Jean-Michel Gaillard & Franck Courchamp. 2012.  
Rarity, trophy hunting and rare species. *Animal Conservation* 15, 4-11.

---



**Abstract**

The size and shape of a trophy constitute major determinants of its value. We postulate that the rarity of a species, whatever its causes, also plays a major role in determining its value among hunters. We investigated a role for an Anthropogenic Allee effect in trophy hunting, where human attraction to rarity could lead to an overexploitative chain reaction that could eventually drive the targeted species to extinction. We performed an inter-specific analysis of trophy prices of 202 ungulate taxa and quantified to what extent morphological characteristics and their rarity accounted for the observed variation in their price. We found that once location and body mass were accounted for, trophies of rare species attain higher prices than those of more common species. By driving trophy price increase, this rarity effect may encourage the exploitation of rare species regardless of their availability, with potentially profound consequences for populations.

**Keywords**

Anthropogenic Allee effect; conservation; hunting management; trophy price; mammals

## 1. Introduction

Over-exploitation of natural resources by humans is one of the main causes of the current and dramatic loss of biodiversity (Kerr 1994; Burney & Flannery 2005). Despite occurring worldwide and therefore constituting a common type of natural resource exploitation, trophy hunting is generally considered as a low threat for animal species (Lindsey *et al.* 2007a). In contrast to subsistence hunting, trophy hunting consists of killing few animals, for recreational purposes, both for pleasure, *i.e.*, the experience of the hunt, and in order to collect and display trophies made of horns, antlers, skulls, tusks or teeth, in a process akin to hobby collections (Milner *et al.* 2007).

Recently, there has been much debate concerning the relationship between sport hunting and conservation (Bodmer *et al.* 1997; Gordon *et al.* 2004; Whitman *et al.* 2004; Loveridge *et al.* 2006a). On the one hand, hunting is perceived as detrimental for target species for several reasons. Species affected by trophy hunting are usually large- and long-lived species whose population dynamics are slow (Fowler 1988; Owen-Smith 1988) and typically occur at low local abundance (Damuth 1981). Harvesting low-density populations of large mammals is likely to have a strong impact on their dynamics and viability (Bodmer *et al.* 1997). Moreover, the current worldwide trend of increasing wealth, in particular in the Middle East, Russia and China; (Dubois & Laurent 1998; Guriev & Rachinsky 2009), is likely to be paralleled by a growth in demand for sport hunting. Risks of population collapse are further increased by the current lack of adequate scientific data used to establish hunting quotas and the lack of enforcement of these quotas (Anderson 2001; Whitman *et al.* 2004; Packer *et al.* 2009). In addition, hunters normally target large males, which are in general those that face strong sexual selection pressures often resulting in a lower survival compared to females (Short & Balaban 1994). Empirical evidence suggests that such a selective harvest can impact both population structure and long-term population dynamics (Milner *et al.* 2007). Moreover, trophy hunting has also been shown to modify the behaviour of individuals and the spatial structure of populations (Davidson *et al.* 2011). Globally, trophy hunting has been shown to be detrimental to several species (Swenson *et al.* 1997; Caro *et al.* 1998; Packer *et al.* 2011). Hunting can, on the other hand, generate substantial income that, at least in part, is directed towards the conservation of hunted species and their habitats (Lewis & Alpert 1997; Leader-williams 2009). For

instance, trophy hunting yields around US\$30 million per year in Namibia and 100 million in South Africa (Lindsey *et al.* 2007b). Furthermore, private ranches, particularly in southern Africa, are increasingly converting from livestock and agricultural production to game animal production and the restoration of natural habitats. For example, this conversion from agricultural lands to natural habitats has been beneficial to white and black rhinos (Leader-Williams *et al.* 2005; Cousins *et al.* 2008; Lindsey *et al.* 2009). For these reasons, the culling of a few individuals can ultimately be beneficial for the hunted population as a whole (Gunn 2001; Loveridge *et al.* 2006a).

A hitherto unsuspected factor is likely to alter these current hunt-based conservation programs. Recent studies have shown that rare species are often perceived as having a high value, no matter the cause of their rarity (Gault *et al.* 2008; Angulo & Courchamp 2009; Angulo *et al.* 2009). Under this theory, named the Anthropogenic Allee effect (AAE hereafter), rare species should be the most valuable and attractive to hunters, and therefore be disproportionately sought after. Several wildlife-related economic markets might be driven by this relationship between rarity and economic value (Courchamp *et al.* 2006). We suggest that trophy hunting could be one of them. Obviously, rare species are the most sensitive to overexploitation and trophy hunting may precipitate their decline and exacerbate their risk of extinction. If rarity leads to a higher economic value and higher attractiveness for sport hunters, this mechanism would impose major concerns for the preservation of rare species.

In a market economy, price is most often accepted as a measure of economic value. The identification of biological and ecological factors that influence trophy price has been the subject of recent investigations (Johnson *et al.* 2010), but many aspects have not been explored. For instance, no study has yet focused on a large range of ungulates that are legally trophy hunted throughout the world. Understanding pricing is crucial to better assess the hunting threat for a given species. Inter- and intra-specific variation in trophy price is strongly related to its size (Festa-bianchet 2003). Yet, the relative contributions of body mass, trophy size, hunt location and rarity on official trophy price, and how these parameters interact, remain to be quantified.

Here, we aimed to test whether the most threatened ungulate species are also disproportionately valued by trophy hunters. We surveyed 202 ungulate taxa, recording the average body mass of males and a measure of trophy size. We also recovered

information on their IUCN conservation status and geographic ranges to assess their rarity (Appendice 1). We collected data on trophy price for each species, as a proxy of their attractiveness. As closely related species are likely to share some phenotypic traits, we used Phylogenetic Generalized Least Squares (PGLS; Freckleton *et al.* 2002) models to assess what species characteristics (*i.e.*, male body mass, trophy size, trophy type, distribution range location and rarity) determine trophy price and tested for the possible occurrence of an AAE in ungulate taxa hunted for their trophies.

## 2. Methods

### 2.1 Data sources

#### 2.1.1 Hunted species

The Safari Club International (SCI) database (available on subscription at <http://www.scirecordbook.org/>) provided the list of trophy hunted species. Trophies recorded since 1973 are linked to the following information: hunter, guide and measurer names, date, location, weapon and SCI trophy score (see below). We obtained a list of 427 species and subspecies. We then focused on ungulate taxa for several reasons. First, trophy hunting is mainly focused on ungulates (88%; Baillie *et al.* 2004). Second, there is a high variation in body mass, conservation status and trophy price among ungulates. Third, by focusing on ungulates only, we limited heterogeneity in the measurement of trophy size, since trophies recorded for Felidae and Ursidae families are mostly skulls.

#### 2.1.2 Trophy price

To compare trophy prices, we used the “trophy fee”. The government decides the amount for this fee, which includes the permit for killing one animal. Interested hunting companies pay trophy fees but are then free to increase the price when they sell it to hunters, so to make profit (Booth 2009). Hence, the price fixed by the hunting companies is determined by market rules (Kotler *et al.* 2008). Intuitively, if the fee proposed by the government is too high to interest hunters or to permit a sufficient profit margin, the hunting society will not buy it. Thus, the price of the trophy (including both fee and profit) should be adjusted to the demand. This price therefore

provides an estimate of the perceived value of the trophy, regardless of the additional costs of the hunt (*e.g.*, guide, material, accommodation), which may differ according to many factors (*e.g.*, country, accommodation type, hunt duration). Thus, a high price should reflect a high demand for the focal species. We collected annual trophy prices from 76 hunting companies, running between 2005 and 2009. Trophy prices were missing for 135 taxa, which were consequently excluded from the analysis. We also excluded hunts in hunting reserves, such as ranches located in the United States (especially in Texas), which offer hunting for species classified as “extinct in the wild” by the IUCN, because those prices were likely to differ from hunting in the natural range of these species. After these exclusions, we obtained trophy prices for 202 unique taxa.

### **2.1.3 Mean body mass**

Male average body mass data were extracted from the literature (Silva & Downing 1995; Mysterud *et al.* 2001; Bro-Jørgensen 2007). When several sources were available, we used the median measure as the species-level body mass.

### **2.1.4 Trophy score**

For each recorded hunt, trophy measurements were systematically undertaken by an official measurer, according to the SCI Official Measurer’s Manual, the reference source for most hunters (116,455 trophies measured in the SCI database; Gandy & Reilly 2004). The SCI score includes measures of trophy length, thickness, and complexity (straight, spiral, volume). Hence, the score is directly proportional to the trophy size. This trophy score is denominated as “trophy size” in the following text.

### **2.1.5 Location**

Species in the SCI database are directly classified by continents or geographical regions (North-America, South-Pacific). We followed this classification in our analysis using a 4-levels factor for location: Africa, Europe, Asia and North-America. In this way, we could account for large-scale cultural or economic differences. We chose to use a continental rather than country scale because all species are not found in the same set of countries and because we could not find sufficient data at the country scale (*e.g.*, trophy prices for widely distributed species were available for only 2 or 3 countries).

### 2.1.6 Rarity

We quantified the hunters' perception of rarity through a combination of conservation status and species distribution area. First, conservation statuses were divided into 5 categories following the 2008 IUCN red list (available at <http://www.iucn.org/>): “critically endangered” (1), “endangered” (2), “vulnerable” (3), “near threatened” (4), and “least concern” (5). Second, to obtain distribution maps, we used both the SCI and IUCN databases because they were often different and the SCI database allowed us to include data at the subspecies level. We created geographic distribution categories for each taxon to minimize biases due to database differences (*e.g.*, method used, date of compilation). All taxa were classified into one of seven geographic distribution categories corresponding to 200,000, 580,000, 1,700,000, 4,900,000, 14,000,000, 40,000,000 and more than 40,000,000 km<sup>2</sup>, so that each geographic distribution category was 70% larger than the preceding category. This percentage was selected to obtain a reasonable number of categories while conserving a good level of information in the new variable. The reliability of distribution estimates was verified against the *PanTheria* trait database (Price & Gittleman 2007). Typically, category 1 encompasses endemic taxa, while category 7 corresponds to taxa with a continent-wide distribution. Subsequently, we conducted a Correspondence Analyses (Greenacre 1984) entering IUCN statuses and geographical distribution categories as variables. We used the scores of species on the first axis (accounting for 63% of total inertia) as a synthetic measure of rarity in the subsequent analyses, therefore reducing the number of degrees of freedom from 10 to 1.

## 2.2 Data analyses

Firstly, we tested three main models to assess the allometric relationship between trophy size and body mass. We first fitted a linear model, then a model including a threshold body mass (Ulm 1989) and finally a quadratic model to explore a potentially non-linear allometric relationship between trophy size and body mass (Calder 1984). As body mass and trophy size are positively correlated over most of the range of body mass observations due to allometric constraints (on a log scale:  $R^2 = 65.4\%$ ,  $P < 0.001$ ), we used the residuals of the relationship between log-transformed body mass and log-transformed trophy size (threshold model) to avoid redundant information in our

subsequent analyses of trophy price. Such a relative trophy size corresponds to the trophy size corrected for the body mass (*i.e.*, trophy size at a given body mass).

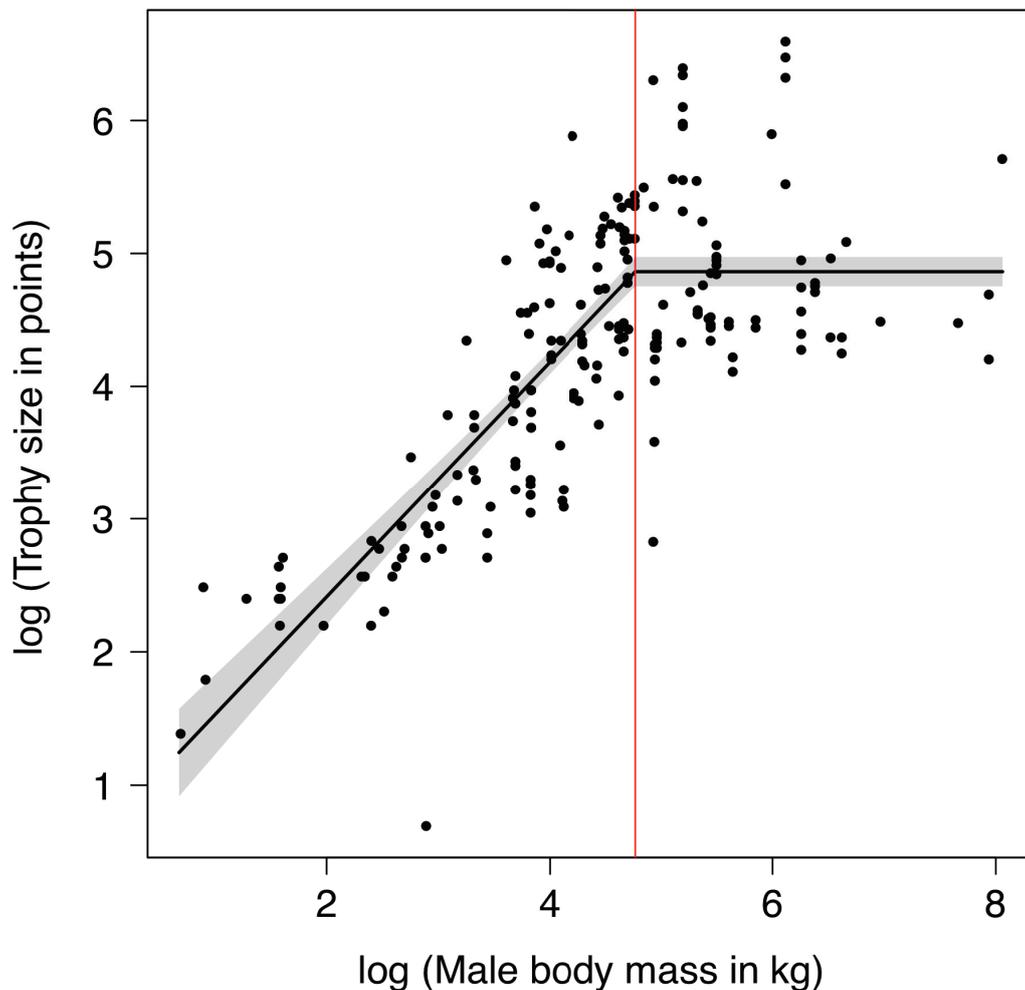
Secondly, we tested for the occurrence of a phylogenetic signal in trophy prices, because closely related taxa would yield non-independent observations. We chose a taxonomy-based tree for the signal test because phenotypic traits are the primary target of hunters. We used the Abouheif's test (Pavoine *et al.* 2008) implemented in the *ade4* package (Dray & Dufour 2007) of R 2.9.2 (R Development Core Team, 2009). We found that taxonomy had a marked impact on price variation among taxa ( $C_{\text{mean}}=0.42\pm 0.08$ ;  $P=0.001$ ). To account for this taxonomic correlation in trophy price, we tested the effect of the explanatory variables on trophy price using PGLS models constrained by a taxonomy-based weight matrix, *i.e.*, several closely related species were each given a lower weight compared to one phylogenetically distinct species. The Grafen method (implemented in 'ape' package; Paradis 2006) that gives a weight to each tree node to attribute branch length was used to build the weight matrix from the taxonomy of ungulate taxa.

Third, we tested for the effects of hunt location, body mass, relative trophy size, rarity index and the two-way interactions among these variables on trophy prices with PGLS models. We entered average body mass first because it is likely to be the main driver of variation in trophy price. There was no detectable correlation between body mass and rarity ( $R^2<0.0011$ ). After entering both location and body mass in our model, we then entered relative trophy size and rarity to reduce the risk of detecting a spurious rarity effect that would be caused by physical characteristics. We fitted all the combinations of variables and their two-way interactions, down to a simple linear model with location as the single variable explaining price. We systematically checked the normality of model residuals, which was always acceptable. We checked each model for highly influential points using the Cook's distance and when needed we refit the model again after having excluded outliers and always found the same significant effect. We used the Akaike Information Criterion (AIC) for model selection and we computed Akaike weights (AICw) to assess the relative statistical support of the fitted models (Johnson & Omland 2004). We used the base-10 logarithm for log-transformations.

### 3. Results

Our best model indicated that trophy size is non-linearly related to body mass as suggested by AIC values of 451.7, 387.6 and 412.6 for the linear, threshold and quadratic models, respectively. Hence, the best model included a threshold body mass of 117 [92-181, 95% CI] kg below which trophy size is linearly related to body mass and above which trophy size varies among species independent of their size (Figure 14).

**Figure 14: Allometric relationship between log-transformed body mass and log-transformed trophy size for 202 ungulate taxa.** Trophy size given in points is the SCI score calculated with official measurement methods. The vertical line corresponds to the threshold body mass (at 117 kg, 95% confidence interval between 92 and 181) separating two subsets of observations according to the best regression model. Black line is the model predictions and the gray shading represents the 95% confidence limits of the predictions.



The five models best accounting for the observed trophy price variation among species included location, body mass and rarity (Table 8). The model having the strongest statistical support (Akaike weight,  $w_i=0.80$ ) accounted for 29.8% of the observed variation in trophy price and included the additive effects of location, body mass and rarity (Appendice 2). On average, trophy prices were higher in Asia and Europe than in Africa and North America (partial  $R^2=0.12$  for this categorical variable in the best model, Table 9). Body mass accounted for most of the variation in price (partial  $R^2=0.27$ , Figure 15).

**Table 8: Five best Phylogenetic Generalized Least Square models of variation in trophy price.**

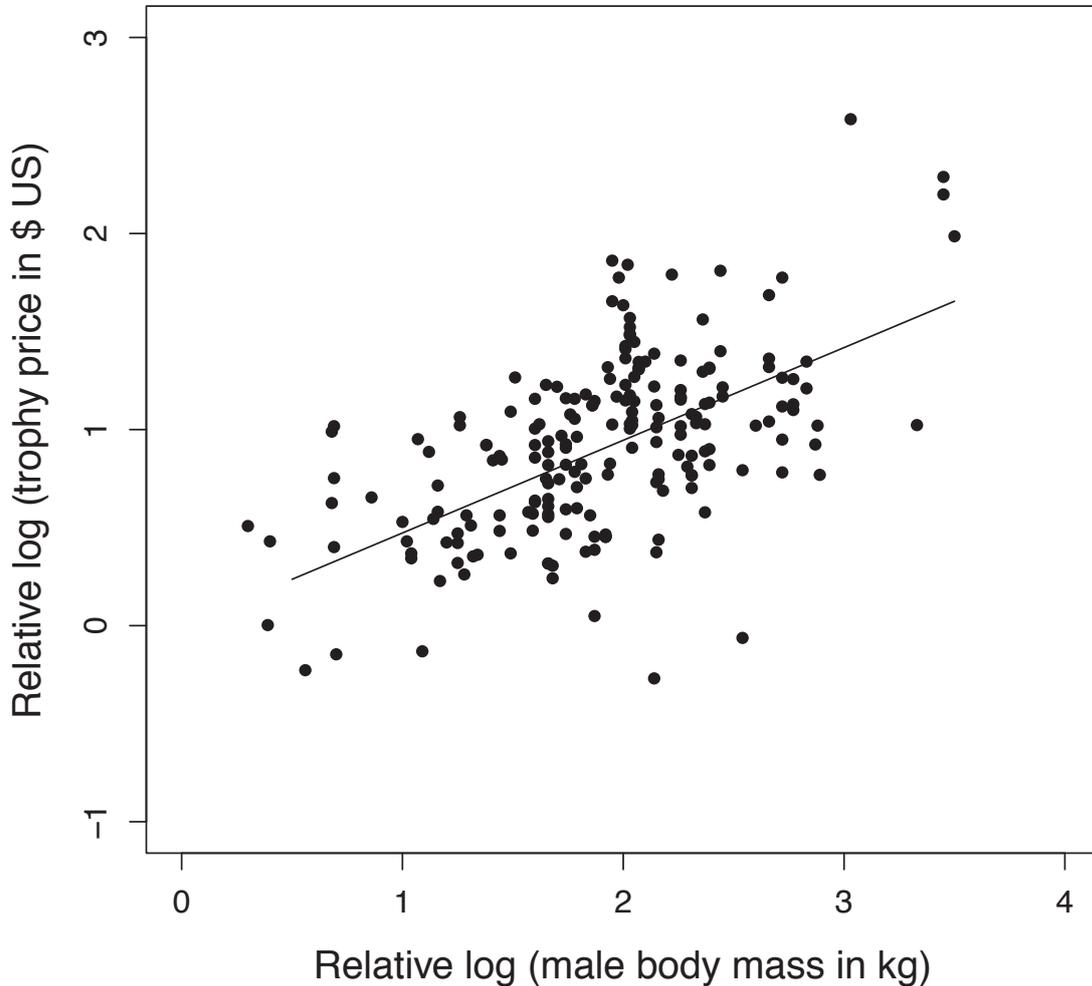
Models were selected according to the Akaike Information Criterion (AIC),  $\Delta AIC$  is the difference in AIC between the current and the best model, AICw is the Akaike weight (Burnham & Anderson 2002), each model has k parameters. The model with the best statistical support is emphasised in bold. The best fitting model accounted for a statistically significant proportion of variation in trophy price, P, and combined 4 different covariates: the location (L), the male average body mass (M), the relative trophy size (B; measured as the residuals from the regression of trophy size on body mass on the log-scale), the trophy type (T; horn, antlers or other) and rarity (R).

<b>Model</b>	<b><math>\Delta AIC</math></b>	<b>k</b>	<b>AICw</b>
<b><math>P \sim L + M + R</math></b>	0.00	8	0.80
$P \sim L + M + R + M*R$	4.80	9	0.07
$P \sim L + M + R + T$	5.40	9	0.05
$P \sim L + M + B + R$	5.90	9	0.04
$P \sim L + M + B + R + M*B$	7.40	10	0.02

**Table 9: Estimated coefficients of the best model parameters.** The trophy price is explained by 4 different covariates: the location, L (the location taken as a reference in the model is Africa), the male average body mass, M, the relative trophy size, B (measured as the residuals from the regression of trophy size on body mass on the log-scale), and rarity (R). For each coefficient, b is the estimate, SE is the standard error and CI is the confidence interval.

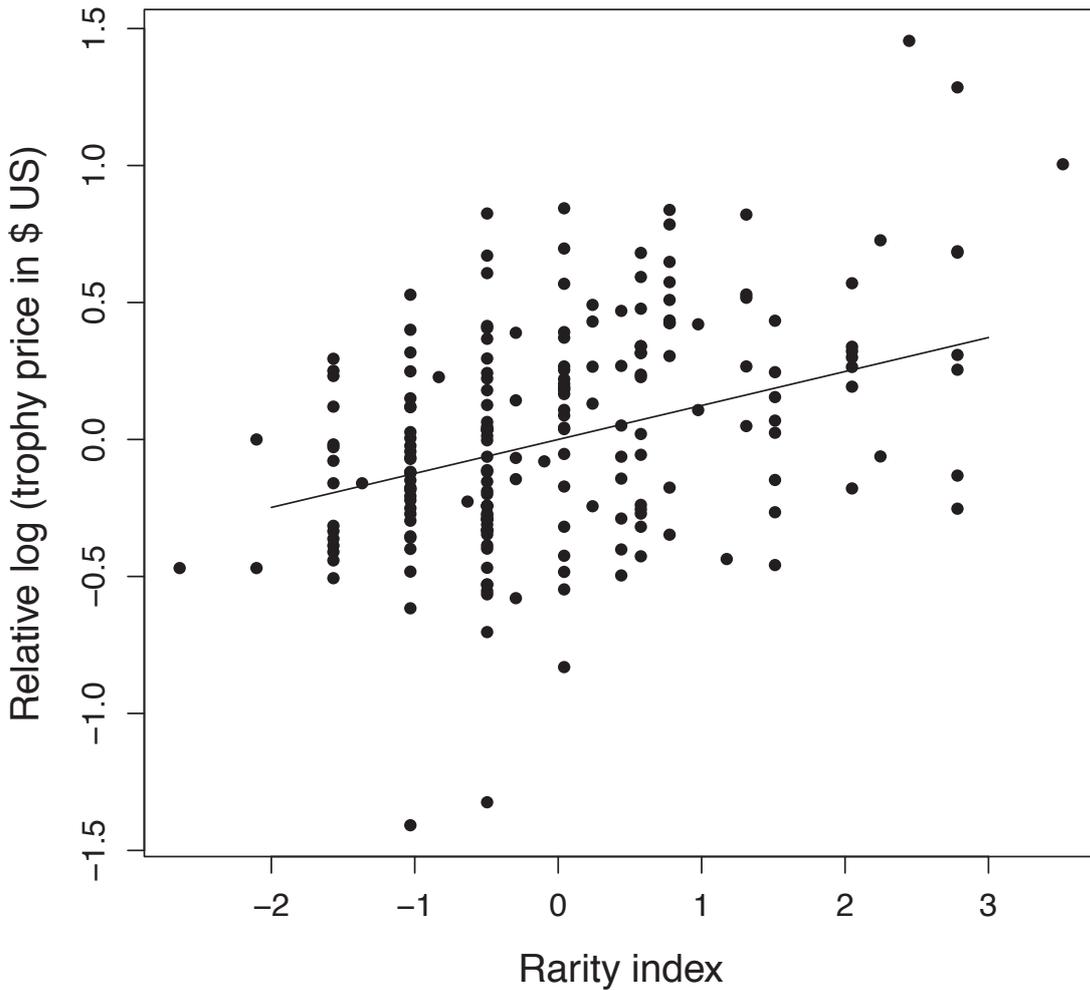
<b>Parameter</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>SE</b>	<b>CI</b>
Intercept	2.29	0.12	[2.05; 2.53]
L-Asia	0.34	0.08	[0.19; 0.51]
L-Europe	0.41	0.12	[0.17; 0.64]
L-North_Am	0.01	0.12	[-0.22; 0.25]
M	0.47	0.06	[0.36; 0.59]
R	0.12	0.02	[0.08; 0.17]

**Figure 15: Effect of body mass on log-transformed trophy price in US \$, once the effect of location has been accounted for.** The black line and circles correspond to the best model predictions and observed values respectively (202 taxa). The upper point corresponds to the black rhino *Diceros bicornis*.



Consistent with the AAE hypothesis, trophy prices were positively correlated with the rarity index of the species, regardless of the physical characteristics (partial  $R^2=0.13$ ; Figure 16). On average, the trophy price of the rarest taxa (with a rarity index above zero, 64 taxa) was over twice higher than the trophy price of the most common taxa (with a rarity index below zero, 128 taxa; 86 vs. 42 US\$/kg of body mass).

**Figure 16: Effect of rarity on the relative trophy price (i.e., trophy price once the effects of location and body mass have been accounted for).** We used the rarity index of each species (i.e., the score of the species on the first axis of the correspondence analysis conducted with IUCN statuses and geographical distribution information as variable loadings) as a continuous variable. The three upper points with high rarity scores are, from the left to the right, the Astor markhor *Capra falconeri falconeri*, the black rhino *Diceros bicornis* and the northern white rhinos *Cerathoterium simum cottoni*. The two lower points are the Barren Ground muskox *Ovibos moschatus moschatus* and Barren Ground caribou *Rangifer tarandus groenlandicus*. They should not be considered as outliers according to the Cook's distance.



Lastly, once the effects of location, body mass and rarity were accounted for, we did not find any support for an effect of trophy type (i.e., *Bovidae* with lifetime growing horns, *Cervidae* with deciduous antlers, and other trophy types found in *Rhinocerotidae* and *Moschidae*) on trophy price.

## 4. Discussion

On the basis of 202 taxa, we provide the most rigorous and, up to date inter-specific analysis of factors influencing trophy prices. Physical characteristics of animals are used both by hunters as cues for targeting animals and by trophy hunting societies to compare trophies. As such, they are commonly expected to be the main determinant of trophy price (Festa-bianchet 2003). Accordingly, we show that body mass is a strong determinant of trophy prices. Trophy size has no significant effect on the price.

We also found that species rarity is a strong determinant of the observed price. Indeed, the trophy price of a rare taxon is higher than that of a common one, after accounting for the effect of phylogeny, location and body mass (Figure 16). This result could be understood in two ways. First, because prices reflect the interaction between supply and demand in economic markets, the high prices of the rarest species seem not to be driven solely by virtue of their lower availability, but also by a genuine attractiveness to rare species. Rarity is a special case of wildlife-related economics: high prices induced by the reduction of availability do not lead to a decrease in the demand as it is usually the case. Rising prices of rare species are counter-intuitively paralleled by an increase in the demand (Hall *et al.* 2008). Bio-economic models predict that an AAE arises when rarity value is sufficiently strong such that market prices overcome the increasing costs of harvesting rare individuals (Hall *et al.* 2008). In this context, the significantly higher prices of the rarest trophies suggest that there is a potential for an AAE to occur in trophy hunting. Given the fragility of these rare species, it is thus worrying to find that rarity itself provides an intrinsic value and an associated incentive for exploitation.

Alternatively, the higher trophy price for rare species may result from the need to raise more capital for the conservation of these species. The trophy fee could be set at an artificially inflated price, with the idea that hunters will pay a high price for a rare species and thereby provide a large amount of money for its preservation. This hypothesis could be supported by the fact that trophy hunters generally display an interest in conservation, but the majority are willing to hunt exotic species (Lindsey *et al.* 2006). Unfortunately, we are currently missing data to distinguish among these competing explanations and no published material suggests that the higher rare species trophy prices we observe are driven by conservation incentives.

The recently challenged contention that economic extinction of a species' exploitation should always precede its ecological extinction, in the hypothetical situation whereby hunting is the sole threat to the species (Clark 1990), should raise awareness for trophy hunted species. Trophy prices can be surprisingly high for the most coveted species. When quotas only allow for a small number of individuals of a species to be hunted, prices for the limited trophy fees may escalate in private auctions. For example, one single bighorn sheep (*Ovis canadensis*) reached over US\$400,000 during such an auction (Festa-bianchet 2003). A sociological study of hunter motivation and willingness to pay high prices for trophies would be of great interest to develop our understanding of trophy pricing further and to provide conservation agencies with efficient management tools to modulate hunter's attraction for a target species.

In the context of an AAE, high hunting prices may promote a disproportionate harvest of species that are the least abundant, therefore escalating their threat of extirpation or extinction. Indeed, over-hunting and poaching are recognized by the IUCN as the primary cause of decline for 30 out of the 39 species in our database considered as threatened. For example, trophy hunting is thought to be the main threat to the endangered *Bos javanicus* in the Asian mainland (2008 IUCN red list). In other taxa, trophy hunting has also been shown as potentially dangerous for hunted populations. For example, declines of lion and leopard populations in Tanzania have recently been attributed to trophy hunting (Packer *et al.* 2011).

Trophy hunting is a particular aspect of sport hunting and the generalisation of our results to sport hunting is unclear. Trophy hunting is obviously strongly sex- and age-biased. This selective harvest is less true for sport hunting because hunters are also motivated by the desire to maximise meat yield or recreational opportunities. In addition, sport hunting mostly deals with abundant species, for which management policies aim at population control rather than conservation issues. Finally, because population control requires many hunters, hunting fees can generally not reach as high prices as those reported in trophy hunting. Overall, we do not think that the results of this analysis are transposable to sport hunting as a whole. However, these findings might be relevant for vulnerable species at a local scale that are subject to non-selective sport hunting.

If well managed, trophy hunting can be beneficial for both human communities and hunted species. Our study, however, demonstrates that rare species should be

treated cautiously and as special cases. In particular, we stress that as much as 40% of the trophy-hunted ungulates are considered to be at some form of risk according to the 2008 IUCN red list. In addition, the value of rare species may be a strong incentive for illegal hunting, against which conservation remains mostly powerless. This is especially cogent in the case of AAE.

## 5. Appendix

**Appendice 1: Data set collected for the analyses reported in the paper.** For each species (indicated in both scientific (Latin names) and vernacular (English names) formulations) are given the trophy price (P, in US\$), male body mass (M, in kg), IUCN conservation status (C), distribution area category (D), and S (SCI trophy score).

<i>Latin name</i>	<b>English name</b>	<b>P</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>L</b>
<i>Aepyceros melampus melampus</i>	Southern Impala	426	55.2	5	4	69	Afrique
<i>Aepyceros melampus petersi</i>	Black Faced Impala	2820	55.2	3	1	67	Afrique
<i>Aepyceros melampus rendilis</i>	East African Impala	663	55.2	5	3	77	Afrique
<i>Alcelaphus buselaphus caama</i>	Red hartebeest	999	143.0	5	3	81	Afrique
<i>Alcelaphus buselaphus cokei</i>	Coke Hartebeest	2254	143.0	5	2	73	Afrique
<i>Alcelaphus buselaphus lelwel</i>	Lelwel Hartebeest	747	143.0	2	4	76	Afrique
<i>Alcelaphus buselaphus major</i>	Western Hartebeest	1164	143.0	4	3	79	Afrique
<i>Alcelaphus lichtensteini</i>	Lichtenstein Hartebeest	923	178.3	5	5	76	Afrique
<i>Alces alces alces</i>	European Moose	2865	400.0	5	6	364	Europe
<i>Alces alces andersoni</i>	Western Canada Moose	1400	453.5	5	5	557	North-America
<i>Alces alces buturlini</i>	Chukotka Moose	7450	453.5	5	4	648	Asie
<i>Alces alces cameloides</i>	Amur Moose	6750	453.5	5	4	250	Asie
<i>Alces alces gigas</i>	Alaska-Yukon Moose	8400	453.5	5	3	731	North-America
<i>Ammotragus lervia</i>	Aoudad or Barbary Sheep	4767	112.0	3	3	166	Afrique
<i>Antidorcas marsupialis hofmeyri</i>	Kalahari Springbok	515	39.2	5	3	50	Afrique
<i>Antidorcas marsupialis marsupialis</i>	Black springbok	628	39.2	5	3	42	Afrique
<i>Antilocapra americana</i>	Pronghorn	300	47.3	5	4	99	North-America
<i>Antilope cervicapra</i>	Blackbuck	2241	45.2	4	4	81	Asie
<i>Axis axis</i>	Axis Deer	3008	53.0	5	4	178	Asie
<i>Axis porcinus</i>	Hog Deer	6250	44.5	2	2	95	Afrique
<i>Bison bison</i>	American Bison	3000	678.2	4	6	79	North-America
<i>Bison bonasus</i>	European Bison	7496	749.3	3	1	70	Europe
<i>Bos javanicus</i>	Banteng	8650	750.0	2	2	79	Asie
<i>Bubalus bubalis</i>	Water Buffalo	2528	780.7	2	1	162	Afrique
<i>Budorcas taxicolor bedfordi</i>	Golden Takin	11500	282.7	3	1	61	Asie
<i>Budorcas taxicolor tibetana</i>	Sichuan Takin	11000	282.7	3	2	68	Asie
<i>Capra aegagrus aegagrus</i>	Bezoar Ibex	5600	60.2	3	4	133	Asie
<i>Capra aegagrus creticus</i>	Kri Kri Ibex	11200	60.2	3	1	77	Asie
<i>Capra caucasica caucasica</i>	Mid-Caucasian Tur	6450	86.3	2	1	160	Asie
<i>Capra caucasica dinniki</i>	West Caucasian Tur	17450	86.3	2	1	170	Asie
<i>Capra cylindricornis</i>	East Caucasian Tur	6700	88.2	4	1	179	Asie
<i>Capra falconeri falconeri</i>	Astor Markhor	70000	90.0	2	1	114	Asie
<i>Capra ibex</i>	Alpine Ibex	12211	85.0	5	1	113	Europe
<i>Capra pyrenaica hispanica</i>	Beceite Ibex	7800	72.5	5	1	81	Europe
<i>Capra pyrenaica victoriae</i>	Gredos Ibex	7800	72.5	5	1	101	Europe
<i>Capra sibirica alaiana</i>	Mid-Asian Ibex	4633	110.0	5	3	142	Asie

<b>Latin name</b>	<b>English name</b>	<b>P</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>L</b>
<i>Capra sibirica hagenbecki</i>	Gobi Ibex	3975	110.0	5	3	119	Asie
<i>Capra sibirica hemalayanus</i>	Himalayan Ibex	4900	110.0	5	2	119	Asie
<i>Capra sibirica sibirica</i>	Siberian Ibex	3050	110.0	5	3	124	Asie
<i>Capreolus capreolus</i>	European Roe Deer	2216	25.9	5	5	77	Europe
<i>Capreolus pygargus pygargus</i>	Siberian Roe Deer	2533	42.0	5	6	95	Asie
<i>Cephalophus callipygus</i>	Peters Duiker	1957	18.4	5	3	18	Afrique
<i>Cephalophus dorsalis</i>	Bay Duiker	529	19.6	5	4	24	Afrique
<i>Cephalophus harveyi</i>	Harvey Red Duiker	750	14.5	5	2	15	Afrique
<i>Cephalophus leucogaster</i>	Gabon or White-bellied Duiker	286	14.8	5	3	16	Afrique
<i>Cephalophus monticola</i>	Blue Duiker	703	4.9	5	5	9	Afrique
<i>Cephalophus natalensis</i>	Natal Red Duiker	1300	13.3	5	3	13	Afrique
<i>Cephalophus nigrifrons</i>	Black-fronted Duiker	508	13.8	5	4	14	Afrique
<i>Cephalophus ogilbyi</i>	Ogilby Duiker	381	20.7	5	3	16	Afrique
<i>Cephalophus rufilatus</i>	Red-flanked Duiker	491	10.1	5	4	13	Afrique
<i>Cephalophus silvicultor</i>	Yellow-backed Duiker	1140	61.6	5	5	22	Afrique
<i>Cephalophus spadix</i>	Abbott duiker	308	5.0	2	1	15	Afrique
<i>Ceratotherium simum cottoni</i>	Northern White Rhinoceros	84000	2800.0	1	1	67	Afrique
<i>Ceratotherium simum simum</i>	Southern White Rhinoceros	55000	2800.0	4	1	109	Afrique
<i>Cervus albirostris</i>	White-lipped or Thorold Deer	6875	204.2	3	3	256	Asie
<i>Cervus elaphus alashanicus</i>	Alashan Wapiti	8500	180.5	5	3	204	Asie
<i>Cervus elaphus hippelaphus</i>	European Red Deer	5900	180.5	5	4	567	Europe
<i>Cervus elaphus hispanicus</i>	Spanish Red Deer	4500	180.5	5	3	387	Europe
<i>Cervus elaphus kansuensis</i>	Gansu Deer	5500	180.5	5	3	258	Asie
<i>Cervus elaphus nelsoni</i>	Rocky Mountain Elk	1400	180.5	5	4	598	North-America
<i>Cervus elaphus sibiricus</i>	Altai Wapiti	4600	180.5	5	4	394	Asie
<i>Cervus elaphus songaricus</i>	Tian Shan Wapiti or Maral	5500	180.5	5	3	447	Asie
<i>Cervus nippon</i>	Sika Deer	767	47.6	5	2	211	Asie
<i>Cervus unicolor</i>	Sambar	4563	215.0	3	5	189	Asie
<i>Connochaetes gnou</i>	Black Wildebeest	1119	151.4	5	1	101	Afrique
<i>Connochaetes taurinus albojubatus</i>	White-bearded Wildebeest	1154	206.1	5	1	94	Afrique
<i>Connochaetes taurinus cooksoni</i>	Cookson Wildebeest	1338	206.1	5	1	94	Afrique
<i>Connochaetes taurinus johnstoni</i>	Nyasa Wildebeest	1154	206.1	5	2	95	Afrique
<i>Connochaetes taurinus taurinus</i>	Blue Wildebeest	1065	206.1	5	4	97	Afrique
<i>Dama dama</i>	European Fallow Deer	1877	67.0	5	5	359	Afrique
<i>Damaliscus dorcas dorcas</i>	Bontebok	1596	68.0	4	1	50	Afrique
<i>Damaliscus dorcas phillipsi</i>	Common Blesbok	469	68.0	5	2	52	Afrique
<i>Damaliscus lunatus jimela</i>	Topi	910	140.7	5	3	67	Afrique
<i>Damaliscus lunatus korrigum</i>	Korrigum	2269	140.7	3	4	75	Afrique
<i>Damaliscus lunatus lunatus</i>	Tsessebe	2250	140.7	5	3	57	Afrique
<i>Damaliscus lunatus tiang</i>	Tiang	400	140.7	5	3	73	Afrique
<i>Diceros bicornis</i>	Black Rhinoceros	150000	1059.7	1	3	89	Afrique

<i>Latin name</i>	<i>English name</i>	<b>P</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>L</b>
<i>Elaphodus cephalophus</i>	West China Tufted Deer	4200	18.0	4	4	2	Asie
<i>Gazella granti granti</i>	Southern Grant Gazelle	560	73.4	5	2	75	Afrique
<i>Gazella granti notata</i>	Northern Grant Gazelle	220	73.4	5	2	77	Afrique
<i>Gazella granti robertsi</i>	Roberts Gazelle	558	73.4	5	1	66	Afrique
<i>Gazella soemmerringi berberana</i>	Soemmerring Gazelle	1300	39.5	3	2	53	Afrique
<i>Gazella subgutturosa subgutturosa</i>	Persian Goitered Gazelle	1800	27.7	3	4	44	Asie
<i>Gazella subgutturosa yarkandensis</i>	Yarkand Goitered Gazelle	1500	27.7	3	4	40	Asie
<i>Gazella thomsoni thomsoni</i>	Thomson Gazelle	557	21.8	4	2	44	Afrique
<i>Hemitragus jemlahicus</i>	Himalayan Tahr	5600	101.7	4	2	51	Afrique
<i>Hippopotamus amphibius</i>	Common Hippopotamus	2328	2126.7	3	4	88	Afrique
<i>Hippotragus equinus equinus</i>	Southern Roan Antelope	9350	272.7	5	4	86	Afrique
<i>Hippotragus equinus koba</i>	Western Roan Antelope	3634	272.7	5	4	89	Afrique
<i>Hippotragus niger niger</i>	Common Sable antelope	5278	231.6	5	4	128	Afrique
<i>Hydropotes inermis</i>	Chinese Water Deer	495	12.4	3	2	10	Asie
<i>Hylochoerus meinertzhageni</i>	Giant Forest Hog	1253	140.0	5	4	36	Afrique
<i>Kobus ellipsiprymnus crawshayi</i>	Crawshay Defassa Waterbuck	1800	231.9	5	3	77	Afrique
<i>Kobus ellipsiprymnus defassa</i>	East African Defassa Waterbuck	676	231.9	4	4	87	Afrique
<i>Kobus ellipsiprymnus ellipsiprymnus</i>	Common or Ringed Waterbuck	1956	231.9	5	4	92	Afrique
<i>Kobus ellipsiprymnus unctuosus</i>	Sing-sing Waterbuck	1123	231.9	5	4	85	Afrique
<i>Kobus kob kob</i>	Western African Kob	625	83.8	3	4	64	Afrique
<i>Kobus kob thomasi</i>	Uganda Kob	2750	74.9	5	2	64	Afrique
<i>Kobus leche kafuensis</i>	Kafue Flats Lechwe	3530	106.4	3	1	88	Afrique
<i>Kobus leche leche</i>	Red Lechwe	2944	106.4	5	2	79	Afrique
<i>Kobus leche smithemani</i>	Black Lechwe	3725	106.4	3	1	71	Afrique
<i>Kobus vardoni</i>	Puku	707	83.3	4	2	58	Afrique
<i>Litocranius walleri sclateri</i>	Northern Gerenuk	1500	40.0	4	3	48	Afrique
<i>Litocranius walleri walleri</i>	Southern Gerenuk	2988	40.0	4	3	59	Afrique
<i>Loxodonta africana</i>	African Elephant	14846	3160.0	4	5	302	Afrique
<i>Madoqua guentheri</i>	Guenther Dik-dik	100	3.6	5	3	11	Afrique
<i>Madoqua kirki kirki</i>	Kirk Dik-dik	425	4.9	5	3	12	Afrique
<i>Madoqua kirkii damarensis</i>	Damara Dik-dik	2050	4.9	5	2	11	Afrique
<i>Madoqua saltiana saltiana</i>	Salt Dik-dik	170	2.5	5	3	12	Afrique
<i>Moschus moschiferus</i>	Musk deer	800	11.0	3	6	9	Asie
<i>Muntiacus reevesi</i>	Reeves Muntjac	859	15.7	5	4	32	Asie
<i>Naemorhedus goral</i>	Himalayan Goral	10000	32.0	4	2	22	Asie
<i>Neotragus batesi</i>	Bates Pygmy Antelope	455	2.5	5	3	6	Afrique
<i>Neotragus moschatus kirchenpaueri</i>	East African Suni	713	4.8	5	3	11	Afrique
<i>Neotragus moschatus livingstonianus</i>	Livingstone Suni	1650	4.8	5	3	14	Afrique
<i>Neotragus pygmaeus</i>	Royal Antelope	635	2.0	5	2	4	Afrique
<i>Oreotragus oreotragus</i>	Klipspringer	1111	11.8	5	5	16	Afrique
<i>Oryx gazella gazella</i>	Kalahari Gemsbok	1094	192.9	5	3	111	Afrique
<i>Ourebia ourebi ourebi</i>	Common Oribi	645	14.4	5	5	19	Afrique

<i>Latin name</i>	<b>English name</b>	<b>P</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>L</b>
<i>Ovibos moschatus moschatus</i>	Barren Ground Muskox	150	346.4	5	3	90	North-America
<i>Ovibos moschatus wardi</i>	Greenland Muskox	1075	346.4	5	3	85	North-America
<i>Ovis ammon adametzi</i>	Kuruktag Argali	14000	117.4	4	1	166	Asia
<i>Ovis ammon ammon</i>	Altai Argali	33500	165.3	4	2	260	Asia
<i>Ovis ammon collium</i>	Karaganda Argali	9000	139.1	4	2	211	Asia
<i>Ovis ammon dalailamae</i>	Gansu Argali	11250	117.4	4	2	212	Asia
<i>Ovis ammon darwini</i>	Gobi Argali	23333	101.0	4	2	226	Asia
<i>Ovis ammon hodgsoni</i>	Tibetan Argali	12000	102.5	4	3	181	Asia
<i>Ovis ammon karelini</i>	Tian Shan Argali	15167	111.7	4	2	217	Asia
<i>Ovis ammon littedalei</i>	Littledale Argali	11000	117.4	4	2	220	Asia
<i>Ovis ammon polii</i>	Marco Polo Argali	14050	127.2	4	1	244	Asia
<i>Ovis ammon sairensis</i>	Sair Argali	11000	117.4	4	2	230	Asia
<i>Ovis canadensis canadensis</i>	Rocky Mountain Bighorn Sheep	12000	104.6	5	3	210	North-America
<i>Ovis dalli dalli</i>	Dall Sheep	7807	89.4	5	3	196	North-America
<i>Ovis dalli stonei</i>	Stone Sheep	12000	94.8	5	2	185	North-America
<i>Ovis gmelini gmelini</i>	Armenian Mouflon	4352	51.4	3	1	138	Asia
<i>Ovis gmelini isphahanica</i>	Esfahan Mouflon	1904	84.0	3	2	134	Asia
<i>Ovis gmelini laristanica</i>	Laristan Mouflon	2538	36.9	3	2	141	Asia
<i>Ovis gmelini musimon</i>	European Mouflon	3648	49.6	3	4	160	Africa
<i>Ovis nivicola alleni</i>	Okhotsk Snow Sheep	15500	107.0	5	1	171	Asia
<i>Ovis nivicola koriakorum</i>	Koryak Snow Sheep	19000	107.0	5	1	151	Asia
<i>Ovis nivicola lydekkeri</i>	Yakutia Snow Sheep	9950	107.0	5	4	164	Asia
<i>Ovis nivicola nivicola</i>	Kamchatka Snow Sheep	14650	107.0	5	2	176	Asia
<i>Ovis vignei arkal</i>	Transcaspian Urial	4452	65.0	3	2	170	Asia
<i>Ovis vignei cycloceros</i>	Afghan Urial	8000	57.5	3	2	151	Asia
<i>Pelea capreolus</i>	Vaal Rhebok	1382	28.1	5	2	27	Africa
<i>Phacochoerus aethiopicus</i>	Warthog	454	71.0	5	5	49	Africa
<i>Potamochoerus larvatus</i>	Bushpig	493	61.0	5	5	23	Africa
<i>Potamochoerus porcus</i>	Red River Hog	632	61.7	5	5	25	Africa
<i>Pseudois nayaur nayaur</i>	Himalayan Blue Sheep	3700	54.4	5	2	140	Asia
<i>Pseudois nayaur szechuanensis</i>	Chinese Blue Sheep	2500	54.4	5	3	138	Asia
<i>Pseudois schaeferi</i>	Dwarf Blue Sheep	13900	54.4	2	1	102	Asia
<i>Rangifer tarandus caribou</i>	Mountain Caribou	3625	138.7	5	4	547	North-America
<i>Rangifer tarandus groenlandicus</i>	Central Canada Barren Ground Caribou	80	138.7	5	4	497	North-America
<i>Raphicerus campestris</i>	Steenbok	339	11.0	5	4	17	Africa
<i>Raphicerus melanotis</i>	Cape Grysbok	618	10.4	5	1	13	Africa
<i>Raphicerus sharpei</i>	Sharpe Grysbok	653	7.2	5	4	9	Africa
<i>Redunca arundinum</i>	Common Reedbuck	883	59.8	5	4	35	Africa
<i>Redunca fulvorufula chanleri</i>	Chanler Mountain Reedbuck	700	31.1	3	2	15	Africa
<i>Redunca fulvorufula fulvorufula</i>	Southern Mountain Reedbuck	2428	31.1	5	2	18	Africa
<i>Redunca redunca bohor</i>	Abyssinian Bohor Reedbuck	350	45.8	5	3	26	Africa
<i>Redunca redunca nigeriensis</i>	Nigerian Bohor Reedbuck	625	45.8	5	3	24	Africa

<i>Latin name</i>	<i>English name</i>	<b>P</b>	<b>M</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>L</b>
<i>Redunca redunca redunca</i>	Nagor Reedbuck	1294	45.8	5	3	21	Africa
<i>Redunca redunca wardi</i>	Eastern Bohor Reedbuck	605	45.8	5	3	27	Africa
<i>Rupicapra rupicapra balcanica</i>	Balkan Chamois	4900	40.0	5	1	30	Europe
<i>Rupicapra rupicapra carpatica</i>	Carpathian Chamois	2500	40.0	5	1	31	Europe
<i>Rupicapra rupicapra caucasica</i>	Caucasian Chamois	4450	40.0	5	2	25	Asia
<i>Rupicapra rupicapra rupicapra</i>	Alpine Chamois	3700	27.5	5	2	29	Europe
<i>Rupicapra pyrenaica parva</i>	Cantabrian Chamois	4900	23.8	5	1	23	Europe
<i>Rupicapra pyrenaica pyrenaica</i>	Pyrenean Chamois	4900	23.8	5	1	28	Europe
<i>Sus scrofa scrofa</i>	Eurasian wild boar	1206	85.0	5	7	41	Asia
<i>Sylvicapra grimmia abyssinicus</i>	East African Bush Duiker	303	17.9	5	4	15	Africa
<i>Sylvicapra grimmia coronata</i>	Western Bush Duiker	383	17.9	5	4	15	Africa
<i>Sylvicapra grimmia grimmia</i>	Southern Bush Duiker	367	17.9	5	5	19	Africa
<i>Syncerus caffer aequinoctialis</i>	Nile Buffalo	1500	522.0	5	3	115	Africa
<i>Syncerus caffer brachyceros</i>	Central African Savanna Buffalo	1021	522.0	5	3	96	Africa
<i>Syncerus caffer caffer</i>	Cape buffalo	7408	522.0	5	5	141	Africa
<i>Syncerus caffer nanus</i>	Dwarf Forest Buffalo	2664	522.0	5	4	72	Africa
<i>Syncerus caffer planiceros</i>	West African Savanna Buffalo	1631	522.0	5	5	81	Africa
<i>Taurotragus derbianus gigas</i>	Central African Giant Eland	2739	680.0	5	3	143	Africa
<i>Taurotragus oryx livingstonei</i>	Livingstone Eland	2620	590.0	5	4	119	Africa
<i>Taurotragus oryx oryx</i>	Cape Eland	2272	590.0	5	3	116	Africa
<i>Taurotragus oryx pattersonianus</i>	East African Eland	2125	590.0	5	3	111	Africa
<i>Tayassu tajacu</i>	Collared Peccary or Javelina	594	20.3	4	4	19	North America
<i>Tetracerus quadricornis</i>	Four-horned Antelope	900	19.1	3	4	22	Asia
<i>Tragelaphus angasii</i>	Nyala	2746	111.0	5	2	84	Africa
<i>Tragelaphus buxtoni</i>	Mountain Nyala	5000	216.0	2	1	117	Africa
<i>Tragelaphus euryceros</i>	Bongo	3525	227.0	4	4	91	Africa
<i>Tragelaphus imberbis</i>	Lesser Kudu	3064	93.3	4	3	86	Africa
<i>Tragelaphus scriptus decula</i>	Abyssinian Bushbuck	350	46.1	5	3	40	Africa
<i>Tragelaphus scriptus delameri</i>	East African Bushbuck	748	46.1	5	3	53	Africa
<i>Tragelaphus scriptus meneliki</i>	Menelik Bushbuck	2000	46.1	5	1	45	Africa
<i>Tragelaphus scriptus roualeyni</i>	Limpopo Bushbuck	1048	46.1	5	2	53	Africa
<i>Tragelaphus scriptus scriptus</i>	Harnessed Bushbuck	820	46.1	5	5	40	Africa
<i>Tragelaphus scriptus sylvaticus</i>	Cape Bushbuck	798	46.1	5	2	53	Africa
<i>Tragelaphus spekii gratus</i>	Forest Sitatunga	2451	102.0	5	4	84	Africa
<i>Tragelaphus spekii selousi</i>	Zambezi Sitatunga	4500	102.0	5	3	86	Africa
<i>Tragelaphus spekii spekii</i>	East African Sitatunga	2771	102.0	5	2	78	Africa
<i>Tragelaphus strepsiceros bea</i>	East African Greater Kudu	3500	244.0	5	3	145	Africa
<i>Tragelaphus strepsiceros burlacei</i>	Western Greater Kudu	4028	244.0	5	2	127	Africa
<i>Tragelaphus strepsiceros chora</i>	Abyssinian Greater Kudu	1340	244.0	5	3	136	Africa
<i>Tragelaphus strepsiceros strepsiceros</i>	Eastern Cape Greater Kudu	1513	244.0	5	1	141	Africa
<i>Tragelaphus strepsiceros strepsiceros</i>	Southern Greater Kudu	1988	244.0	5	4	158	Africa

**Appendice 2: Complete list of PGLS models fitted (20 models).** The response variable is the trophy price, P, and models contain combinations of 4 different covariates: the location (L), the male average body mass (M), the relative trophy size (B, measured as the residuals from the regression of trophy size on body mass on the log-scale), the rarity (R) and the type of trophy (T).

Model	$\Delta$ AIC	k	AICw
$P \sim L + M + R$	0.00	8	0.800
$P \sim L + M + R + M^*R$	4.80	9	0.073
$P \sim L + M + R + T$	5.40	9	0.054
$P \sim L + M + B + R$	5.90	9	0.042
$P \sim L + M + B + R + M^*B$	7.40	10	0.020
$P \sim L + M + B + R + M^*R$	10.5	10	0.004
$P \sim L + M + B + R + M^*B + M^*R$	10.8	11	0.003
$P \sim L + M + B + R + B^*R$	11.4	10	0.001
$P \sim L + M + B + R + M^*B + B^*R$	13.1	11	0.000
$P \sim L + M + R + M^*R + B^*R$	16.6	10	0.000
$P \sim L + M + B + R + M^*B + M^*R + B^*R$	17.2	12	0.000
$P \sim L + M$	18.9	7	0.000
$P \sim L + M + B$	24.6	8	0.000
$P \sim L + M + B + M^*B$	28.4	9	0.000
$P \sim L + R$	46.0	7	0.000
$P \sim L + B + R$	50.7	8	0.000
$P \sim L + B + R + B^*R$	54.6	9	0.000
$P \sim 1$	59.4	3	0.000
$P \sim L$	62.0	6	0.000
$P \sim L + B$	66.8	7	0.000

## 6. Discussion sur le chapitre

Cette première étude portant sur l'occurrence de l'EAA dans la chasse aux trophées a porté sur l'analyse des prix des trophées de 202 espèces d'ongulés chassées actuellement. L'objectif était de comprendre les écarts de prix observés d'une espèce à l'autre et les facteurs qui déterminent la valeur économique de l'espèce. Nous avons ainsi testé l'effet de la masse de l'animal, de la taille du trophée (relativement à la masse), de la région de déroulement de la chasse, de la rareté (statut de protection et taille de l'aire de distribution) et de leurs interactions sur le prix du trophée. Les résultats ont montré que la masse de l'animal (qui est positivement corrélée à la taille du trophée pour les espèces de moins de 117 kg) était le premier déterminant du prix du trophée. Les espèces les plus massives sont ainsi les plus valorisées. Nous avons également trouvé que la rareté de l'espèce explique une part supplémentaire de cette variation dans les prix des trophées. Nous avons ainsi démontré que quelque soit la masse de l'espèce et la taille du trophée, la rareté apporte une valeur intrinsèque à l'espèce. La valorisation des trophées d'espèces rares qui se traduit pas un prix élevé pour ces espèces est le premier critère d'occurrence d'un EAA dans la chasse aux trophées.

Lors de la soumission du manuscrit pour publication, des commentaires ont été fait par les referees sur les données utilisées. Nous les avons compilés et les discutons dans la table 10.

**Table 10: Critiques émises sur les données par les rapporteurs choisis pour commenter notre étude par les journaux dans lesquels nous avons soumis notre manuscrit pour publication**

<b>Critique reçue</b>	<b>Bien fondé de la critique : Limites de l'étude</b>	<b>Critique injustifiée : Contre-argument</b>
Il y a un grand nombre de facteurs qui affectent le prix du trophée comme le cadre de la chasse avec un prix plus élevé de la chasse pour les animaux de montagne ou les probabilités de succès du chasseur.	Nous n'avons expliqué dans le meilleur modèle que 30% de la variation totale et il est clair qu'il y a bien d'autres facteurs qui rentrent en jeu. Les espèces de montagne sont également en général difficiles à chasser et réduites à une petite aire de répartition. Savoir lequel de ces facteurs est responsable de leur prix élevé est difficile.	La difficulté de la chasse d'une espèce rare causée par son manque d'accessibilité est une des hypothèses de la valorisation des espèces rares. Comme la difficulté de la chasse va augmenter lorsque l'espèce se raréfie, le risque pour l'espèce reste inchangé.

Critique reçue	Bien fondé de la critique : Limites de l'étude	Critique injustifiée : Contre-argument
Les prix des licences de chasse sont souvent établis par les gouvernements et les prix reflètent ainsi les coûts de gestion de l'espèce.	Il est vrai que la procédure qui mène à l'établissement du prix du trophée n'est pas officielle et varie d'un pays à l'autre surtout au sein de l'Afrique.	Même si les prix reflètent le coût de gestion, l'opérateur établit des prix qui ne sont ni trop bas ni trop élevés pour maximiser les bénéfices tout en ayant des clients intéressés, un prix élevé signifie une forte attractivité quelque soient les raisons qui mènent à cette élévation du prix.
Des prix élevés pourraient être établis afin de protéger les espèces rares et contrôler la surexploitation. Ainsi très peu de personnes ont la possibilité de payer US\$150,000 pour le trophée d'un rhinocéros.	Il est vrai qu'une augmentation des prix va réduire le nombre de personnes qui peuvent se l'offrir. Cette méthode pourrait être utilisée pour réduire la demande.	Au regard du schéma global de valorisation du rare et de l'augmentation des grandes fortunes, les quotas semblent une manière plus sûre, plus directe et plus précise d'éviter la surexploitation. Ainsi, un prix élevé proposé par un opérateur devrait signifier simplement une demande forte pour une disponibilité faible.
Si les chasseurs sont prêts à payer des sommes élevées pour chasser les espèces rares c'est pour financer leur conservation.		Il semblerait plus logique qu'une personne qui veuille contribuer à la conservation d'une espèce fasse un don pour financer sa conservation. Le chasseur de trophées qui tue un des individus d'une espèce rare n'a probablement pas comme motivation première sa conservation.
L'élimination des ranchs au Texas afin d'extraire les chasses d'animaux exotiques devrait être suivi par l'élimination d'une majorité des ranchs de chasse en Afrique du Sud et au Zimbabwe.	Il est vrai que certaines aires de chasse dans les pays sud-africains sont très réduites et s'éloignent d'un environnement naturel, ce qui pourrait avoir une influence sur les prix de vente et sur l'importance de ces populations pour la conservation, nous aurions peut-être pu introduire dans le modèle la taille de l'aire de chasse.	Les raisons pour lesquelles nous avons choisi d'éliminer les ranchs de chasse aux Texas car le rapatriement des espèces exotiques, la gestion de ces espèces en dehors de leur aire de distribution et le fait qu'elles ne soient pas naturelles mais introduites a de fortes chances d'influencer les prix et de les rendre incomparables aux prix de chasse dans l'aire de distribution naturelle de l'espèce. Ceci ne s'applique pas aux pays Sud africains.



# Chapitre IV

## Valorisation et exploitation des espèces rares: Cas des félins



**Abstract**

Trophy hunting is one of the most controversial issues in the field of biodiversity conservation. In particular, proponents and opponents debate fiercely over whether it poses a threat to hunted populations. Here, we show that trophy hunting constitutes a greater menace to threatened species than previously realized. Because humans value rarity, targeted species that are threatened are likely to be disproportionately hunted, thereby becoming even more vulnerable, which could eventually push them to extinction. With the ten felid species currently hunted for their trophies, we present evidence that (1) the number of killed individuals increases with time, in several cases exponentially, despite population declines, (2) the price of trophies is strongly dependent on species protection status, (3) changes of protection status coincide with counter-intuitive changes of hunting pressures: protection intensification with augmented hunting effort, and protection relaxation with lower effort. This suggests an over-exploitation of trophy-hunted felids and the necessity of a better quota system coupled with reconsidered protection methods.

## 1. Introduction

Trophy hunting is one of the most controversial issues in the field of biodiversity conservation, with fierce debates over whether it poses a threat to hunted populations (Leader-Williams *et al.* 2001; Loveridge *et al.* 2006a; Lindsey *et al.* 2007b). Proponents of this multi-billion dollar industry highlight the enormous income it can generate for biodiversity conservation at the cost of a few harvested individuals of target species (Lewis & Alpert 1997; Leader-Williams *et al.* 2001; Loveridge *et al.* 2006a; Lindsey *et al.* 2007a). They also argue that hunters are frequently instrumental in protecting hunted species by both protecting habitat and preventing poaching (Loveridge *et al.* 2006a). Opponents counter that hunting is inherently unethical and that the selective culling of individuals can have population consequences as has been shown in antelopes, elephants, lions and bears (Swenson *et al.* 1997; Slotow *et al.* 2000; Milner-Gulland & Bukreeva 2003; Whitman *et al.* 2004, 2007). They also claim that the high fees generated by trophy hunting lead to difficulties to control corruption in countries with high levels of poverty, and that trophy hunting is less economically profitable than photographic tourism. Opponents to trophy hunting point out as well that even the most threatened species are potential targets for trophy hunters and, in many cases, quotas are inappropriately designed or not respected (Caro *et al.* 1998; Lindsey *et al.* 2007a).

There is evidence to support both sides of the argument: Trophy hunting has successfully been used to help some declining populations to recover. For example, a trophy-hunting based conservation program in Pakistan helped to stop the decline of two endangered Himalayan sheep and goat species (Frisina & Tareen 2009). Conversely, recent studies have pointed out the need to consider trophy hunting as a threat to species conservation. Notably, trophy hunting of African lions, one of the most charismatic species, is sometimes ill-managed and could be implicated in the decline of the populations (Packer *et al.* 2011). Similarly, as demonstrated in ungulates, rarity *per se* can be responsible for a disproportionate attractiveness of the species among trophy hunters (Courchamp *et al.* 2006; Johnson *et al.* 2010).

In this crucial but unsolved conundrum for the conservation of charismatic mammals, we discovered that hunter's selection criteria seems influenced by threat status: hunters could prefer species that are highly threatened. We tested it with the ten

felid species that are legally hunted for their trophies and listed in the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES).

## 2. Materials and Methods

### 2.1 Data collection

The Safari Club International (SCI) database (available on the web <http://www.scirecordbook.org/>) was used to obtain the list of hunted species in Felids. Thirteen felid species are subjected to trophy hunting. From the SCI database, we extracted trophy scores (corresponding to trophy size) for each harvest given in points. Male body masses were found in the CRC handbook of mammalian body masses (Silva & Downing 1995). From the IUCN red list of threatened species, we collected the category under which the 13 felid species were classified annually since 1975. We could therefore identify which species experienced a change in its IUCN status during this period. Caracal (*Caracal caracal*), African wild cat (*Felis silvestris libyca*), Serval (*Leptailurus serval*), Canada Lynx (*Lynx canadensis*) and Bobcat (*Lynx rufus*) were classified as Least Concern during the entire study period. The status of Cheetah (*Acinonyx jubatus*) and African lion (*Panthera leo*) changed once. The status of European lynx (*Lynx lynx*) and Cougar (*Puma concolor*) changed twice. Lastly, the status of leopards (*Panthera pardus*) changed three times. According to the IUCN, the populations of six species are currently declining.

The CITES database on species trade (CITES Trade Database, UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK) compiles the data on the international trade of each member countries or parties (actually 175 countries). These correspond to a proxy of the yearly number of legal importation and exportation of trophies reported for each species by the parties from around 1975 to 2008. For each record the corresponding number of individuals was provided. Among the 13 felid species harvested, we excluded tigers (*Panthera tigris*), jaguars (*Panthera onca*) and African golden cats (*Profelis aurata*) because we found no harvest the last 5 years in the CITES data base and no trophy price for these species. We did not consider the number of records in 2009 because of the required delay to collect and centralize the information by the CITES. Data on illegal trade were also collected from the CITES

database and all items were considered. For items listed as “derivative”, which could be numbering in the thousands likely parts of animals, we considered it as only one occurrence or individual. Although the quality of data collection and reportage probably increased over time, it ought to be globally similar for all species. As we used the number of harvests corrected for the increase with time, the observed increased number of hunts should not be due to such improved quality.

We used the trophy prices reported by Booth (2009) for African felids and collected the trophy fees proposed by different hunting societies on the web for the non-African ones (Booth 2009). Two to eight different trophy fees were used to calculate the average price. All prices used run between 2008 and 2010. Trophy fees include the price of one trophy for one species. It does not include any logistic costs for the hunt and is therefore comparable among countries. Instances where the trophy fee could not be distinguished from the other costs of the hunting safari were not considered. Typically, trophy fees are first determined by governments, and then bought by hunting societies that intend to sell them to their clients after increasing the price (Booth 2009). In this context, a high price attributed to one trophy by hunting societies means that this type of trophy is highly valued among their clients. It is largely recognized that prices reflect desirability and that the prices increase with the demand (Kotler *et al.* 2008).

## 2.2 Statistical Analyzes

We used a Poisson regression to analyze the temporal trend in the annual number of trophies. We first fit a linear trend on the log-scale (equivalent to an exponential model on the normal-scale) to test for an overall trend over time in the number of trophies in Felids. We then tested for the effect of rarity, entered as a two-category factor (Least Concern vs. Near Threatened/Vulnerable), on the rate of increase of the number of trophies listed in the CITES with time by fitting the first order interaction between time and rarity.

Next, we calculated the trophy price per unit (*i.e.*, trophy point and kilo). We used the second biggest trophy score listed in the record book of the Safari Club International in order to avoid any mistake and bias in the reporting, which are more likely in the biggest. This score is determined using the SCI Official Measurer’s Manual, a key reference in the field (Gandy & Reilly 2004). Thus we used it as a proxy of the trophy size for a given species. We then divided the trophy price by this score to

obtain the trophy price per point for each species. In the same way, we calculated the trophy price per kilo. We used the IUCN threat status of the species in 2008 for the comparison between trophy prices. Indeed no status change occurred after 2008 for the present species and the prices used ran between 2008 and 2010. We considered two groups of species because of the low number of data: no protection need (Least Concern, 7 species) versus others (Near Threatened and Vulnerable, 3 species). We then tested for between-group differences in the trophy price per unit (kg or SCI points). The dataset was too small to allow the use of a simple linear model. Hence, we used a Kruskal test to compare trophy prices per units between our samples of rare and common species (Breslow 1970).

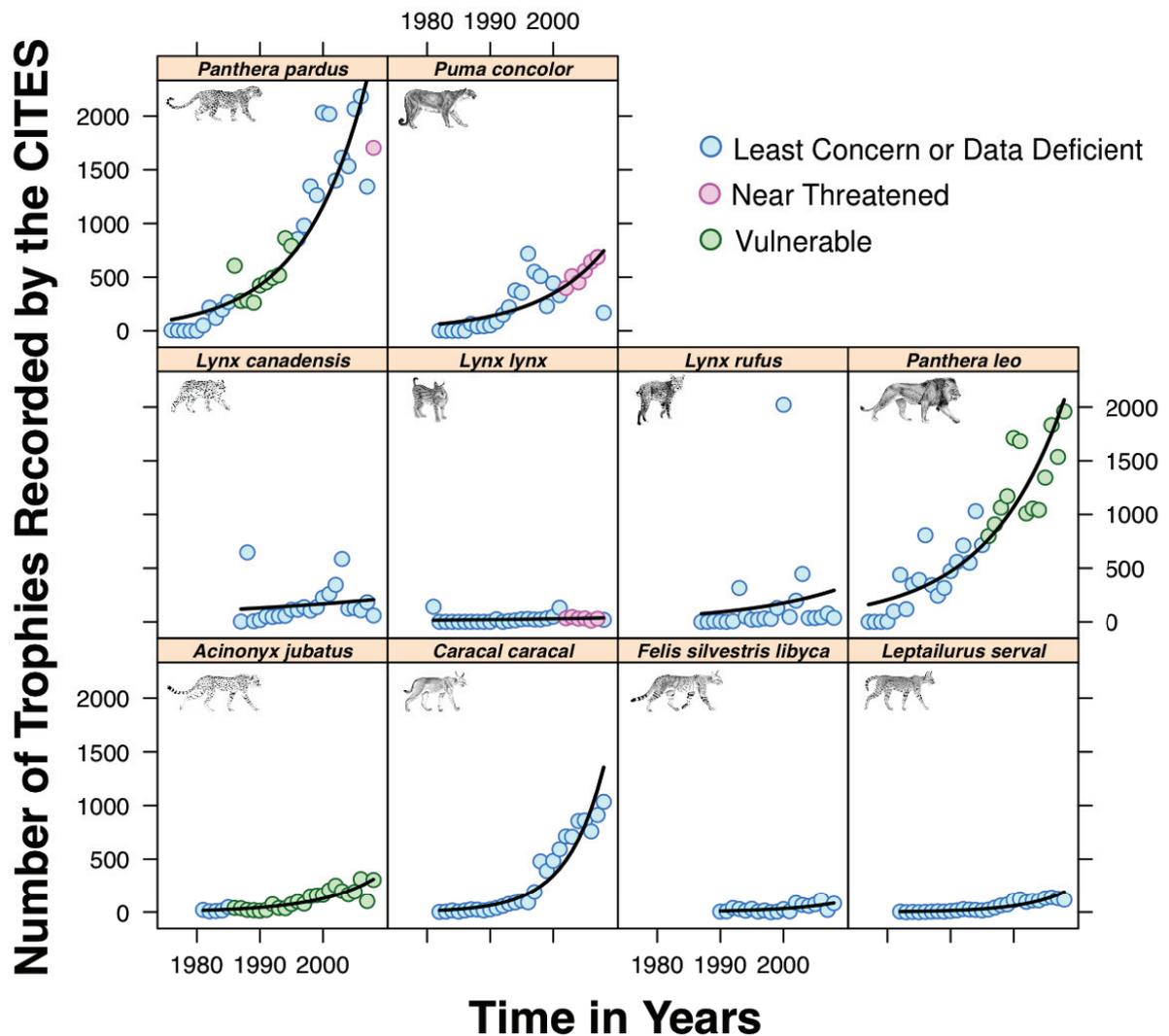
To examine the effect of threat status changes on the trade, we calculated the mean number of harvested individuals 5 years before and 5 years after a change in the IUCN protection status of the species, except for *Puma concolor*, *Lynx lynx* and *Panthera pardus* whose status was changed too recently to be able to conduct this analysis (*i.e.*, in 2008). In this case, the comparison was performed between the year preceding and the year following the change. The period of 5 years was chosen to consider a possible delay in the response of trophy trade to a change in IUCN status of a species. We used the de-trended number of trophies as the response variable, calculated by modelling the residuals of the Poisson regression linking annual number of trophies and time. Therefore, we controlled for the observed general increase of harvest with time. We removed the difference in the global number of harvests among species by using the proportion of harvests instead of the row number of harvests. In this regard, we considered as 100% the sum of the mean harvests before and after the status change. We then tested for the effect of rarity on this parameter. The results obtained using a buffer of 1, 2 or 5 years before and after a change in IUCN status were qualitatively similar.

### 3. Results

We first assessed the intensity of trophy hunting activity by recording the number of legal trophy hunts worldwide over the period from 1975 to 2008, as declared to CITES (Rivalan *et al.* 2007). We found a marked increase in the number of individuals reportedly killed for seven out of the ten felid species (Figure 17). This increase was exponential for six of them.

Furthermore, we considered the IUCN threat status of hunted felids (Rivalan *et al.* 2007). Counter-intuitively, the increase of trophy hunting was among the largest for some of the most threatened hunted felids. In particular, numbers of hunts of lions, cheetahs and leopards (all Vulnerable or Near Threatened) doubled every 7.2 years, on average, versus every 11.7 years for the other seven less threatened felids (Figure 17). Obviously, such an increasing hunting pressure can eventually have dramatic consequences on the populations.

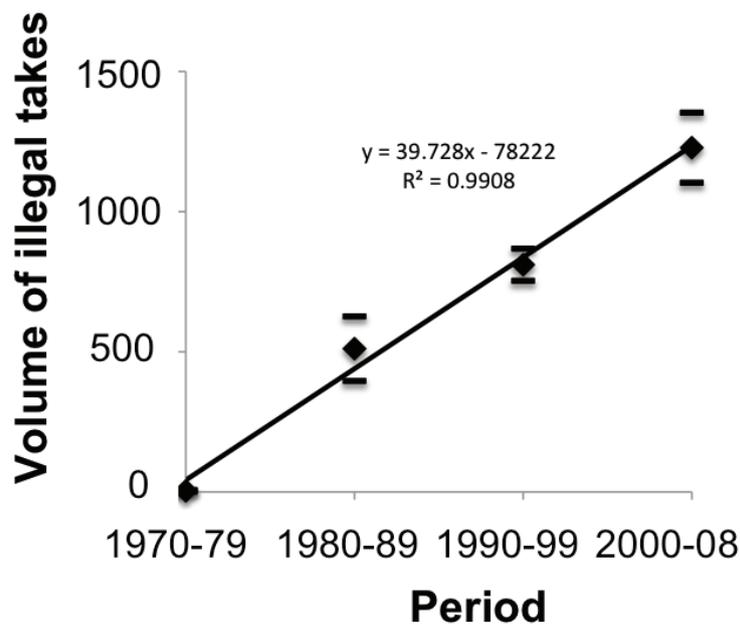
Figure 17: Trend of the number of hunts with time for ten felid species (1975-2010; Poisson regression:  $c21=31606$ ;  $p<0.001$ ). IUCN protection status is shown by points of different colours.



Thirdly, we analysed the volume of illegal takes for felids from the CITES database (including only “trophies”, “skins” and “skulls”) and show that during the study period the illegal takes have been increasing linearly (Figure 18). Wildlife trade is now recognized a major commercial activity of transnational organized crime (Grieser-

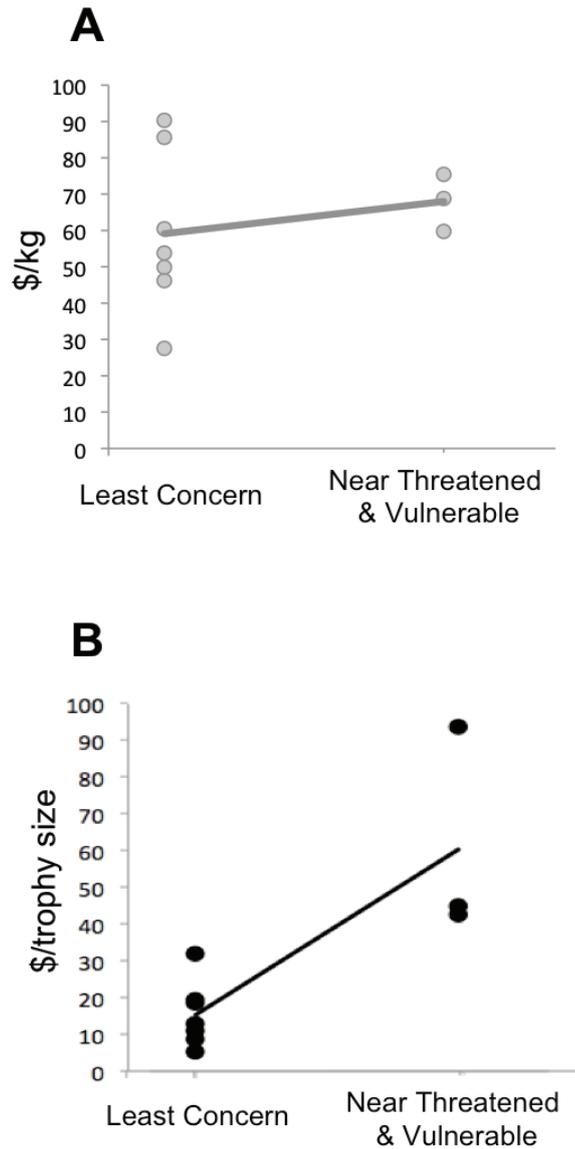
Johns & Thomson 2005; Rosen & Smith 2010) and it is unlikely that this dramatic increase could be solely due to an exponential efficiency of custom controls. Customs are obviously increasingly aware and efficient but so are illegal wildlife traders and it is believed that increased quantities of seizures in customs also reflect the intensification of this multi-billion dollar illegal industry (Rosen & Smith 2010). It is indeed likely that custom efficiency increase ought to be accompanied (or preceded) by a similar efficiency increase of smuggler's methods and networks (akin to the Red Queen paradigm; van Valen 1973). Figure 18 shows that illegal trade is increasing too. Meanwhile, according to the IUCN, the populations of all four species of conservation concern and one Least Concerned species are currently declining (IUCN 2010). The increasing vulnerability (and associated decreasing availability) of species is not an impediment to increased hunting pressure.

**Figure 18: Changes in time of the volume of illegal trade of felid species between 1975 and 2010, as recorded by the CITES Databases.**



Next, we analyzed the monetary value (trophy hunting fee) of each species and found that Near Threatened and Vulnerable species are more valued, regardless of their body mass or trophy size (Kruskal test: (A)  $H_1=0.63$ ;  $p=0.42$ ; (B)  $H_1=5.72$ ;  $p=0.02$ , Figure 19).

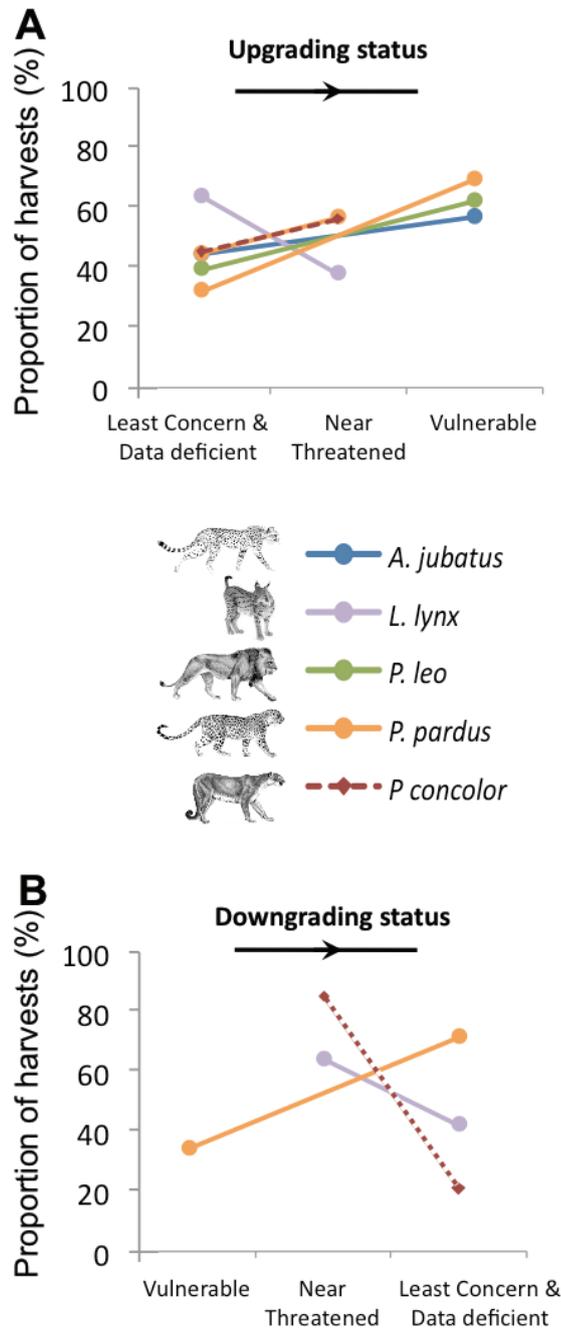
Figure 19: Positive relationship between the IUCN protection status and the price. Trophy price has previously been corrected by body mass, in kg, grey dots (Kruskal test: A :  $H_1 = 0.64$ ;  $p = 0.42$ ), or by trophy size, in SCI index, black dots (B:  $H_1 = 5.72$ ;  $p = 0.02$ ).



Last, we analyzed the effect of changes in IUCN threat status on the volume of hunts. Unexpectedly, we found that declaring a species more threatened has perverse conservation consequences. Indeed, upgrading the species from Least Concern to Near Threatened led to some increases of trophy numbers, while upgrading to Vulnerable, a higher threat status, led to an even more marked increase ( $R^2=0.87$ ;  $F_{2,44}=2.81$ ;  $p=0.070$ , Figure 20A). Most surprisingly, a status downgrade led to some decrease of species exploitation ( $R^2= 0.85$ ;  $F_{2,9}=3.91$ ;  $p=0.060$ , Figure 20B), thereby suggesting a consecutive reduction of their attractiveness to hunters. This analysis strongly suggests a causal relationship between threat status and volumes hunted. However, it does not

show merely that hunting makes felid species vulnerable to extinction, but rather, surprisingly, that vulnerability to extinction makes felid species more hunted.

**Figure 20: Trend of the number of hunts following an IUCN status change.** Status changes can be an increased (A) or a decreased (B) IUCN protection status (marginal significance, A:  $R^2=0.87$ ;  $F_{2,44}=2.81$ ;  $p=0.070$ ; B:  $R^2=0.85$ ;  $F_{2,9}=3.91$ ;  $p=0.060$ ). Note that *Panthera pardus* experienced several successive status changes.



## 4. Discussion

In this paper, we have shown that trophy hunting could constitute an underestimated threat to fragile felid species since the value of rarity makes them disproportionately desirable. With the ten felids species currently hunted for their trophies, we demonstrated that the number of killed individuals increases with time, in several cases exponentially, despite established populations declines. We also show that the price of trophies is dependent on species threat status and that changes in threat status result in counter-intuitive changes in hunting pressures. Indeed, our results indicate that an increase in species threat status coincides with increasing hunting effort, while a downgrading to a lower threat status paradoxically results in a reduction in hunting pressure. Together, this suggests a possible over-exploitation of trophy-hunted felids and the urgent necessity of a better quota system coupled with reconsidered protection methods.

Rarer species are generally more attractive and of higher value than similar common species (Courchamp *et al.* 2006). Experiments in zoos and web-based questionnaires have demonstrated the value of rarity for plant and animal species (Angulo & Courchamp 2009; Angulo *et al.* 2009). The disproportionate value and resulting exploitation of rare species has been evidenced in markets as different as exotic pet collections (Tournant *et al.* 2012), luxury good consumption (Gault *et al.* 2008) and ecotourism (Hall *et al.* 2008). In addition, the relationship we show here for felids has already been demonstrated for trophy hunting of ungulates (Johnson *et al.* 2010; Palazy *et al.* 2011).

Motivations for trophy hunting may be various (Loveridge *et al.* 2006a) but typically hunters' target selection is driven by the challenge of the hunt, with the most difficult species to hunt being the most rewarding. With technological progresses, such as firearms, motor vehicles and other modern practicalities, it has been advocated that the challenge of hunting has shifted from the perilous or difficult to hunt towards the rare species (Courchamp *et al.* 2006). Indeed, one very likely explanation for the desirability of threatened species is their associated rarity rather than their vulnerability *per se*, as many hunters advocate their commitment to conservation. Because of limited supply, greater wealth or power is necessary to acquire one of the very few permits delivered for the least abundant species. The successful hunter wins a competition for

restricted goods and gains prestige among his peers (Courchamp *et al.* 2006; Hall *et al.* 2008). It is likely that the ever-increasing mismatch between attractiveness and availability also stimulates illegal hunting. Our analyses show that illegal harvest, by definition difficult to quantify, constitutes an underappreciated threat to felid species that are subject to stringent hunting quotas, if these restrictions are not efficiently enforced.

Although it is arguably difficult to unambiguously attribute causation to a correlation, the breath of our argument, together with the demonstrated effect of rarity value in different markets, including on ungulates trophy hunting (Johnson *et al.* 2010; Palazy *et al.* 2011) should be sufficient to raise caution about the hidden consequences of trophy hunting on threatened species. Adequately calculated quotas require precise population size assessment, as well as growth capacity and knowledge of density dependent mechanisms (such as Allee effects, Berec *et al.* 2007), so that harvest can be calculated to be sustainable. One of the strongest arguments of the opponents of trophy hunting is the difficulty to provide and enforce adequate hunting quotas. For example, it is known that in Zimbabwe, trophy licences for lions exceeded the entire population for many years, partly because the population size was unknown (Loveridge *et al.* 2009). The few felid species for which estimates of total population size are available have dramatically declined from their historical abundance. For example, only 23.000 to 39.000 lions and 7.500 cheetahs now remain from numbers which may have been one order of magnitude higher or more (IUCN 2010). Solid and precise estimate are lacking for most other hunted felids, yet they are all increasingly hunted (Figure 17).

Recent studies have shown that, contrary to claims of hunting proponents, trophy hunting was the main driver of population decline in African lions and leopards (Packer *et al.* 2009, 2011). Cases of reduced lion quotas are said to have led to increased prices, up to one order of magnitude during national hunting bans (Johnson *et al.* 2010; Macdonald *et al.* 2010). For lions, the increase in trophies may in part be due to the recent amplification of the practice of “canned lions” (lions that have been raised in reserves for hunting purposes). Yet, wild lions are also disproportionately hunted and trophy hunting is, in many cases, unsustainable (Loveridge *et al.* 2009). We demonstrate here that this attraction to rare species might affect several felids similarly and, outside this family, other species hunted for their trophies could also be affected (Courchamp *et al.* 2006; Johnson *et al.* 2010). In this regard, recent interests in opening

trophy hunting of tigers, as the “most expensive trophy in the world” (Chapron *et al.* 2008) raises new concerns.

Trophy hunting has a unique status in conservation; its benefits have been demonstrated in several cases, where species might even have been saved from extinction by a thorough management program involving harvest of a few selected individuals, protection of the rest of the population, and injection of very significant funds for species and habitat protection (Lewis & Alpert 1997; Leader-Williams *et al.* 2001; Loveridge *et al.* 2006a; Lindsey *et al.* 2007a). However, harvest based on improperly calculated or enforced quotas may have led to overexploitation of other species. This is especially the case when the attraction for rarity artificially increases trophy value and risks driving them into an extinction vortex (Johnson *et al.* 2010; Palazy *et al.* 2011). Consequently, if not strictly regulated by quotas that are scientifically established, seriously enforced and internationally organized, the continuous increase of kills in threatened species could risk driving them towards extinction. These considerations are of crucial significance if trophy hunting is to be used appropriately as a conservation tool.

## 5. Discussion sur le chapitre

Dans le chapitre 4, nous nous sommes concentrés sur un petit groupe d'espèce, les félins, qui n'étaient pas incluse dans l'analyse précédente par soucis d'homogénéité. Ce groupe taxonomique contient des espèces parmi les plus charismatiques telles que le léopard, le lion et le guépard. D'après les données de la CITES, 5 espèces sur les 10 étudiées présentent une nette augmentation du nombre de prises depuis 1980. Contrairement à nos attentes, ces mêmes espèces sont celles qui sont considérées comme en déclin dans la base de données de l'IUCN, excepté pour le lynx du Canada dont la tendance est inconnue. De même, le nombre de prises illégales pour ces espèces a nettement augmenté durant ces 40 dernières années. Le prix relativement à la taille du trophée des félins est supérieur pour les espèces à risque d'extinction. De plus, à l'échelle de l'espèce, le nombre d'individus commercialisés augmente lorsque l'espèce est élevée à un statut correspondant à un risque d'extinction supérieur (*i.e.*, 4 espèces sur 5) et inversement lorsqu'elle est rétrogradée (*i.e.*, 2 espèces sur 3). Ainsi chez les félins comme chez les ongulés, les trophées rares sont les valorisés économiquement et cela entraîne une augmentation de la pression de chasse sur ces espèces qui sont ainsi susceptible à un EAA.

Lors de la soumission du manuscrit pour publication, des commentaires ont été fait par les referees sur les données utilisées. Nous les avons compilés et les discutons dans la table 11.

**Table 11: Critiques émises sur les données par les rapporteurs choisis pour commenter notre étude par les journaux dans lesquels nous avons soumis notre manuscrit pour publication**

Critique reçue	Bien fondé de la critique : Limites de l'étude	Critique injustifiée : Contre-argument
<p>La CITES ne prend en compte que le commerce international et non le l'exploitation locale. Cela pourrait masquer les résultats.</p>		<p>La base de données de la CITES ne donne effectivement que des informations sur le commerce international ce qui convient bien à cette étude qui étudie la chasse aux trophées touristiques qui nécessite le transfert d'un trophée d'un pays à l'autre dans la majorité des cas.</p>
<p>Les changements de statut CITES auraient du être pris en compte puisque le contrôle est plus important pour les espèces d'appendice 1 que celle d'appendice 2 entraînant ainsi un enregistrement des imports/export beaucoup plus précis pour les espèces d'appendice 1.</p>		<p>Aucun des statuts CITES des espèces de félins étudiés n'a changé depuis 1977. L'effort investi dans le contrôle de l'exploitation des espèces des appendices 1 ou 2 est effectivement différent. Cependant, ce n'est pas la comparaison entre espèces qui nous intéresse ici mais les changements du commerce au cours du temps pour une même espèce.</p>
<p>Les résultats risquent d'être influencés par les différences de législation aux échelles locales et nationales qui vont jouer sur le contrôle du commerce.</p>	<p>Il est vrai que dans certain pays les contrôles risquent d'être moins rigoureux ce qui entraine probablement l'enregistrement d'une partie des imports/exports seulement.</p>	<p>Si ces différences d'investissement dans le contrôle en douane dépend du pays, ces différences devraient être proportionnelle au cours du temps et ne pas avoir de grande incidence sur notre étude de la tendance au cours du temps.</p>
<p>Nous n'avons pas d'informations sur la tendance de l'efficacité des contrôles au cours du temps.</p>	<p>Ceci est probablement la plus importante limite de l'utilisation de la base de données CITES. Cette amélioration des méthodes de contrôle et du nombre de la main d'œuvre dédiée à cette activité n'est pas disponible.</p>	

Critique reçue	Bien fondé de la critique : Limites de l'étude	Critique injustifiée : Contre-argument
<p>L'agrégation des données CITES est inappropriée à cause de l'ouverture et la fermeture de la chasse aux trophées au cours du temps par les différents pays.</p>	<p>Effectivement, nous n'avons pas pris en compte les ouvertures et fermetures de la chasse aux trophées dans par année et par pays. Entre 1991 et 2003, le nombre de pays d'Afrique subsaharienne ouvert à la chasse aux trophées est passé de 20 à 23. Certains pays ont interdit la chasse durant la période d'étude comme la Chine en 1994. La quantification de l'effet de ces ouvertures/fermetures sur le nombre globale est difficile mais aurait été intéressante.</p>	<p>Les 12 principaux pays de chasse aux trophées africains n'ont pas fermé à la chasse pendant la période d'étude. Roulet (2004) stipule que "Dix ans après, l'analyse de Chardonnet concernant l'évolution de la chasse sportive reste valide : "La tendance actuelle est à la stabilité du nombre de pays ouverts sur le continent, avec des perspectives prochaines de nouveaux pays de chasse" (Chardonnet, 1995)." (à noter qu'il parle du continent africain).</p>
<p>Cette intensification de la chasse ne pourrait-elle pas simplement être due à une augmentation du nombre de chasses par chasseurs?</p>		<p>Il n'est pas clair pour quelle raison le nombre de prises par chasseurs augmenterait. De plus, cette information ne semble pas pertinente pour tester notre hypothèse de l'effet du statut IUCN sur le prix, le nombre d'individus tués et l'intensité de la chasse illégale.</p>
<p>Les prix peuvent chez certains opérateurs être bas car ils vont obligatoirement de paire avec un safari d'une certaine durée, le prix du trophée proposé est ainsi compensé par le coût du safari. Ainsi, le prix moyen du trophée par année n'aurait pas de sens.</p>	<p>Il est vrai, que la procédure de définition du prix du trophée ne répond à des règles strictes et peu donc varier d'un pays à l'autre.</p>	<p>Nous avons essayé de palier à ce genre de biais en récoltant de 2 à 8 sources de prix différentes et en utilisant la moyenne de ces prix.</p>
<p>Les bureaux CITES sud-africains classent automatiquement les lions chassés dans la catégorie des individus "sauvage" même s'ils sont nés en captivité.</p>	<p>Si cela est vrai, les tendances observées pour le lion pourraient être différentes des tendances réelles en ne prenant en compte que les individus réellement sauvages.</p>	<p>Toutefois, dans les choix proposés dans la base de données CITES, ils proposent de sélectionner "la source de l'individu", à l'intérieur de cette catégorie il est possible de sélectionner entre autre : "captive bred animal", "born in captivity" ou "wild". Ainsi, en toute logique, nous sommes supposés nous être débarrassés de ce biais en sélectionnant uniquement les individus "sauvages".</p>

<b>Critique reçue</b>	<b>Bien fondé de la critique : Limites de l'étude</b>	<b>Critique injustifiée : Contre-argument</b>
<p>Les espèces classées CITES sont toutes des espèces menacées par le commerce (par définition). Il pourrait donc y avoir une auto-corrélation dans le jeu de données.</p>		<p>Notre intérêt est la valorisation du rare dans la chasse aux trophées et son effet sur la pression de chasse. Le fait que le commerce soit par définition une menace sur cette espèce ne change pas les conclusions sur les tendances observées avec le changement de statut. Le fait que le commerce soit reconnu comme une cause majeure de déclin pourrait même au contraire renforcer le risque d'EAA pour ces espèces.</p>

# Chapitre V

## Effet du changement de statut IUCN sur l'exploitation



## **Abstract**

Context Whether trophy hunting is beneficial or a threat to the conservation of species is an open and hotly debated question. The International Union for Conservation of Nature (IUCN) is in charge of assessing the need for species protection at the global scale and providing a useful guide for sustainable exploitation and conservation. Consideration of the IUCN status in wildlife management and its consequences on the attractiveness of trophy-hunted species remains to be quantified.

Aims The present study investigated the link between the IUCN status of the trophy species and its exploitation in 124 taxa. We expected that the number of trophies should be inversely correlated with the IUCN vulnerability status across species.

Methods Using the database of the Safari Club International (SCI), one of the largest hunting associations worldwide, we investigated the effect (1) of the first status attribution and (2) of an upgrade of the IUCN status on the number of trophies recorded by the SCI, by comparing the average number of trophies 5 years before and after a status change.

Key results First, we found that the status attributed by the IUCN in a given year had no effect on the number of recorded trophies during the following 5 years. Second, upgrading the IUCN status led to an important decrease in the number of recorded trophies for most species (75%), except for the most vulnerable ones (African elephant, *Loxodonta africana*; banteng, *Bos javanicus*; lelwel hartebeest, *Alcelaphus buselaphus lelwel*; European bison, *Bison bonasus*).

Conclusions Our results suggest that although a protective IUCN status lowers the exploitation of the moderately threatened species, hunting pressure on the most threatened ones increases instead. The findings support the possibility of an anthropogenic Allee effect (AAE), *i.e.*, a disproportionate exploitation of the rarest species.

Implications The highly profitable exploitation of rare species could have harmful consequences, unless appropriate management actions and protection rules are enforced.

## **Keywords**

Anthropogenic Allee effect; conservation; hunting management; trophy price; mammals

## 1. Introduction

Trophy hunting consists of shooting animals to collect trophies such as horns, antlers, skulls, tusks or teeth (or in many cases the whole head), usually for the purpose of display. This growing activity currently concerns hundreds of taxa, mostly large mammals (Milner *et al.* 2007), is omnipresent in the world, and generates huge incomes (Lindsey *et al.* 2007b). Trophy hunting has been beneficial to the preservation of several species (Leader-Williams *et al.* 2005; Frisina & Tareen 2009; Lindsey *et al.* 2009). If well managed, trophy hunting has a great potential for conservation because of the large amount of money it generates (Lewis & Alpert 1997; Leader-Williams *et al.* 2005; Leader-williams 2009). Trophy hunting is a vital activity for the well being of local people in several countries (Lindsey *et al.* 2007b) and for the maintenance of wildlife-suitable habitat. For example, the novel establishment of private ranches in South Africa leads to the replacement of agricultural lands by more natural habitats. Such land-use shifts have been beneficial for several species, such as white rhinos (*Ceratotherium simum*; Cousins *et al.* 2008; Frisina & Tareen, 2009).

However, other examples have shown that, when ill-managed, trophy hunting can cause the decline of lion (*Panthera leo*) and leopard (*Panthera pardus*) populations (Loveridge *et al.* 2006b; Packer *et al.* 2009). Additionally, the recently demonstrated attractiveness of rarity for humans suggests that trophy hunting could be a threat to already fragile species (Courchamp *et al.* 2006; Johnson *et al.* 2010; Palazy *et al.* 2011, 2012). Case studies demonstrating either population recovery success or failure in relation to trophy hunting remain scarce (Frisina & Tareen 2009; Packer *et al.* 2011). Consequently, the question arises of whether trophy-hunted species are properly managed and, in particular, whether the most fragile species are sustainably harvested. One way of answering this question involves analysing the hunting bags of species harvested for their trophy with varying vulnerability level.

The widespread media coverage of species decline (Myers & Knoll 2001; Raven 2003) has led to the emergence of various organisations that aim to identify and protect threatened species. The IUCN is certainly the most famous for its reliability, comprehensiveness and usefulness in terms of conservation decisions (Collar 1996). This organisation is in charge of collecting and compiling information on population sizes, trends, distributions and threats (Baillie *et al.* 2004). This huge task involves

classifying species in six classes of increasing extinction risk. The role of the IUCN is restricted to the attribution of the appropriate vulnerability status and does not include any remit to take appropriate conservation measures. The species vulnerability ranking, nevertheless, offers a reliable guide for conservation planning (Baillie *et al.* 2004; Rodrigues *et al.* 2006; Plumptre *et al.* 2007; DeMatteo & Loiselle 2008). Under the reasonable assumption that wildlife managers use the IUCN information as an index of species threat level, we could expect that species status should be taken into account for controlling wildlife harvest for trophy hunting, with fewer hunted individuals for more threatened species. Indeed, there are several criteria for a species to be classified as threatened by the IUCN, in particular, a low population count, which should, in theory, lead to restrictions on exploitation quotas. However, to our knowledge, the effect of IUCN statuses on trophy-hunting intensity has never been assessed.

In the present paper, we used the IUCN status as a proxy of species' rarity and the annual number of recorded trophies for a given species as a measure of the intensity of trophy hunting. We tested whether IUCN protection status has any effect on the number of recorded trophies. Under the hypothesis that wildlife managers and/or governments take IUCN protection status into account to ensure that threatened species are harvested in a sustainable way, we predicted that the number of trophies collected should be inversely correlated with the IUCN vulnerability status across species, with the most threatened species being the least hunted. We also predicted that upgrades in vulnerability status should be followed by a decrease in the number of trophies collected, so that increasingly vulnerable species should become less hunted.

## 2. Materials and methods

### 2.1 Data sources

The IUCN red list database provided the status under which each of the trophy-hunted species has been classified since its creation (the first red data book was edited in 1966; Thornback and Jenkins, 1982). Among the species targeted by trophy hunting, we selected the 124 taxa (species and subspecies) whose trophies have been listed in the SCI record book between 1970 and 2011 (Table 12, Appendix 1). We distinguished between the attribution of an IUCN status (*i.e.*, the transition from non-assigned to a definite status) and the transition between two vulnerability statuses (*i.e.*, from one

definite status to another definite status). Indeed, when the threat status changes from 'Data deficient' to 'Vulnerable' for example, it does not mean that the species status has deteriorated during the intervening period. It rather means that additional information has been collected which is now sufficient to assess the status of the species. This is qualitatively different from, for example, a change from 'Near threatened' to 'Endangered'.

**Table 12: Composition of the dataset used, including family and International Union for Conservation of Nature (IUCN) status of the species in Year 2011.**

Family	'Least concern'	'Near threatened'	'Vulnerable'	'Endangered'
<i>Bovidae</i>	54	13	13	5
<i>Cervidae</i>	11	0	4	0
<i>Felidae</i>	2	1	2	0
<i>Suidae/Tayassuidae</i>	7	0	0	0
<i>Ursidae</i>	2	0	1	0
Others	6	1	2	0

Although the CITES is an independent institution that collects data on trophy hunting at the international level, we could not use data recorded by this organisation because only a small group of species of our dataset (less than 25% species) had regular entries in the CITES trade database. Hence, the trophy trade has only been followed on the long term for a few of them. The information on the total number of individuals legally harvested for their trophy per species and per year would have been the ideal variable for our purposes, but this information was not available. To circumvent these difficulties, we used an original approach, taking advantage of the great wealth of data collected by the SCI (for the use of SCI data, see Johnson, Kansky, Loveridge, & Macdonald, 2010; Lewis & Alpert, 1997; Palazy, Bonenfant, Gaillard, & Courchamp, 2012; Wilkie & Carpenter, 1999). The SCI has compiled all the hunt data declared by its members since 1971 ([www.scirecordbook.org](http://www.scirecordbook.org), verified April 2012). For each hunt, a large quantity of information is registered, including the member's name, the date, the location and the trophy score (*i.e.*, given in points, which is assessed with an official measurement manual and considers both trophy size and shape). This record book is intended to be an official and reliable information source as a professional trophy

measurer validates each trophy score. In the record book, trophies are classified in several categories according to the animal's population origin. Indeed, the SCI makes a difference between trophies collected in the natural range of the species and where it has been introduced. For our purpose, the hunting pressure on exotic species is not of interest. Hence, we removed all the trophies that belong to individuals categorised as 'non-indigenous' or 'introduced' from the database used for the present analyses. We removed the species categorised as 'estate' for the same reason. The SCI record-book data cannot be used as an estimation of the annual number of trophy animals hunted per se because not all trophy hunters are SCI members. In addition, SCI members record only their most remarkable trophies, so do not provide data for all the trophies they collect. However, the method of trophy listing has been standardised and regular since 1971 and should thus be a reliable index of any trends over time in the intensity of exploitation and, therefore, provides a useful source of data for investigating the correlation between these trends and changes in the IUCN status (Appendice 3). To use this variable, we made the reasonable assumption that the perception of trophy hunters towards what they would consider as remarkable trophy is a constant in time over the study period. We then studied the effect of IUCN status on the number of records over a 10-year period. We assumed that the temporal trend and relative variation in the number of trophies recorded by the SCI reliably reflects the temporal trend and relative variation in the total number of harvested trophies worldwide.

## **2.2 Data analyses**

We first summed the number of lines in the record book (one line per trophy record) per year per species and obtained the annual number of records per species. Inter-specific analyses of the time series were made possible by a classical standardisation (centre and scale) of this variable. We first checked for the non-independence among species-specific data points by using the Abouheif test (Pavoine *et al.* 2008) on a taxonomy-based tree. We performed this test on the total number of trophies annually recorded per species over the study period.

We then investigated the general pattern of the temporal trend in the number of trophies recorded between 1970 and 2011 by using generalised linear models (GLMs) and generalised additive models (GAMs; Hastie and Tibshirani, 1986) to obtain smoothed curves for graphical support. We next added the hunt location to the model by using the broad classification system of the SCI database in which hunts are pooled by

continent (e.g., Africa, Europe, Asia, America, South-Pacific) to test for the occurrence of differing trends in the number of trophies over time among large-scale regions. Subsequent analyses were conducted on the 'detrended' number of recorded trophies because the number of recorded trophies increased over time (Grosbois *et al.* 2008). The 'detrended' variable was obtained by correcting the number of trophies for the time trend observed for each region. Therefore, we extracted the residuals of the model with the standardised number of recorded trophies as the response variable, and the time, the region and their interaction as the explanatory variables. The use of this procedure should allow us to determine whether an increase in the number of trophies is due to a global increase in the number of trophies over time or to the IUCN status changes.

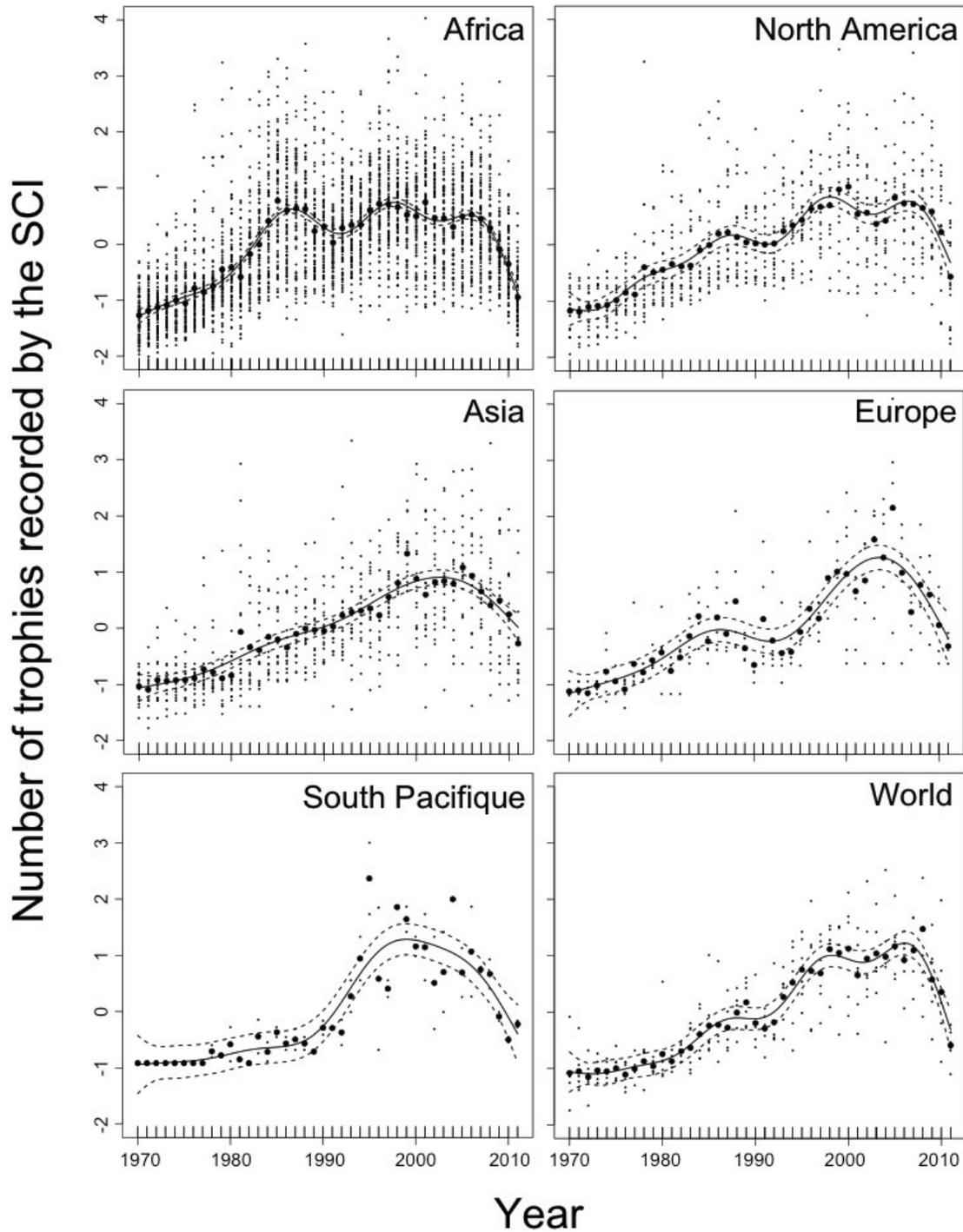
In a second step, we used the non-parametric Kruskal–Wallis statistic to test for an effect of the initial status attributed to a given species on the temporal trend in the number of recorded trophies of that species. Our first prediction was that there should be a decrease in hunting pressure in the following years when the initial status attributed indicated species vulnerability. The IUCN status for a given species was the predictor variable. The response variable was the difference in the average number of trophies hunted over the 5 years before and over the 5 years following a change of the species IUCN status. In practice, we calculated the average number of trophies recorded after the change minus the average number of trophies recorded before the change. Our second prediction was that a change towards a more protective IUCN status should subsequently decrease the number of hunted animals. We used the same method to test both predictions. In a few cases, a new status was attributed to the species for a period of less than 5 years (21 of 140 observed changes). If the status was altered after 4 years instead of 5 years (corresponding to 13 cases), we analysed the 4 years before and after the change. If a status was given to the species for only 2 years and then changed again (the eight remaining cases), we considered only the subsequent status. For example, for the white rhinoceros whose first status, '*Conservation dependent*', was attributed in 2000 and was then changed to '*Near threatened*' in 2002, we ignored the '*Conservation dependent*' status. All analyses were run using the R 2.12 statistical package (R Development Core Team 2009).

### **3. Results**

We did not detect any phylogenetic signal in the average number of trophies recorded per species ( $C_{\text{mean}} = 0.021 \pm 0.485$ ;  $P = 0.29$ ). Hence, taxonomy has no impact on the number of recorded trophies among taxa. We, therefore, used standard statistical procedures to analyse our data.

The standardised number of recorded trophies markedly increased with time over the study period ( $F_{1,5180} = 1618.7$ ,  $P < 0.001$ ) and this temporal trend varied among the five continents (interaction term between location and time:  $F_{5,5180} = 12.05$ ,  $P < 0.001$ ); however, the general patterns were similar (Figure 21). The increase was sharp until 1985, then less marked until 2000. The number of trophies recorded appeared to have decreased slightly over the past decade.

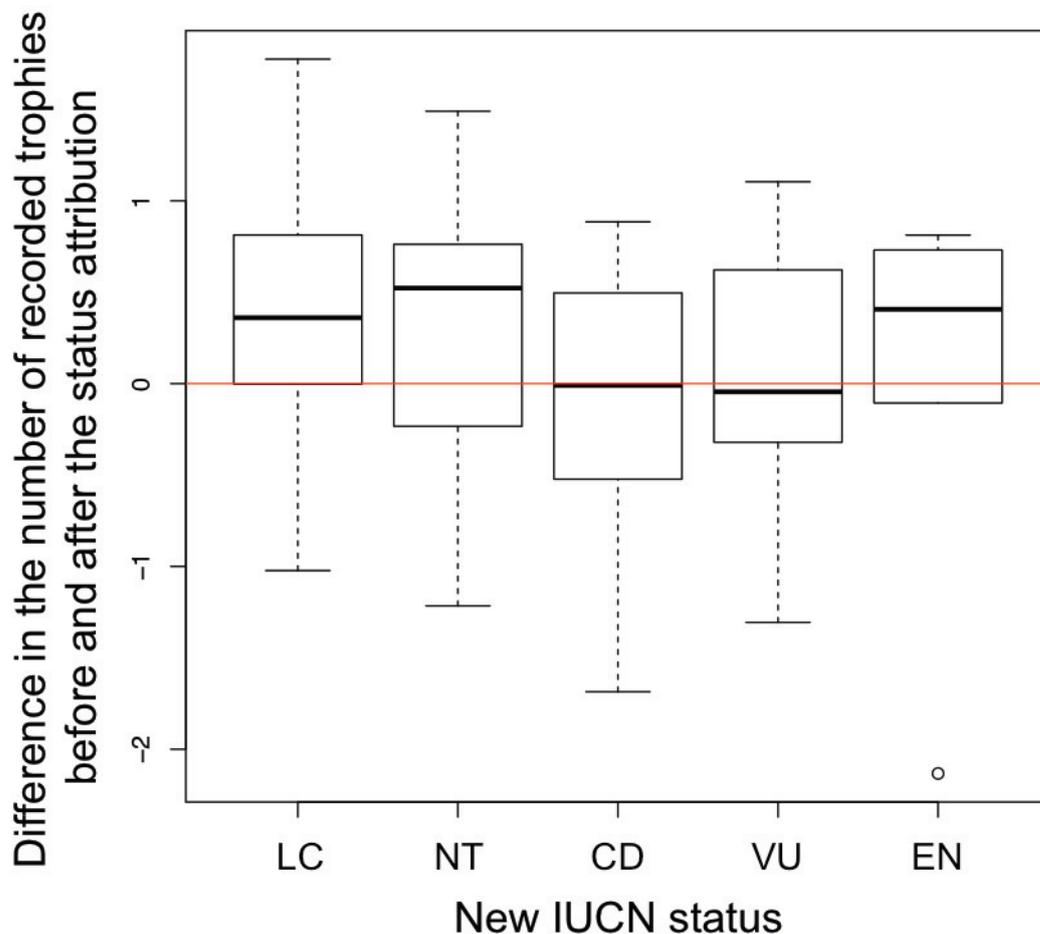
**Figure 21: Time trend of the number of recorded trophies in the Safari Club International database, standardised (centred and scaled) per species in each large hunting region.** Small black points are the annual number of recorded trophies for a given species. Large black dots represent the average number of trophies recorded each year. The black line was obtained with a generalised additive model.



We first expected a decrease in the number of records when the initial status attributed indicated that the species in question was threatened. We did not detect any

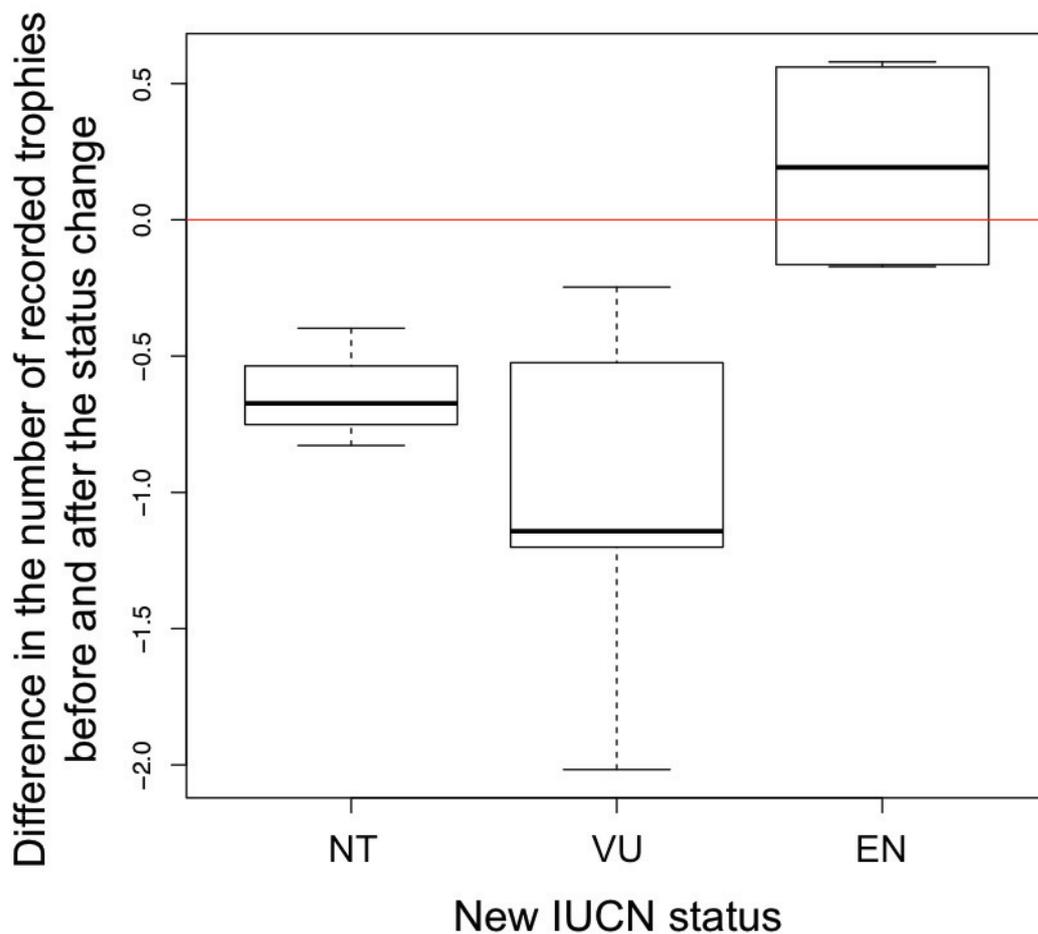
statistically significant effect of the attribution of an IUCN status on the number of trophy records (multiple Kruskal–Wallis test comparison,  $\chi^2 = 7.07$ , d.f. = 4,  $P = 0.13$ ; Figure 22). Among species, the average difference between the number of recorded trophies, standardised and corrected for the effect of time, after and before status attribution was positive ( $\Delta N_c = 0.14$ , CI 95% = [0.05;0.21]).

**Figure 22: Average difference between the mean number of recorded trophies in the Safari Club International database during the 5 years preceding and the 5 years following the attribution of the initial International Union for Conservation of Nature (IUCN) vulnerability status (after accounting for the increase in the total harvest over time per region).** On the  $x$ -axis is represented the status attributed to the species, with an increasing extinction risk from left to right (LC for ‘Least concern’, with 40 taxa; NT for ‘Near threatened’, with 12 taxa; CD for ‘Conservation dependent’, with 44 taxa; VU for ‘Vulnerable’, with 23 taxa; EN for ‘Endangered’, with five taxa). A negative difference means that the average number of trophies recorded after the change is lower than the average number of trophies recorded before the status attribution, which means that classifying the species to the  $x$  status (given on  $x$ -axis) leads to a decrease in the number of trophies recorded. The black thick lines in the boxes represent the median number of recorded trophies under this IUCN status. The lowest point in the ‘Endangered’ category corresponds to the mountain nyala, *Tragelaphus buxtoni*.



According to our second hypothesis, we expected to find a decrease in the number of trophies recorded following an upgrade in the IUCN vulnerability status. We found that upgrading the status had a statistically significant effect on the number of trophies collected the following years (multiple Kruskal–Wallis test comparison,  $\chi^2 = 8.71$ , d.f. = 2,  $P = 0.01$ ; Figure 23). The average difference between the number of recorded trophies, standardised and corrected for the effect of time, after and before the status upgrade was negative ( $\Delta N_c = -0.627$ , CI 95% =  $[-0.93; -0.33]$ ). In agreement with the IUCN protection-status hypothesis, the attribution of a higher IUCN vulnerability status was followed by a decrease in the number of recorded trophies for 75% of the studied species. However, for the other 25%, involving an upgrade to the status ‘endangered’ (*i.e.*, species with the highest perceived rarity), the trend in the change of the number of recorded trophies was in the opposite direction ( $\Delta N_c = 0.214$ , CI 95% =  $[-0.12; 0.55]$ ). Using the raw data instead of the detrended number of trophies led to qualitatively similar results.

**Figure 23: Average difference between the mean number of recorded trophies in the Safari Club International database during the 5 years preceding and the 5 years following an upgrade of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) vulnerability status for a given species (after accounting for the increase in the total harvest over time per region).** On the *x*-axis is represented the status to which the species has been upgraded, with an increasing extinction risk from left to right (NT for ‘Near threatened’, with three taxa; VU for ‘Vulnerable’, with nine taxa; EN for ‘Endangered’, with four taxa). A negative difference means that the average number of trophies recorded after the change is lower than the average number of recorded trophies before the change, meaning that classifying the species to the *x* status (given on *x*-axis) leads to a decrease in the number of recorded trophies. The black thick lines in the boxes represent the median number of recorded trophies under this IUCN status.



## 4. Discussion

Assuming that the information provided by the IUCN on species protection needs is used by biodiversity managers, including managers of trophy-hunted species, we expected to find (1) a lower number of animals hunted when they are initially described as threatened and (2) a decrease in the number of trophies after the vulnerability status

has been upgraded. Contrary to our expectations, we found no statistical support for our first hypothesis of an effect of vulnerability-status attribution. In contrast, we found general support for our second hypothesis of an effect of vulnerability status upgrade for the majority of species, except for '*Endangered*' species. Our results, thus, suggest that the IUCN's recommendations are not systematically given full consideration when regulating trophy-hunting intensity for species protection. The AAE (*i.e.*, the disproportionate valorisation and exploitation of rare species by humans; (Courchamp *et al.* 2006) could provide an explanation for this counterintuitive effect of IUCN status for the most threatened species.

As a conservation policy, we expected a decreasing number of trophies to occur along the gradient of extinction risk. However, the attribution of an IUCN status had no significant effect on the number of trophies recorded in the SCI (Figure 22). Generally, our results showed that upgrading the IUCN status for a given species leads to a corresponding decrease in the number of trophies recorded for most species (Figure 23). Indeed, the number of recorded trophies decreased for all 12 species that were upgraded to '*Near threatened*' or '*Vulnerable*'. These results illustrated that a reduction in trophy-hunting activity occurs in response to increasing concern over a given species. The IUCN's information is thus correctly used in trophy-hunting management for these species. However, it is noteworthy that for species identified as '*Endangered*', we obtained the opposite pattern; namely, the number of recorded trophies was stable or increased after the status change for the four species that were upgraded to '*Endangered*' (Figure 23). The '*Endangered*' status indicates the most vulnerable species according to the IUCN's criteria of classification. Our results thus point out shortcomings in species-conservation system. As in most conservation-biology topics, the amount of data available for the most threatened species are rather limited. Despite the generality of our result being therefore questionable, the four species upgraded to '*Endangered*' showed the very same absence of reduction in hunting bags which is a rather unexpected response for their conservation (Figure 23). These results do not mean that the most vulnerable species will be inevitably driven to extinction by trophy hunting; however, this possibility should be brought to the attention of managers. An AAE would occur only if the management measures are not appropriately chosen or enforced (*e.g.*, respect of scientifically established quotas, cautious attribution of the land-use rights, and focus on prevention of illegal hunting).

One should keep in mind when interpreting these results that the large amount of information provided by the SCI is only suitable for a macroscopic study and is not representative of more local or regional conservation policies, where species may be locally abundant. Our conclusions could thus be different at a finer scale such as the country or population level. Moreover, we could not test for stability in the rate of return of the information over time (*i.e.*, that the proportion of kills that are recorded in the database is temporally constant) because there are no available estimates for the global trophy harvest in the SCI over years. However, our study highlighted several points that improve our understanding of the link between vulnerability status and trophy hunting.

There are no examples of species extinction as a result of trophy hunting (Myserud, 2012; Annexe 1A). On the contrary, there are a few documented examples of declining populations that have recovered as a result of the appropriate use of the considerable income generated by well managed trophy hunting (Frisina & Tareen 2009). However, our results suggested that IUCN status is only partially taken into account in the global management of species that are hunted for their trophies. The outcomes of our study, as well as those of some other studies (Johnson *et al.* 2010; Palazy *et al.* 2011; Prescott *et al.* 2012), are sufficiently indicative to advise caution on behalf of decision-makers in the planning of management programs for the rarest species.

## 5. Appendix

**Appendice 3: Number of trophies recorded and International Union for Conservation of Nature (IUCN) status changes over the study period for the 124 species included in the analysis.** Ntrophies is the total number of recorded trophies in the Safari Club International between 1970 and 2011. Status changes give the first status attribute for each species and the status upgrades. NA = non-assigned. IUCN statuses classified from the lowest to the highest extinction risk are: LC= 'Least Concern', NT = 'Near threatened', CD = 'Conservation dependent', VU = 'Vulnerable', EN = 'Endangered'.

<i>Latin name</i>	<b>Common name</b>	<b>Ntrophies</b>	<b>Status changes</b>
<i>Acinonyx jubatus</i>	Cheetah	62	NA→VU
<i>Aepyceros melampus</i>	Impala	4435	NA→CD→LC
<i>Alcelaphus buselaphus caama</i>	Cape or red hartebeest	2410	NA→CD→LC
<i>Alcelaphus buselaphus cokei</i>	Coke hartebeest	340	NA→CD→LC
<i>Alcelaphus buselaphus lelwel</i>	Lelwel hartebeest	274	NA→CD→EN
<i>Alcelaphus buselaphus major</i>	Western hartebeest	209	NA→CD→NT
<i>Alcelaphus lichtensteini</i>	Lichtenstein hartebeest	970	NA→CD→LC
<i>Alces alces</i>	Moose	1691	NA→LC
<i>Alligator mississippiensis</i>	American alligator	309	NA→LC
<i>Ammotragus lervia</i>	Aoudad or barbary sheep	22	NA→VU
<i>Antidorcas marsupialis</i>	Springbok	2959	NA→CD→LC
<i>Antilocapra americana</i>	Pronghorn	3010	NA→LC
<i>Antilope cervicapra</i>	Blackbuck	287	NA→VU→NT
<i>Axis axis</i>	Axis deer	258	NA→LC
<i>Bison bison</i>	American bison	785	NA→CD→NT
<i>Bison bonasus</i>	European bison	90	NA→VU→EN→VU
<i>Bos javanicus</i>	Banteng	249	NA→VU→EN
<i>Bubalus bubalis</i>	Water buffalo	1002	NA→EN
<i>Canis lupus</i>	Gray wolf	444	NA→VU→LC
<i>Capra aegagrus</i>	Bezoar or Persian ibex	2211	NA→VU
<i>Capra caucasica</i>	Caucasian tur	171	NA→EN
<i>Capra cylindricornis</i>	East Caucasian tur	191	NA→VU→NT
<i>Capra ibex</i>	Alpine ibex	141	NA→LC
<i>Capra nubiana</i>	Nubian ibex	57	NA→EN→VU
<i>Capra pyrenaica</i>	Spanish ibex	1204	NA→NT→LC
<i>Capra sibirica</i>	Asian ibex	690	NA→LC
<i>Capreolus capreolus</i>	European roe deer	711	NA→LC
<i>Cephalophus callipygus</i>	Peters duiker	167	NA→NT→LC
<i>Cephalophus dorsalis</i>	Bay duiker	127	NA→NT→LC
<i>Cephalophus harveyi</i>	Harvey red duiker	62	NA→CD→LC
<i>Cephalophus monticola</i>	Blue duiker	504	NA→LC
<i>Cephalophus natalensis</i>	Natal red duiker	441	NA→CD→LC
<i>Cephalophus nigrifrons</i>	Black-fronted duiker	19	NA→NT→LC
<i>Cephalophus rufilatus</i>	Red-flanked duiker	272	NA→CD→LC
<i>Cephalophus silvicultor</i>	Yellow-backed duiker	107	NA→NT→LC
<i>Ceratotherium simum simum</i>	Southern white rhinoceros	450	NA→NT
<i>Cervus elaphus</i>	Wapiti or maral or red deer	2624	NA→LC
<i>Cervus nippon</i>	Sika deer	361	NA→LC
<i>Cervus timorensis</i>	Rusa deer	297	NA→LC→VU

<b>Latin name</b>	<b>Common name</b>	<b>Ntrophies</b>	<b>Status changes</b>
<i>Cervus unicolor</i>	Sambar	104	NA→LC→VU
<i>Civettictis civetta</i>	African civet	120	NA→LC
<i>Connochaetes gnou</i>	Black wildebeest	1707	NA→CD→LC
<i>Connochaetes taurinus</i>	Wildebeest	3868	NA→CD→LC
<i>Crocodylus niloticus</i>	Nile crocodile	489	NA→VU→LC
<i>Crocuta crocuta</i>	Spotted hyena	662	NA→CD→LC
<i>Dama dama</i>	European fallow deer	976	NA→LC
<i>Damaliscus dorcas dorcas</i>	Bontebok	666	NA→VU→NT
<i>Damaliscus dorcas phillipsi</i>	Blesbok	3148	NA→CD→LC
<i>Damaliscus lunatus jimela</i>	Topi	437	NA→CD→LC
<i>Damaliscus lunatus lunatus</i>	Tsessebe	1045	NA→CD→LC
<i>Gazella dorcas</i>	Dorcas gazelle	108	NA→VU→NT→VU
<i>Gazella granti</i>	Grant gazelle	1165	NA→CD→LC
<i>Gazella soemmerringii</i>	Soemmerring gazelle	181	NA→VU
<i>Gazella subgutturosa</i>	Goitered gazelle	302	NA→NT→VU
<i>Gazella thomsoni</i>	Thomson gazelle	698	NA→CD→NT
<i>Hemitragus jemlahicus</i>	Himalayan tahr	988	NA→VU→NT
<i>Hippopotamus amphibius</i>	Common hippopotamus	701	NA→LC→VU
<i>Hippotragus equinus</i>	Roan antelope	808	NA→CD→LC
<i>Hippotragus niger</i>	Sable antelope	1352	NA→CD→LC
<i>Hydropotes inermis</i>	Chinese water deer	169	NA→VU→NT→VU
<i>Hylochoerus meinertzhageni</i>	Giant forest hog	91	NA→LC
<i>Kobus ellipsiprymnus ellipsiprymnus</i>	Common waterbuck	1935	NA→CD→LC
<i>Kobus kob kob</i>	African kob	321	NA→CD→VU
<i>Kobus leche kafuensis</i>	Kafue flats lechwe	466	NA→VU
<i>Kobus leche leche</i>	Red lechwe	519	NA→CD→LC
<i>Kobus vardoni</i>	Puku	631	NA→CD→NT
<i>Leptailurus serval</i>	Serval	145	NA→LC
<i>Litocranius walleri</i>	Gerenuk	668	NA→CD→NT
<i>Loxodonta africana</i>	African elephant	569	NA→VU→EN→VU
<i>Madoqua kirki</i>	Kirk dik-dik	656	NA→LC
<i>Mazama gouazoubira</i>	Gray-brown brocket deer	298	NA→LC→DD→LC
<i>Mazama pandora</i>	Yucatan gray-brown brocket deer	37	NA→LC→DD→VU
<i>Muntiacus reevesi</i>	Reeves muntjac	209	NA→LC
<i>Nesotragus batesi</i>	Bates pygmy antelope	48	NA→NT→LC
<i>Nesotragus moschatus</i>	Suni	360	NA→EN→CD→LC
<i>Odocoileus hemionus</i>	Mule or black-tailed deer	2701	NA→LC
<i>Odocoileus virginianus</i>	White-tailed deer	2959	NA→LC
<i>Oreamnos americanus</i>	American mountain goat	879	NA→LC
<i>Oreotragus oreotragus</i>	Klipspringer	961	NA→CD→LC
<i>Oryx beisa callotis</i>	Fringe-eared oryx	337	NA→CD→VU
<i>Oryx gazella</i>	Gemsbok	1910	NA→CD→LC
<i>Ourebia ourebi</i>	Oribi	836	NA→CD→LC
<i>Ovibos moschatus</i>	Greenland muskox	829	NA→LC
<i>Ovis ammon</i>	Argali	937	NA→VU→NT
<i>Ovis canadensis</i>	Bighorn sheep	1121	NA→CD→LC
<i>Ovis dalli</i>	Dall sheep	1348	NA→LC
<i>Ovis gmelini</i>	Mouflon or urial	850	NA→VU
<i>Ovis nivicola</i>	Snow sheep	269	NA→CD→LC

<b>Latin name</b>	<b>Common name</b>	<b>Ntrophies</b>	<b>Status changes</b>
<i>Ovis vignei</i>	Urial	333	NA→VU
<i>Panthera leo</i>	African lion	1804	NA→VU
<i>Panthera pardus</i>	Leopard	1758	NA→VU→LC→NT
<i>Pelea capreolus</i>	Vaal rhebok	576	NA→CD→LC
<i>Phacochoerus aethiopicus</i>	Warthog	2408	NA→LC
<i>Potamochoerus larvatus</i>	Bushpig	639	NA→LC
<i>Potamochoerus porcus</i>	Red river hog	77	NA→LC
<i>Procapra picticaudata</i>	Tibetan gazelle or goa	97	NA→NT→LC→NT
<i>Puma concolor</i>	Cougar or mountain lion	1338	NA→LC→NT→LC
<i>Rangifer tarandus</i>	Reindeer or caribou	1689	NA→LC
<i>Raphicerus campestris</i>	Steenbok	1822	NA→LC
<i>Raphicerus melanotis</i>	Cape grysbok	447	NA→CD→LC
<i>Raphicerus sharpei</i>	Sharpe grysbok	481	NA→CD→LC
<i>Redunca arundinum</i>	Common reedbuck	1240	NA→CD→LC
<i>Redunca fulvorufula chanleri</i>	Chanler mountain reedbuck	76	NA→NT→VU
<i>Redunca fulvorufula fulvorufula</i>	Southern mountain reedbuck	952	NA→CD→LC
<i>Redunca redunca</i>	Bohor reedbuck	657	NA→CD→LC
<i>Rupicapra pyrenaica</i>	Alpine chamois	526	NA→CD→LC
<i>Rupicapra rupicapra</i>	Pyrenean chamois	751	NA→LC
<i>Sus scrofa</i>	Feral boar	755	NA→LC
<i>Sylvicapra grimmia</i>	Bush duiker	2772	NA→LC
<i>Syncerus caffer</i>	African buffalo	3521	NA→CD→LC
<i>Taurotragus derbianus gigas</i>	Central African giant eland	434	NA→VU→LC
<i>Taurotragus oryx oryx</i>	Cape eland	1670	NA→CD→LC
<i>Tayassu pecari</i>	White-lipped peccary	211	NA→LC
<i>Tayassu tajacu</i>	Collared peccary or javelina	1021	NA→LC
<i>Tragelaphus angasi</i>	Common nyala	1923	NA→CD→LC
<i>Tragelaphus buxtoni</i>	Mountain nyala	188	NA→EN
<i>Tragelaphus euryceros euryceros</i>	Western bongo	420	NA→NT
<i>Tragelaphus imberbis</i>	Lesser kudu	530	NA→CD→NT
<i>Tragelaphus scriptus</i>	Bushbuck	4433	NA→LC
<i>Tragelaphus spekii</i>	Sitatunga	670	NA→NT→LC
<i>Tragelaphus strepsiceros</i>	Greater kudu	5012	NA→CD→LC
<i>Ursus americanus</i>	Black bear	820	NA→LC
<i>Ursus arctos</i>	Brown bear	1991	NA→LC
<i>Ursus maritimus</i>	Polar bear	185	NA→VU→CD→VU

## **6. Discussion sur le chapitre**

L'étape suivante dans notre analyse de l'occurrence d'un EAA dans la chasse aux trophées était de tester le lien entre une rareté croissante et la réponse de la pression de chasse. Cette troisième analyse porte donc sur l'ensemble des espèces chassées pour leurs trophées pour lesquels il y a eu des entrées régulières dans le livre des records (plus de 15 trophées enregistrés sur la période). Nous avons ainsi évalué la tendance du nombre de prises de chasse en fonction du statut de protection. D'après les données du livre des records du Safari Club International et après avoir corrigé pour l'augmentation du nombre de membres au cours du temps, nous avons montré que l'élévation d'une espèce au statut d'espèce presque menacée ou vulnérable entraîne une diminution du nombre de trophées enregistrés. Au contraire, pendant la période durant laquelle le statut d'une espèce est élevé au statut d'espèce "en danger" nous avons observé une augmentation du nombre de trophées enregistrés dans le livre des records. Ainsi la valorisation de la rareté pourrait bien entraîner une augmentation de la demande qui stimulerait l'augmentation de la pression de chasse pour les espèces les plus menacées.

Lors de la soumission du manuscrit pour publication, des commentaires ont été fait par les referees sur les données utilisées. Nous les avons compilés et les discutons dans la table 13.

**Table 13: Critiques émises sur les données par les rapporteurs choisis pour commenter notre étude par les journaux dans lesquels nous avons soumis notre manuscrit pour publication**

Critique reçue	Bien fondé de la critique : Limites de l'étude	Critique injustifiée : Contre-argument
<p>Le statut IUCN est déterminé à l'échelle de l'ensemble de l'aire de distribution de l'espèce et nécessite souvent de résumer l'information disponible à l'échelle de quelques pays. Au contraire, les quotas sont déterminés à l'échelle nationale voire régionale. Ainsi le statut réel pourrait être très variable d'une localité à l'autre.</p>	<p>Il est vrai que l'utilisation du statut IUCN masque toute variation à l'échelle locale. Une espèce peut effectivement être menacée et/ou en déclin à l'échelle globale et avoir quelques populations qui s'accroissent.</p>	<p>Les statuts IUCN sont déterminés à l'aide de critères stricts qui doivent être remplis. Prenons l'exemple des espèces '<i>En danger</i>', qui sont les espèces pour lesquelles nous avons trouvé une augmentation du nombre de prises. Hors, "Un taxon est dit '<i>En danger</i>' lorsque les meilleures données disponibles indiquent qu'il remplit l'un des critères A à E correspondant à la catégorie En danger et, en conséquence, qu'il est confronté à un risque très élevé d'extinction à l'état sauvage" (IUCN, 2001). L'espèce doit remplir plusieurs critères portant sur un déclin observé de 50% des effectifs en 10 ans (ou 3 générations) ou une forte fragmentation et une aire de distribution inférieure à 500 km<sup>2</sup> ou encore moins de 250 individus au total. Si en prenant en compte l'ensemble des populations une espèce remplit ces critères, il semble justifié de penser qu'une augmentation de l'exploitation sur la période de 10 ans étudiée, même si elle concerne l'une des plus grandes populations restantes, n'est pas anodine pour la survie de l'espèce.</p>
<p>Plusieurs programmes de chasse aux trophées prônent qu'apporter des bénéfices directement issus des espèces sauvages aux locaux peut aider leur conservation. Dans ce cas, nous n'attendons pas une diminution du nombre de prises lorsque l'espèce devient menacée mais le contraire.</p>		<p>Il est vrai que donner une valeur économique à l'espèce peut être très bénéfique à sa conservation. Cependant, une meilleure allocation à la conservation des bénéfices générés par la chasse aux trophées semble plus plausible qu'une augmentation du nombre de prélèvement alors que l'espèce décline.</p>

<b>Critique reçue</b>	<b>Bien fondé de la critique : Limites de l'étude</b>	<b>Critique injustifiée : Contre-argument</b>
<p>La plupart des changements de statut reflètent des changements dans l'information disponible ou dans le critère de classification plutôt qu'un vrai changement de statut. De plus, les informations d'abondance sont très pauvres et l'utilisation de la catégorie DD n'est plus d'actualité. Il y a ainsi un fort biais entre le statut IUCN de l'espèce et son statut réel.</p>	<p>Il est vrai que les nouvelles informations récoltées sont probablement en partie responsables des changements observés.</p>	<p>Les critères de catégorisation n'ont pas fondamentalement changé au cours du temps. Si ça n'est pas une détérioration de l'état de l'espèce mais plutôt la récolte d'informations supplémentaires qui a permis de réaliser que l'espèce est plus menacée que ce qu'on croyait qui a entraîné le changement de statut, cela devrait tout de même entraîner une réduction des prises plutôt qu'une augmentation.</p>
<p>Le Safari Club International est biaisé en faveur des américains et pourrait ainsi ne pas bien refléter l'activité mondiale.</p>	<p>Il y a effectivement une majorité d'américains au SCI qui pourraient avoir un comportement et des règles de conduite différentes des autres chasseurs de trophées.</p>	<p>L'Amérique du Nord est une des 2 principales sources de chasseurs de trophées suivi par l'Europe et le SCI est le plus grand club de chasse aux trophées au monde en termes de membres.</p>
<p>Le livre des records du SCI repose sur l'enregistrement volontaire de son trophée par le chasseur qui veut faire connaître la taille du trophée récolté et ne représente donc pas un échantillon aléatoire de l'ensemble des animaux prélevés.</p>	<p>Il est clair que les trophées enregistrés ne représentent qu'un petit échantillon des trophées prélevés qui sont probablement les plus grands de chaque taxa.</p>	<p>Les tailles de trophées ne nous intéressaient pas ici, ce qui nous intéressait c'est son évolution au cours du temps. En supposant que la taille des trophées ne diminue pas au cours du temps (le cas contraire pourrait être un signe de surexploitation), cet échantillon devrait être comparable d'années en années surtout sur la courte période considérée et après avoir corrigé pour l'augmentation du nombre de chasseurs au cours du temps.</p>



# Chapitre VI

## Motivation des chasseurs de trophées



# 1. Introduction

Trophy hunting is a widely spread and highly lucrative activity. Hunting trips are proposed on each continent and for several hundred species. This activity generates several dozen millions of dollars in some countries but only involves a small and wealthy part of the population. An extended knowledge of this industry is thus necessary considering the number of targeted species including threatened species and the willingness to pay high sums for a trophy of interest that could fund conservation programs. Opinions on trophy hunting could be classified in three main groups. On the one hand, the group of “pro-hunters” that have a passion for trophy hunting or advocate its benefits for communities and/or wildlife. On the other side, the “anti-hunters” struggle to understand how one can kill for leisure (there is generally a higher tolerance for sustenance hunting). In the middle position, some conservationists does not promote this activity but recognize trophy hunting potential role for conservation funding.

Trophy hunting has been the subject of multiple studies during the last decade. The main focuses of those studies were trophy hunting sustainability, economic significance and benefits to conservation (Lewis & Alpert 1997; Humavindu & Barnes 2003; Whitman *et al.* 2004; Lindsey *et al.* 2006; Croes *et al.* 2011). Authors have thus investigated the management and the outcome of this industry. However, the demand is poorly studied. The demand is the motor of the economic activity and drives the trend in production growth or collapse (Matsuyama, 2002; Heinen, Yonzon, & Leisure, 1995). The demand in trophy hunting should determine the variations of the orientation of the market toward different trophy species and destinations (Lindsey *et al.* 2006). Hence, in order to increase trophy hunting sustainability and the benefits allocated to species conservation, it is necessary to investigate hunter’s expectations, criteria for choosing a species and species of best interest according to hunter’s profile.

A few authors have already conducted surveys to increase our knowledge about trophy hunters’ profiles and motivations. Radder (2005) has questioned 600 trophy hunters that have hunted in the Eastern Cape in South-Africa about their reasons for trophy hunting and found out that their main motivations were to be in nature, enjoy the challenge of the hunt and experience new places and cultures (Radder 2005). Mulder (2011) has then investigated the motivation of international trophy hunters for trophy hunting and for choosing South Africa. Hence, the author conducted a survey among

trophy hunters who came for a hunting safari in South-Africa. By analysing the 191 answers (76% of the respondents coming from the USA), the author could determine a profile of the trophy hunters who hunt in South Africa: the largest proportion of the participants (43%) were aged between 50 and 59 years old, most of them (87%) received post school education, the largest revenue category among the participants (*i.e.*, 30% of the respondents) was US\$100,000 to US\$200,000 per year. Those participants were primarily motivated by contributing actively to wildlife conservation, improve their knowledge of nature and escape from the stress of daily life and work (Mulder 2011). The motivations of recreational hunters in the United-States have been investigated in several other studies and give an estimation of the proportion that can be considered as trophy hunters. In one of them, 12% of the Oregon hunters who hunt big game were mainly interested by the trophy (Shrestha & Burns 2010). Tennessee deer hunters gave “experiencing nature” as their first motivation and “killing a bull with a large rack” came in fourth position (Harper *et al.* 2012). Eliason (2008) surveyed 536 deer/elk hunters in Montana. The author compared resident and non-resident hunters and found out that despite similar age, marital status and race, non-resident hunters had a much higher income and were more interested in the trophy (Eliason 2008).

Some socio-psychological studies have thus provided information that increases our knowledge of the trophy hunting community. They have focused on trophy hunter motivation for trophy hunting and their criteria for choosing the hunting destination. From the conservation viewpoint, the information that is crucial is the criteria of choice for the trophy species that gives an indication of species attractiveness. Lindsey *et al.* (2006) published one of the rare studies that investigated the attractiveness of different trophy species among trophy hunters that had already hunted or planned to hunt in Africa. The authors interviewed 150 clients and 127 operators at the Dallas and Houston Safari Club conventions. They asked them under which conditions they were willing to hunt, in which countries they had already hunted and in which they would like to hunt, their criteria for choosing the hunting destination and their three favourite trophy species. The main findings are that buffalo, leopard, kudu, lion and rare antelopes are the favourite hunting species and trophy hunters are most often unwilling to hunt when some conservation rules are disregarded (*e.g.*, put-and-take hunting, quotas are overshot or cheetahs are illegally hunted) except for the introduction of exotic species.

No studies have been conducted at a large scale on trophy hunter motivations, criteria of choice of the targeted species and favourite hunting species. A common

explanation given by the trophy hunting industry to justify the willingness of hunters to pay high sums for the rarest species is that they wish to contribute financially to their conservation. In this study, we aim at testing the involvement of trophy hunters in conservation. Our first hypothesis is that trophy rarity is a major interest of trophy hunters. Our second hypothesis is that funding conservation is not a major motivation for trophy hunting. In our study, we investigated trophy hunter's (i) profile (*e.g.*, age, origin and experience), (ii) motivation for trophy hunting, (iii) criteria of choice for the trophy species, (iv) favourite trophy species regardless of the availability or prohibitions, and (v) compared the answers according to hunter origins.

## 2. Methods

### 2.1 Design of the survey

Our survey was a short online questionnaire. We chose to use only close-ended questions for the corpus of the questionnaire to help the respondent save time. This corpus contains 12 questions. For two out of 12 questions, the respondent could select several options and add one option if missing. For one question, their favourite species, he could answer in his own words. The 12 questions are organised in 3 parts: personal information, trophy hunting profile and trophy species of best interest. Questions 1 to 4 cover the respondent gender, age, countries of origin and residence. Questions 5 to 8 are focused on trophy hunting background and motivation: hunting regions already visited, trophy hunting annual frequency, years of experience in trophy hunting and main reasons for trophy hunting. Question 9 is about captive bred species and was included to provide complementary information for another project. The answers to this question will thus not be treated in this study. Questions 10 to 12 are about trophy species and investigate the number of different species already hunted for their trophy, favourite trophy species and criteria of choice for one trophy species or another. Additionally to those 12 questions, a last one was opened to receive their commentaries if any. The estimated time to answer the questions is 8 minutes (Appendice 5).

The term “trophy” was repeated in each of the question to avoid any confusion between trophy and recreational hunting for the respondent. The order of appearance of the options proposed in questions 8 and 12, that asked for trophy hunting motivation and criteria of choice of the trophy species and allowed several answers, was

randomised. In this way, we could remove a possible effect of the order of appearance of options on the answers.

The original version is the English one. We first defined what information we wanted to collect and designed questions so as to avoid any guidance of the answers and be as clear as possible (*i.e.*, exact terms, simple and precise sentences and no chance for different interpretations of the question). As we aimed at knowing the true involvement of trophy hunters in conservation, the most delicate part of the survey design was to avoid any influence of the answer toward the conservation options. As trophy hunters are often harshly criticised and we wanted to collect unbiased questions, we tried to evaluate their conservation propensity with options that would be familiar to them if they were involved in conservation rather than obviously conservation oriented. The questionnaire was translated in 4 other languages. We translated it in French and obtained Spanish, German and Russian versions from colleagues for which it was the mother tongue.

We first chose an Internet domain name and a web server to host our web site. The domain name aimed at being easy to remember to facilitate the dispersal. The survey is available at “<http://www.trophysurvey.org/>”.

## **2.2 Distribution of the survey**

As we aimed to study the trophy hunting community globally, we sent the questionnaire to trophy hunting operators in each continent and, within the continent, in each major trophy hunting countries. We chose hunting operators and hunting clubs as our distribution vectors. Indeed, hunting clubs likely have a list of members' email addresses that they use for to send the newsletter and to distribute information. It would thus be quick for them to send the link of the survey and we would easily reach a fair number of trophy hunters. Hunting operators were found on the web. In a first phase, we contacted one trophy hunting operator per major trophy hunting countries: Russia, Bulgaria, Germany, Austria, Belgium, Switzerland, Norway, Italy, France, Argentina, South Africa, Mozambique, Zimbabwe, Namibia, Tanzania, Zambia, Botswana, Australia, New-Zealand, Canada, USA and Mexico. Some of the outfitters are likely to work in several countries. We contacted as well 17 national trophy hunting clubs (*e.g.*, Rowland Ward, Safari Club International, Sporting Shooters Association of Australia, Federacion Italiana de la Caccia, Federation Mexicana de Tiro y Caza).

Each email was accompanied by a personalized letter explaining the purpose of the survey and asking for help with its distribution. We engaged to send them the result in exchange to their contribution. Additionally, we proposed them to have an advertisement for their company on our web site by adding their logo or address of their web site on the home page of our survey. Each organisation that did not answer was contacted again two weeks later. Some of them asked for more explanations, others said they would help and then never answered again. Hence, in a second phase, we decided to contact the outfitters of a list we had from other studies. The sample strategy was then less rigorous but regarding the extremely low rate of responses, it was necessary to try another method. The objective was then to contact everyone we could and in a second step we would work on collecting a comparative number of answers between location by focusing on clubs and outfitters in the countries with a low number of answers. Additionally, we heard about another survey investigating the willingness of trophy hunters for hunting in Ethiopia. We contacted the team and ask them for their contacts. We sent the survey to the 75 addresses of their list including trophy hunters, professional hunters, outfitters and head of trophy hunting clubs. We sent as well the link of the questionnaire on a dozen of the biggest trophy hunting groups on Facebook (*i.e.*, several hundreds to several thousand members each). We asked as well to our contacts in France, Canada and Southern Africa that had a direct or indirect link with trophy hunting to distribute it as widely as possible. We expected that being contacted by someone they knew, the trophy hunting professionals would be keener to help.

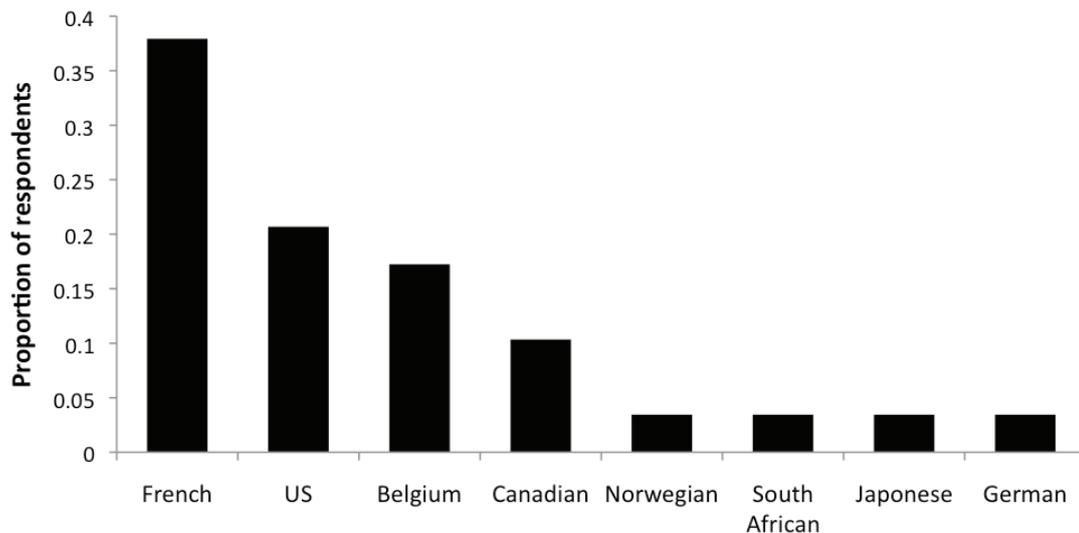
We compiled the answer received for each question and in order to investigate if there was a difference between the answers given by European and North American hunters, we used a Pearson's Chi-squared test with simulated p-values (10,000 replicates).

## 3. Results

### 3.1 Personal information

We received so far the answers of only 29 trophy hunters. Most of them were men (one woman). The majority of the respondents (27/29) were 30 years old or more (including 4 participants below and 3 above 50 years old) only 2 participants were younger than 30 years old. The largest proportions of the respondents were French (11/29), American (USA; 9/29) and Belgian (5/29; Figure 24). In the analysis of trophy hunting motivations, favourite trophy species and criteria of choice of the trophy species, we compared two groups: European (18/29) and North American (9/29) hunters. We did not have enough answers from other regions to include them as a category for the geographic comparison of the answers.

Figure 24: Nationality of the 29 trophy hunters who answered the survey.

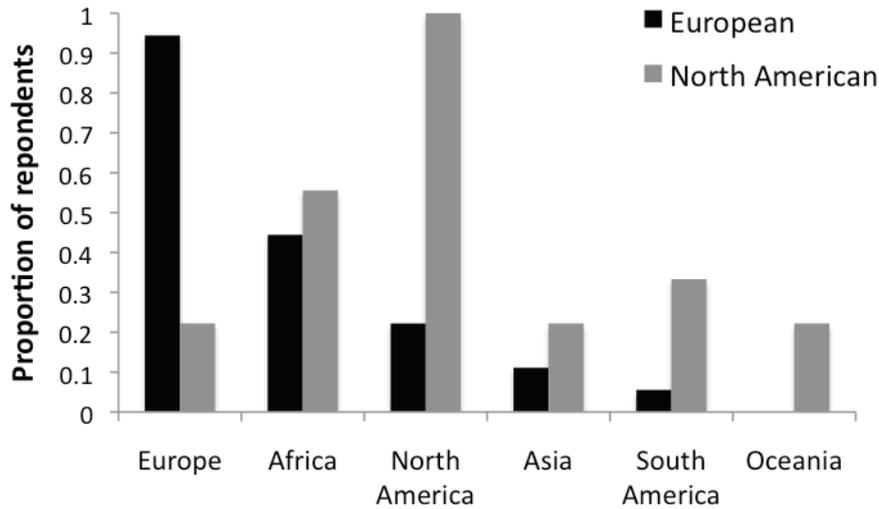


#### *Trophy hunters' background and motivation*

The hunting destinations that have already been visited by our respondents are significantly differing between European and North American hunters (Chi-squared test comparison,  $P < 0.05$ ). European trophy hunters have mostly been in Europe and North American trophy hunters in North America. The second most important destination for

both communities is Africa. The others regions were visited by fewer respondents (Figure 25).

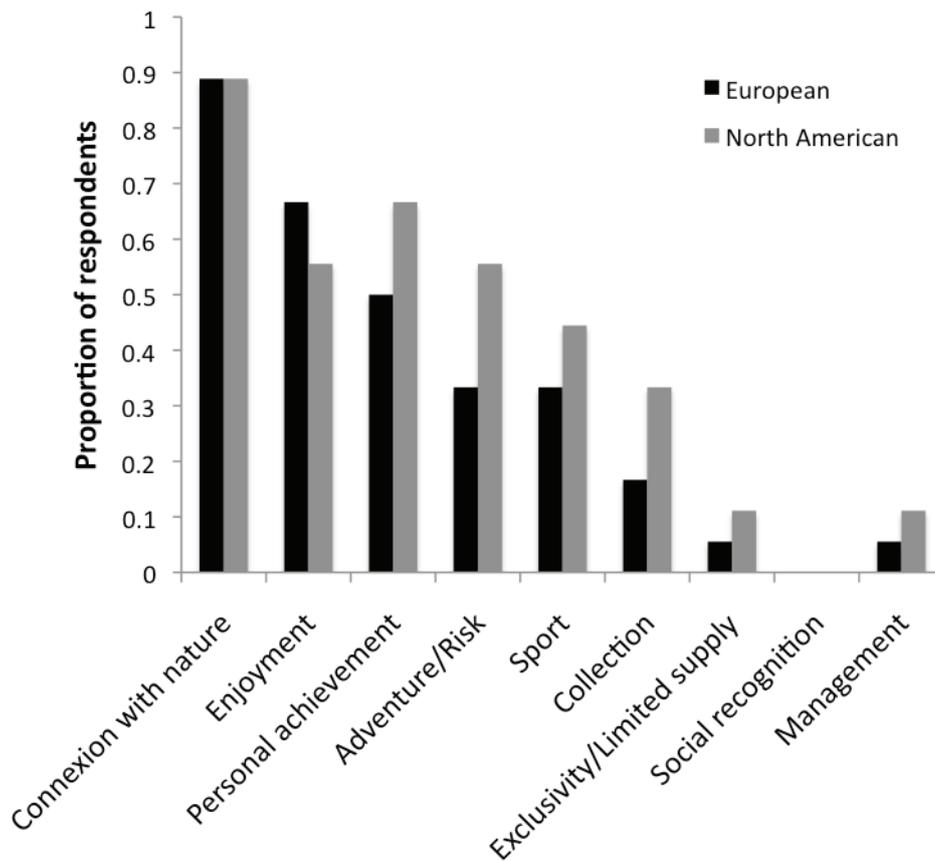
**Figure 25: Trophy hunting destinations where the participants (N=29) have already been.** The total proportion does not sum 100% because each respondent has visited several places.



Trophy hunting frequency was quite high among our respondent with 9 respondents that hunts once a year or less and the large majority of our respondents (20/29) that hunt for trophies more than once a year. Half of our respondent (14/29) have been trophy hunting for more than 15 years. 9 participants had between 6 and 15 years of experience and the others (6/29) were beginners with less than 5 years background in trophy hunting.

The motivation for trophy hunting selected by most of our respondents is the communion with nature (26/29). Enjoyment is a major motivation for trophy hunting as well (18/29). Half of them (16/29) hunted for their personal achievement. The adventure and the risk experienced during the hunt was the fourth main source of motivation (12/29). Two participants gave the exclusivity/limited supply that is one of our index of interest for rare species as a motivation for trophy hunting (2/29). Interestingly, no participant gave social recognition as a motivation for trophy hunting. It was unexpected, as trophies are believed to be harvested for display. Each respondent gave on average 3.2 reasons for trophy hunting (Figure 26). There was no significant difference between the motivation of European and North American trophy hunters (Chi-squared test comparison,  $P > 0.05$ ).

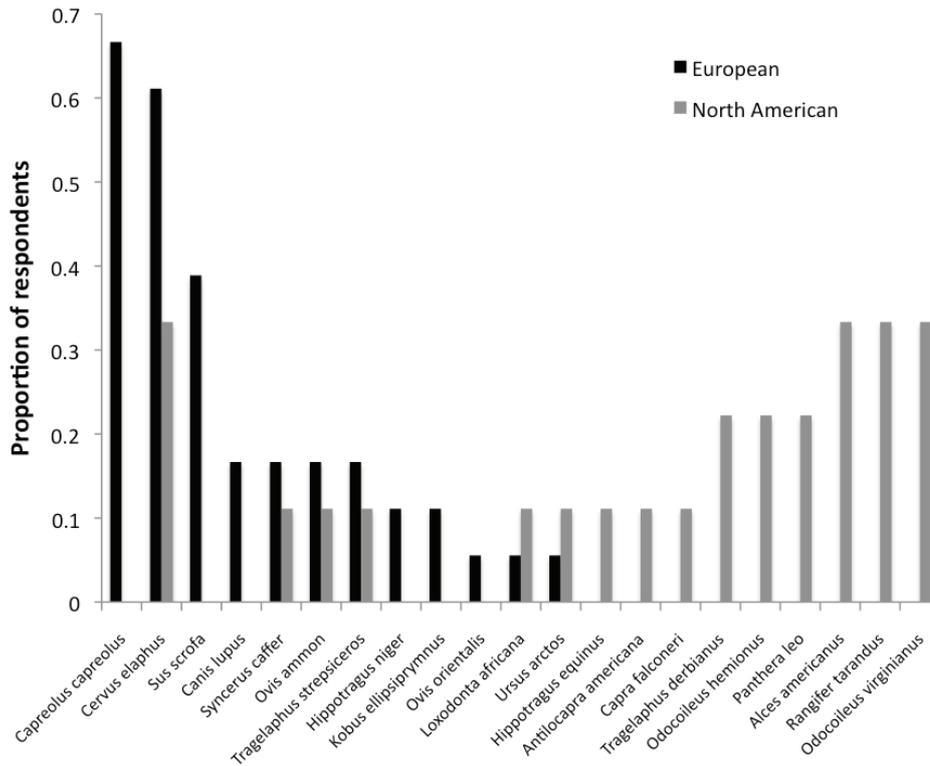
**Figure 26: Main motives of hunters for trophy huntings (29 participants).** In the survey, this question was presented as a multiple-choice question and they could select as many options as they wanted. They were as well free to write in their own words an additional option. In this way, “management” was not proposed in the options and was proposed by the respondents.



### 3.2 Favourite trophy species and choice

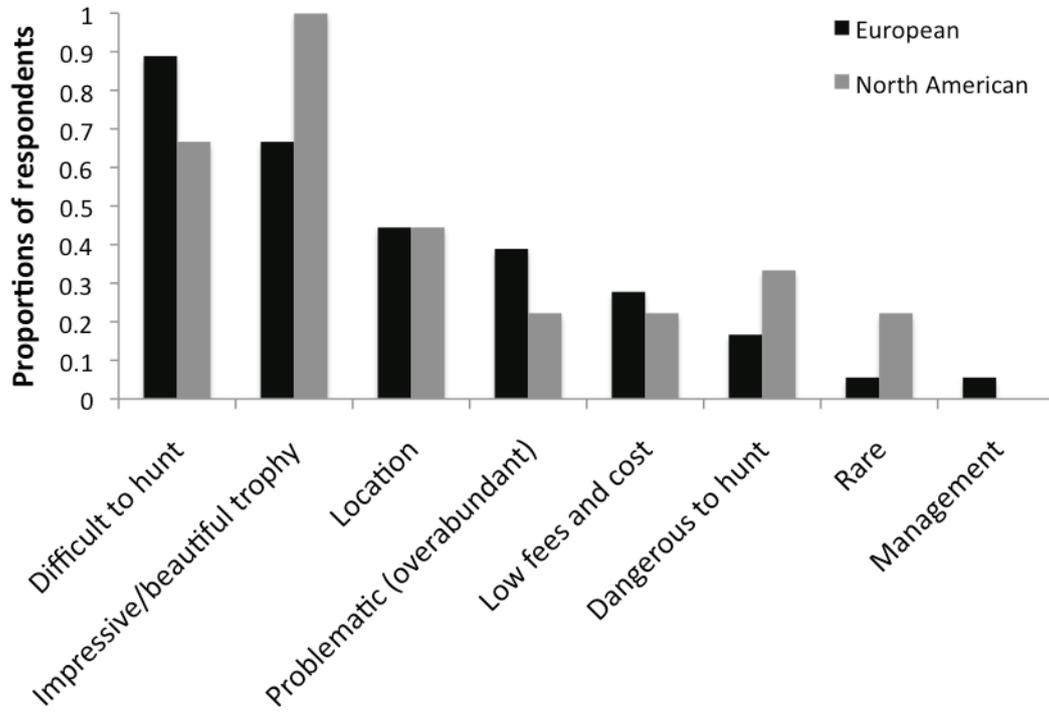
Among our participants, 13 participants have hunted less than 5 different species for their trophies, 9 participants have hunted 5 to 15 different species, 1 participant has hunted 15 to 30 different species and 6 participants have hunted more than 30 different species (*i.e.*, 3 American participants and 3 European participants). The number of species hunted by our participants was not significantly differing between European and American hunters (Chi-squared test comparison,  $P > 0.05$ ). However, the preferred trophy species is differing between European and North American trophy hunters. The favourite trophy species of European hunters are roe deer *Capreolus capreolus*, red deer *Cervus elaphus* and wild boar *Sus scrofa*. North American trophy hunters prefer moose *Alces americanus*, caribou *Rangifer tarandus* and white tailed deer *Odocoileus virginianus*. The difference in species preference between hunters of different origins was significant (Chi-squared test comparison,  $P < 0.05$ ; Figure 27). Among those 21 species cited at least by two participants, 16 are considered as 'Least concern', 1 is 'Near threatened', 2 are 'Vulnerable' and 1 is 'Endangered'. 19% can thus be perceived as fairly to highly rare. Because of the very low number of participants, the number of cited species gives a narrow view of the diversity of hunted species.

**Figure 27: Favourite trophy species of North American and European trophy hunters (29 participants).** In this question, the respondents could list until 10 of their favourite trophy species.



The characteristics of the species on which trophy hunters makes their choice are similar between European and North American hunters (Chi-squared test comparison,  $P > 0.05$ ). They are mostly interested in the trophy size and shape and in species that are difficult to hunt. The localisation where the species is found is of interested as well for half of the respondents. One of them added that he likes exotic destinations. Species rarity is a criterion of choice for hunting targets for three respondents (Figure 28).

**Figure 28: Criteria used by North American and European trophy hunters to choose the trophy species (29 participants).** In the survey, this question was presented as a multiple-choice question and they could select as many options as they wished.



## 4. Discussion

### 4.1 Participants' profile and differences between communities

The participants to our survey were mostly mature men. French, American (US) and Belgian trophy hunters dominate our sample. They were experienced trophy hunters and most of them hunt for trophies more than once a year. We then created two groups to compare the trophy hunting destinations where they have already been, motivations for trophy hunting, favourite trophy species and criteria of choice for the trophy species between European and North American hunters. Connexion with nature, enjoyment and personal achievement are the major motivations for trophy hunting selected by the participants. North America and Europe were the major hunting destination of North American and European hunters respectively. The 3 species cited by most of the

respondent were differing between communities as they both prefer species that are found in their country of origin. However, the criteria for choosing their target was similar in both communities: difficult to hunt and impressive/beautiful trophy.

According to the favourite trophy species and the hunting location visited among our participants, we could conclude that most of them practice both trophy hunting for sport (*i.e.*, within their country of residence) and tourist trophy hunting (*i.e.*, in foreign countries) for trophies (see the definitions in Chapter 1 Figure 6). However, tourists hunters in Europe comes mostly from other European countries (Hofer 2002). As we do not have the information at the country scale we cannot make the distinction between those two different practises. After Europe and North-America, the most visited destination is Africa. It means that Africa could still be the most successful overseas destination among trophy hunters. According to the answers, Asia, South America and Oceania are more visited by North American than European hunters but the number of respondents that went in those countries is too small to draw conclusions.

The motives for trophy hunting were homogenous between our two groups of respondents. This result is in line with Mulder (2011) who compared US hunters and non-US hunters. Most of the trophy hunters enjoy their time in nature. Personal achievement is a major motivation. The successful hunt of a species that is difficult or dangerous to hunt or affording expensive trophy hunting trip that are restricted to the wealthiest part of the population will likely increase the feeling of personal achievement of the hunter. In the fourth position, the adventure and the risk of being in the wild remains a major motivation for trophy hunting. Considering the advent of firearms, the risk now taken by the trophy hunters seems highly restricted. However, trophy hunting often takes place in remote place with no proximate hospital in case of sickness or wound and in wild place with predator species and other dangerous big game species. Accidents are often reported and can either be a client or a professional hunter that was shot by mistake, injured or killed by wildlife (*e.g.*, buffalos or elephants; all accidents reported at [www.huntingreport.com](http://www.huntingreport.com) after subscription). Constituting a collection of trophies is a motivation for some of our respondents. By definition, this type of trophy hunters should focus on one or several group of species and try to have them all as trophies (*e.g.*, grand slam for wild sheep<sup>22</sup>, big five<sup>23</sup> or North American species<sup>24</sup>). They could thus potentially represent a risk for rare species. Last, a few respondents

---

<sup>22</sup> <http://www.wildsheep.org/sheep/index.htm>

<sup>23</sup> <http://www.africanskyhunting.co.za/hunting-big-five.html>

<sup>24</sup> <http://www.superslam.org/>

added game management as a motivation for trophy hunting. One of those two respondents expectedly selected as well overabundant species as their favourite targets. The second one could mean that he selects poor trophies individuals to prevent their reproduction and thus select for large trophies in the population. However, this type of hunt for species management cannot be considered as trophy hunting according to our definition (see Chapter 1 Figure 6).

The criteria of choice for the trophy species was not differing either between communities. The difficulty to hunt one species and the size of the trophy were the main criteria. European hunters seem to be slightly more interested in the challenge of the hunt than in trophy size and inversely for North American hunters. The country where the species is distributed is another major criteria for choosing the target. A significant proportion of the respondents (9/29) are willing to hunt a species that is problematic in term of abundance. The price and the dangerousness of the species interested on average 7 respondents. The low score obtained by species that are dangerous to hunt is quite surprising considering the broad interest that big five species (*i.e.*, the most dangerous species to hunt by foot) still have among trophy hunters. The interest for those species among trophy hunters could thus have shifted from their dangerousness to the difficulty of the hunt.

## 4.2 Attractiveness of rare species and interest in conservation

Species rarity was a criterion of choice for 3 participants. Our test for trophy hunter involvement in conservation and interest for rare species was included in one of the options proposed in the question of motivation for trophy hunting (*i.e.*, “exclusivity/limited supply”), and in the question about the choice for the trophy species (*i.e.*, “rare”; “target of a protection plan”). Additionally, we checked if there were rare species in the list of the species they would most like to hunt for their trophy. Most of the species cited more than once by our respondent were classified as Least Concern in the IUCN red list of threatened species (21/29). However, the argali *Ovis ammon* is Near Threatened, the Urial *Ovis orientalis*, the African lion *Panthera leo* and the African elephant *Loxodonta africana* are Vulnerable, and the Markhor *Capra falconeri* is Endangered. The population size of each of those species is reported as declining by the IUCN except for the African elephant. If we consider this IUCN status as an index of perceived rarity, only one of the respondents that selected species rarity as a criterion of choice actually gave some rare species in his list of favourite species.

The others who selected rarity only cited least concern species. The respondents that did not select rarity as a criterion but cited rare species in their list most often selected the difficulty of hunting the species as a criterion of choice. We can assume that the rarest the species the most difficult it is to hunt, because of an inaccessible habitat, low density, elusiveness or a low number of delivered permits. Our participants seldom selected species rarity even when they mentioned some rare species in their list of preferences. This is an interesting result that is not in line with some conclusions made in the chapters 3 to 5. There are several potential explanations to these results. For example, trophy hunter could be careful with answering anything that could be used against them like their willingness to hunt rare species that are often fragile. Another explanation is that the reason why rare species are especially attractive could be different from a direct interest for rare items but rather for the difficulty of hunting them. More answers are necessary to explain this result but they do not support our first hypothesis of a major interest of trophy hunters for rarity per se.

Most importantly, none of the respondents selected that the species is the “target of a protection plan” as a criteria for selecting the species to hunt. It is possible that this option was not understood, as the word conservation was not clearly used. However, any respondent could also add their motivation manually in an empty space if one option was missing. According to our results, the willingness of trophy hunters to hunt for species conservation, which is often given as the explanation for the high sums that trophy hunters can invest to hunt a rare species, is not supported here. None of them cited conservation funding as a criteria for choosing one species or another. Those results support our first hypothesis that funding conservation is not a major motivation for trophy hunting. However, those results are in opposition with those obtained by Mulder (2011) where the 191 participants had to mark from 1 to 6 points the strength of every trophy hunting motives proposed in a list and “actively contribute to wildlife conservation” received the highest score. This difference in the answers could be due to our small number of participants; they could mean that the way the question is presented as a strong influence on the answers; or that we did not question the same category of respondents (*e.g.*, wealth of the participants). Hence, our results suggest that managers should not rely too much on trophy hunter interest for conservation and rather focus on the hunting sustainability, the increase of the benefits and their optimal assignment but these findings need further investigations.

### **4.3 Guidelines for next studies**

The trophy hunting community is highly criticized and conservation organisations often condemn this activity. Trophy hunters and professionals are thus likely careful and suspicious. We believe that our survey was too academic and general. We tried to emphasize the interest of this information for trophy hunting management and operators but the questions remained too general and with no direct application for trophy hunting management. Thus, the objectives could seem blurry. For the next survey, the best strategy would probably be to ask a bunch of outfitters which information would be the most interesting for them. Build the questionnaire according to those needs and only integrate a few questions of our best interest between those management questions. This method could increase the motivation of trophy hunting professionals to disperse the survey. Some useful questions for trophy hunting professionals could be: what is the minimum size of the fenced area in which you would be willing to hunt? (personal communication of a Spanish professional hunters in Spain, April 2012) or would you hunt/shoot a genetically manipulated and/or intensively fed trophy? (suggestion of one of the respondents given in the commentaries to improve the survey). Even if they are not of direct interest for the scientist, they could be a precious help for the dispersal.

We chose the use of a web site in our project in order to have the minimum bias in the answers. Indeed, during face to face interviews, the respondent loses his anonymity and could thus give biased answers. The way the question is asked to the respondent could create an additional bias. However, considering the few answers we received, interviewing people should probably be preferred as it will quickly increase the number of answers. Lindsey (2006) quickly collected answers from 150 trophy hunters in a trophy hunting convention. This type of event is organised at least once a year by large hunting clubs such as the Safari Club International, the Dallas Safari Club and the Rowland Ward and could be the best place to interview trophy hunters.

## **Acknowledgement**

We wish to thank Antoine Doré, Yitbarek Tibebe Weldesemaet, Liana Joseph, Peter Lindsey, Paul C. Paquet, Thomas Prin, Jean-Patrick Suraud, Eléonore Hellard and Anke Fisher for their help in the elaboration and distribution of the questionnaire. Gloria Luque, Cleo Berteilsmeier, Olga Makhinova and Morgan Locker for the translation of the survey in other languages.

## **5. Appendix**

**Appendice 4: Questionnaire en ligne destiné aux chasseurs de trophées (<http://www.trophysurvey.org/>)**

TROPHYSURVEY.ORG 

1. Sexe:  Masculin  
 Féminin

2. Age:  < 30 ans  
 30 à 50 ans  
 > 50 ans

3. Nationalité: \_\_\_\_\_

4. Pays de résidence: \_\_\_\_\_

5. Avez-vous déjà chassé pour les trophées dans ces localités?  
 Afrique  Amérique du Nord  
 Amérique du Sud  Asie  
 Europe  Océanie

6. En moyenne, à quelle fréquence chassez-vous pour les trophées?  
 Moins d'une fois par an  
 Une fois par an  
 Plus d'une fois par an

7. Depuis combien de temps pratiquez-vous la chasse aux trophées?  
 < 5 ans  
 6 à 15 ans  
 > 15 ans

8. Quelles sont vos principales raisons pour pratiquer la chasse aux trophées? (Vous pouvez cocher plusieurs options)  
 Sport  Communion avec la nature  
 Accomplissement personnel  Aventure/Risque  
 Collection  Estime sociale  
 Exclusivité/Faible disponibilité  Plaisir  
 Autre: \_\_\_\_\_

9. Chassez-vous ou chasseriez-vous des espèces d'élevage?  
 Oui  
 Non

10. Combien d'espèces différentes avez-vous déjà chassées pour leur trophée? (Si possible, préciser le nombre exact)  
 < 5  5 à 15  
 15 à 30  > 30  
 Nombre: \_\_\_\_\_

11. Quelles sont les espèces que vous préférez ou préféreriez chasser pour leur trophée? (y compris celle qui sont actuellement interdites à la chasse)  
 A: \_\_\_\_\_ F: \_\_\_\_\_  
 B: \_\_\_\_\_ G: \_\_\_\_\_  
 C: \_\_\_\_\_ H: \_\_\_\_\_  
 D: \_\_\_\_\_ I: \_\_\_\_\_  
 E: \_\_\_\_\_ J: \_\_\_\_\_

12. Quelles caractéristiques des espèces à trophées vous rendent le plus enclin à les chasser? (Vous pouvez cocher plusieurs options)  
 Dangereuse à chasser  Difficile à chasser  
 Rare  Problématique (surabondante...)  
 Beau/grand trophée  Cible d'un programme de protection  
 Bon marché  Localisation  
 Autre: \_\_\_\_\_

13. Souhaitez-vous ajouter un commentaire général ou sur les questions précédentes?  
 \_\_\_\_\_  
 \_\_\_\_\_

Merci pour votre participation. Nous vous serions gré de faire suivre le lien de ce questionnaire [www.trophysurvey.org](http://www.trophysurvey.org) à des collègues chasseurs.

**ENVOI**

TROPHYSURVEY.ORG



# Chapitre VII

## Discussion générale



La surexploitation est une cause majeure de la perte de biodiversité actuelle. L'homme exploite les espèces animales dans tous les milieux : marins (by-catch, pêche récréative, commerce d'animaux exotiques, médecine traditionnelle, mets de luxe, écotourisme, pêche intensive), dulçaquicole (pêche intensive et récréative) et terrestres (chasse récréative, commerce d'animaux exotiques, médecine traditionnelle, produits de luxe, collections d'insectes et autres, chasse intensive). Les ressources naturelles sont souvent exploitées bien au delà de leur taux de renouvellement et certains groupes d'espèces marines ont perdu plus de 90% de leur biomasse (Myers & Worm 2005; Jackson 2008). Les forêts semblent également particulièrement touchés (Milner-Gulland *et al.* 2003; Fa & Brown 2009). La croissance fulgurante de la population humaine ces dernières décennies (Bongaarts 2009) est une des causes de cette surexploitation des ressources. Le développement économique dans l'hémisphère Nord a également entraîné une augmentation disproportionnée du taux de consommation des ressources vers une consommation de masse (Matsuyama 2002). Les taux de consommation actuels de la population humaine dépassent ce que les ressources planétaires peuvent supporter menant ainsi à leur déclin (Pimentel *et al.* 1999; Grooten *et al.* 2010). Dans le secteur des pêcheries, des méthodes de gestion durable sont maintenant disponibles pour permettre d'optimiser à la fois la quantité prélevée et le profit généré. Cependant, la mise en place de ces méthodes nécessite une première phase de diminution de l'exploitation pour permettre le rétablissement des stocks ce qui entraînera nécessairement des pertes économiques à court terme (Grafton *et al.* 2007). La réduction de l'exploitation est donc difficile mais il existe des méthodes alternatives pour limiter les risques de surexploitation telles que la création d'aires protégées (Aburto-Oropeza *et al.* 2011). La chasse intensive qui induit un phénomène de defaunation des forêts est souvent illégale, sa réduction nécessite le développement de sources alternatives de protéines et de revenus (TRAFFIC 2011). La chasse aux trophées touristique est une des sources de revenus alternative qui a le potentiel de réduire la pression de chasse exercée par les communautés locales sur les espèces naturelles (Frisina & Tareen 2009). Cette activité est très controversée car elle représente à la fois un risque (*e.g.*, surexploitation des espèces rares) et un atout (*e.g.*, source de financement) pour la conservation de la faune sauvage.

# **1. Conditions d'apparition d'un effet Allee anthropogénique**

## **1.1 La chasse aux trophées touristique**

Nous nous sommes focalisés sur la chasse aux trophées touristique pour cette étude car les caractéristiques de cette activité telles que la sélectivité des chasseurs et leurs moyens financiers sont susceptibles de créer un EAA. En effet, si le chasseur a un intérêt autre que le prélèvement du trophée (*e.g.*, consommation du gibier, contrôle des effectifs d'une population, être dans la nature, faire équipe avec les chiens, sociabilité de la chasse), il va se diriger vers des espèces qui sont à proximité, pour lesquelles les permis ne sont pas trop difficiles à obtenir et pour lesquelles plusieurs individus peuvent être tirés. Un chasseur qui a un intérêt pour le trophée peut également chasser des espèces à proximité s'il n'a par exemple pas les moyens financiers suffisants pour partir en safari (*e.g.*, un safari en Tanzanie peut coûter US\$70,000 à US\$115,000 tout inclus; Booth 2009). Ainsi le chasseur de trophées qui fait des safaris est le plus fortuné et c'est également celui qui aura la possibilité de chasser une espèce rare. La chasse aux trophées touristique (cf. Chapitre 1 Figure 6) est le type de chasse le plus susceptible de cibler des espèces rares. Un effet Allee anthropogénique ne peut apparaître que dans un contexte où le client est très motivé par l'obtention d'une ressource particulière et qu'elle n'est pas remplaçable par une ressource plus accessible. Cette motivation le pousse alors à investir des sommes élevées. Ainsi, il y a peu de chance qu'un EAA soit créé dans l'une des autres catégories de la chasse récréative.

## **1.2 Les conditions d'occurrence d'un effet Allee anthropogénique sont-elles remplies ?**

Les deux hypothèses que nous avons testées pour savoir s'il existe un effet Allee anthropogénique dans la chasse aux trophées sont la valorisation de la rareté et le lien entre cette valorisation croissante et la pression de chasse. D'après les règles de l'offre et la demande, un prix élevé correspond à une demande forte (Hall *et al.* 2008). En effet, un vendeur fait une étude de marché pour savoir à quel prix maximum il peut proposer son produit tout en restant dans les montants que les acheteurs potentiels vont être prêts à investir. Les espèces perçues comme rares sont en moyenne plus valorisées

que les espèces plus communes aux yeux des chasseurs de trophées, indépendamment de leur taille. Ainsi, à notre première question, la réponse est oui, les espèces rares sont particulièrement valorisées par les chasseurs de trophées (Palazy *et al.* 2011; Palazy *et al.* 2012). L'espèce rare est en "édition limitée". Lorsqu'elle décline, ce qui est le cas de la majorité des espèces rares présentes dans nos analyses, les chasseurs vont percevoir une diminution de leurs possibilités d'acquérir le trophée avant que l'espèce ne s'éteigne (Hall *et al.* 2008). La demande va être forte et peu de personnes vont pouvoir obtenir un spécimen, ce qui en fait ainsi un produit de luxe et accroît sa valeur économique (Rivalan *et al.* 2007).

Il est difficile de tester si le prix de vente dépasse le coût d'exploitation indiqué dans les conditions d'occurrence d'un EAA (Courchamp *et al.* 2006). Toutefois, nous avons montré pour les félins que le nombre d'import/export légal et illégal de trophées enregistrés par la CITES augmente avec la rareté de l'espèce (Palazy *et al.* 2011). Nous avons également mis en évidence que le nombre de trophées enregistrés dans ce qui est probablement le plus grand club de chasse aux trophées au monde augmente avec la rareté perçue de l'espèce (Palazy *et al.* In press). Ceci est valable pour les espèces perçues comme les plus rares de toutes, celles qui sont classées comme étant *En danger* d'extinction par l'IUCN. Le statut (*i.e.*, IUCN) ou l'appendice (*i.e.*, CITES) attribué par un organisme de protection pourrait alors être la preuve tangible pour les chasseurs de la faible disponibilité de cette espèce et stimuler l'augmentation des prix. De fait, l'exploitation reste rentable et peut ainsi continuer. Elle semble même augmenter pour les plus rares, probablement parce que les prix de vente attirent de nouveaux exploitants. Cette deuxième condition d'une augmentation du prix suffisante pour dépasser les coûts d'exploitation est donc remplie.

Le dernier mécanisme de l'EAA, qui entraîne théoriquement l'extinction de l'espèce, est la création d'un vortex d'extinction. Ce type de vortex est créé par la demande croissante pour une espèce qui se raréfie. Nous ne connaissons pas à l'heure actuelle d'exemples qui illustrent ce vortex d'extinction causé par l'homme à l'échelle d'une espèce (Myserud 2012). Cependant, le déclin du grand pingouin *Pinguinus impennis* a d'abord été causé par plusieurs facteurs (*e.g.*, chasse et changements climatiques; Bengtson 1984) jusqu'à ce qu'elle soit réduite à une toute petite population. L'homme a ensuite continué à l'exploiter pour la nourriture et la peau puis les derniers spécimens ont été prélevés en milieu naturel pour être exposés dans des musées jusqu'à ce qu'il ne reste plus aucun individu vivant (Fuller 2003). Cependant,

ces extinctions sont certainement plus fréquentes à l'échelle populationnelle. D'après Ceballos et Ehrlich (2002), le taux de déclin et d'extinction des populations serait un bien meilleur indicateur de la perte de biodiversité que le taux d'extinction des espèces qui est irréversible car une espèce qui connaît beaucoup de pertes à l'échelle populationnelle a de fortes chances de s'éteindre à l'échelle régionale ou globale. Ainsi, bien qu'aucune extinction d'espèce causée par la chasse aux trophées n'ai été documentée, la chasse aux trophées touristique est par exemple l'une des responsables des extinctions de population de mammifères terrestres dont l'aire de distribution a diminué dans la région du Sahara (Ceballos & Ehrlich 2002). Il serait souhaitable que les gestionnaires utilisent cet indicateur qui est beaucoup plus sensible et précis que le déclin global d'une espèce pour diriger les efforts de conservation (Becker & Loyola 2007).

L'hypothèse que la chasse aux trophées puisse causer l'extinction d'une espèce rare est très discutée (Boite 1). Si la limitation de l'exploitation est définie d'une manière appropriée, respectée par les exploitants et qu'il n'y a pas de braconnage, l'espèce rare ne devrait alors pas être menacée par la surexploitation. Dans ces conditions, le risque de création d'un vortex d'extinction pour l'espèce est faible. Cependant, il y a un risque pour la persistance de l'espèce si les quotas ne sont pas définis de manière durable (*i.e.*, à cause d'une méconnaissance des effets de l'exploitation ou un manque de données) et/ou s'il n'y a pas assez de moyen mis en œuvre pour les faire respecter. Dans la CTT, il y a de nombreux cas d'exploitation non durable (Shackleton 1997; Mallon & Kingswood 2001; Dexel 2002; Hofer 2002; Boite 1). La CTT se pratique principalement dans des pays en développement où se combinent la corruption et le commerce illégal (Hofer 2002; Leader-Williams *et al.* 2009). D'après Leader-Williams *et al.* (2009), la corruption peut entraîner une captation importante des bénéfices et ainsi réduire les fonds disponibles pour l'application des lois et pour la conservation, et donc encourager la surexploitation. Dans les pays en développement, les sommes en jeu peuvent également entraîner un non-respect des quotas et des pratiques de chasse non éthiques. L'auteur apporte plusieurs exemples de permis de chasse attribués de manière abusive par des politiciens pour des espèces menacées et montre qu'en Tanzanie, la corruption dessert la contribution de la chasse aux trophées à la conservation. De tels abus ont aussi été reportés au Pakistan (Shackleton & Chair IUCN/SSC Caprinae Specialist Group 2001). La corruption entraîne également des attributions de permis abusives (*e.g.*, pour des espèces protégées) par le gouvernement Russe et dans les pays Sud-Africains (Lindsey *et al.*

2006). Un manque de contrôle de la chasse pour laquelle les quotas sont basés sur des estimations douteuses et l'absence de système de régulation officiel de l'activité rendent ainsi floue la limite entre le prélèvement légal et le prélèvement illégal (Hofer 2002). Ces pratiques illicites n'existent pas uniquement dans les pays en développement. En effet, aux États-Unis, dans le Montana par exemple, la chasse aux trophées illégale est courante et pourrait menacer les espèces à trophées les plus valorisées telles que la chèvre des montagnes Rocheuses *Oreamnos americanus* et le mouflon des rocheuses *Ovis canadensis canadensis* (Eliason 2012). De plus, en raison des grosses sommes d'argent mises en jeu pour la chasse de certaines espèces (*e.g.*, plusieurs dizaines de milliers de dollars US; Palazy *et al.* 2012), les organismes de régulation tels que la CITES doivent faire face à la pression des gouvernements et aux besoins économiques des différents pays. Ce sont les raisons les plus probables au fait qu'ils attribuent des quotas de chasse pour les espèces menacées. Dans de multiples pays, la valeur économique de la chasse entraîne des limitations des prélèvements qui ne sont pas toujours orientées dans un objectif de conservation, des prélèvements illégaux ainsi que des attributions de permis abusives par des gouvernements corrompus (Cf. table 14 pour des exemples de pratiques non-durables qui ont été documentées). Dans ces circonstances, il est effectivement possible que la CTT crée un vortex d'extinction pour ces espèces.

**Table 14: Cas de pratiques non-durables dans la chasse aux trophées qui ont été documentées dans la littérature et qui limitent les bénéfices potentiels de la chasse aux trophées pour la conservation.**

La mauvaise définition des quotas d'exploitation, la chasse illégale et la corruption témoignent de la difficulté que représente le contrôle des prélèvements sur les espèces les plus valorisées. Les prélèvements peuvent ainsi dépasser le nombre maximum de prises durables. Ces conditions sont propices à la création d'un vortex d'extinction pour les espèces rares valorisées en tant que trophée.

Type	Contrainte pour une exploitation durable	Localité	Référence
Manque de données ou de rigueur pour définir et appliquer les quotas	Attribution de quotas potentiellement non-durables	Tanzanie	Nshala 1999; Baldus & Cauldwell 2004
		Pays sud-africains	Lindsey <i>et al.</i> 2006
Non respect des limitations de chasse, prélèvements illégaux	Prélèvements illégaux par des chasseurs non-résidents aidés par des résidents	Amérique du Nord	Muth & Bowe Jr 1998; Eliason 2012
		Pays Sud-Africain	Balme <i>et al.</i> 2012
		Mongolie Inde, Mexique, Myanmar, Bulgarie, Géorgie, Népal, Turquie, Russie et quelques pays d'Asie centrale	Dexel 2002 Hofer 2002
Corruption d'officiels du gouvernement	Implication inappropriée d'officiels du gouvernement dans la chasse d'espèces en danger ( <i>e.g.</i> , le banteng <i>Bos gaurus</i> ; Markhor <i>Capra falconeri</i> )	Vietnam	Leader-Williams, 2009
		Pakistan	Shackleton, 2001
		Russie	(Hofer 2002; Leader-Williams <i>et al.</i> 2009)
		Tanzanie Pakistan	(Nshala 1999) (Shackleton & Chair IUCN/SSC Caprinae Specialist Group 2001; Leader-Williams <i>et al.</i> 2009)

**Boite 1 Critiques majeures émises par les rapporteurs choisis pour commenter nos études par les journaux dans lesquels nous avons soumis nos papiers sur l'effet Allee anthropogénique et la chasse aux trophées**

Critiques	Réponse
<p>“Such an extinction vortex is only likely to occur where there is either: a) a complete lack of data on the species abundance and biology, when setting quotas and/or b) where there is open access (lack of proprietorship over the wildlife/land) or no effective regulation of off-take, or really bad corruption.”</p>	<p>Ces pratiques non durables sont présentes dans la chasse aux trophées dans de nombreux pays (<i>e.g.</i>, Russie, Hofer, 2002; Pakistan, Shackleton, 2001; Tanzanie, Leader-Williams <i>et al.</i> 2009; Mongolie, Dixel, 2002; Etat-Unis, Eliason, 2012; cf. table 14).</p>
<p>“It seems highly unlikely that selective harvesting of trophy males could possibly result in overexploitation.”</p>	<p>Dans le cas des espèces rares, une forte demande créait une pression de chasse élevée qui, même si elle est centrée sur les mâles, est un risque pour sa persistance (<i>e.g.</i>, un sex-ratio biaisé chez une population d'antilope Saiga a entraîné une chute dramatique du taux de reproduction; (Milner-Gulland <i>et al.</i> 2001) et doit être prise en compte. De plus, le prélèvement des mâles sur une petite population réduit encore sa taille et la rend ainsi plus sensible à la stochasticité démographique. Enfin, les mâles ne sont pas toujours les seules cibles de la CTT (Balme <i>et al.</i> 2012).</p>
<p>“Hunters seek to ensure that harvests are sustainable and will not tolerate harvests if they might risk extinction.”</p>	<p>La majorité des chasseurs pense probablement ainsi mais les exemples de pratiques illégales où les quotas ne sont pas durables ou non respectés montrent que ce n'est pas toujours le cas. En considérant l'étendue de la chasse aux trophées dans le monde, une petite proportion d'individus peut suffire à affecter les populations les plus fragiles (table 13).</p>
<p>“An AAE may be off-set to some extent by a negative feedback loop whereby high off-takes cause a reduction in trophy quality (plus success rate), reducing the attractiveness of a hunting area to visiting hunters, thus reducing impacts.”</p>	<p>Comme nous l'avons montré, après avoir corrigé pour la masse de l'espèce et la taille du trophée, les espèces rares sont plus valorisées que les espèces communes (Palazy <i>et al.</i> 2012). Ainsi, il est probable que la rareté de l'espèce donne de la valeur au trophée, quelle que soit sa taille. Par exemple, la difficulté que représente la chasse d'une espèce rare est un critère qui semble très valorisé par les chasseurs (Chapitre 6) et n'a pas de lien avec le trophée.</p>

### 1.3 Application de nos résultats à d'autres marchés d'exploitation

Les six activités anthropiques dans lesquelles un EAA est susceptible de s'appliquer (Cf. Chapitre 1) forment deux groupes : (A) celles pour lesquelles le client est intéressé par la ressource uniquement (*i.e.*, le marché du luxe, la médecine chinoise, les NACs et les collections d'insectes) et (B) celles pour lesquelles l'expérience dans le milieu naturel a également de l'importance (*i.e.*, la chasse aux trophées et l'écotourisme). Dans le premier groupe de marchés, le client reçoit le produit chez lui, ce qui est propice au développement d'un marché noir. Pour la chasse aux trophées, le client doit se déplacer là où a lieu la chasse. La part illégale de l'activité va ainsi prendre d'autres formes telles que le prélèvement illégal de certains animaux hors quotas autorisés sur les aires de chasse. Nos conclusions sur la valorisation économique de la rareté sont valables dans les deux groupes de marchés (Courchamp *et al.* 2006). Nos résultats sur la pression de chasse disproportionnée sur les espèces perçues comme rares qui résulte de cette valorisation a de fortes chances d'être également valable pour les cinq autres marchés d'exploitation. Cependant, étant donné que l'existence d'une activité illégale accroît le risque d'un vortex menant à l'extinction des espèces, ce risque est accru dans les marchés d'exploitation du groupe A qui sont plus propices au développement d'un marché noir prospère, peu identifiable et difficilement maîtrisable.

L'écotourisme est une activité à traiter à part car le problème posé pour la conservation n'est pas le prélèvement direct des individus mais les perturbations engendrées sur le milieu naturel et le dérangement de l'espèce (Williams *et al.* 2002). Une activité illégale consisterait à emmener des touristes sans autorisation ou à ne pas respecter les règles de préservation (*e.g.*, nombre maximum de touristes par groupe et par jour, distance minimale entre le groupe et l'animal; Sirakaya 1997). Ainsi, nos conclusions sur la valorisation de la rareté et l'exploitation démesurée des espèces rares s'appliquent à l'écotourisme puisque les espèces rares vont avoir beaucoup de succès auprès des touristes (Bain 2002; Hall *et al.* 2008). Toutefois, le risque de créer un vortex qui mène à l'extinction de l'espèce lorsque les conséquences de l'exploitation sont indirectes est plus discutable. Il existe un risque pour la persistance de la population si le nombre de touristes est suffisamment grand pour entraîner un fort dérangement de l'espèce et la dégradation de l'environnement. Cependant, un environnement dégradé et la réduction des chances d'observer l'animal d'intérêt réduiraient probablement le nombre de touristes avant même d'en arriver à l'extinction de l'espèce rare. Par

exemple, la diminution du nombre d'observations de la baleine à bosse *Megaptera novaeangliae* et du rorqual commun *Balaenoptera physalus* en Nouvelle-Angleterre ou encore de la baleine grise *Eschrichtius robustus* en Californie a entraîné la réduction du nombre de touristes (O'Connor *et al.* 2009). L'absence de prélèvement direct d'individus ainsi que la forte probabilité d'observation et la qualité du milieu naturel nécessaires au fonctionnement de l'activité réduisent le risque d'extinction d'une espèce rare causé par un EAA dans l'écotourisme, comparativement aux activités consommatrices comme la chasse aux trophées.

## 2. Échelle d'étude et question posée

L'ensemble des résultats que nous avons présentés dans ce projet ont été obtenus à partir d'analyses interspécifiques sans limitation taxonomique ou géographique. L'échelle d'étude définit le type, la précision et la quantité d'information incluse dans l'analyse. Ainsi, au commencement d'un projet, le choix de l'échelle d'étude est une décision cruciale puisqu'il détermine le type de questions auxquelles il sera possible d'apporter une réponse et celles qui resteront en suspens.

### 2.1 Les différentes échelles d'étude en écologie

L'échelle d'une étude scientifique se définit en écologie du paysage de la même façon que la résolution d'une photo, par son étendue et son grain ce qui peut être applicable également aux autres disciplines de l'écologie. Ainsi, dans un environnement fragmenté, l'augmentation de la taille de la zone d'étude entraîne une augmentation du nombre d'éléments du paysage qui sont pris en compte. Toutefois, pour des raisons logistiques, augmenter l'étendue d'une zone d'étude entraîne également l'augmentation du grain (Wiens 1989). Ainsi, en augmentant l'étendue, le nombre d'éléments pris en compte augmente mais l'information sur l'hétérogénéité à l'intérieur d'un élément est perdue. D'après Fazey *et al.* (2005), la majorité des études sont réalisées à l'échelle populationnelle locale, et la récolte des données s'étend sur une douzaine d'années en moyenne. Les études à petite échelle apportent plus de détails sur les mécanismes biologiques ou écologiques à l'origine des patrons observés dans la population que celles à large échelle, mais elles sont aussi moins susceptibles d'être généralisables. Les études à large échelle et à échelle plus fine apportent donc des informations différentes et le choix de l'échelle va dépendre au moins en partie de la question posée. Il existe

plusieurs types d'échelles pour les études en écologie: l'échelle biologique (*e.g.*, individu et écosystème; "organisational level" dans Fasey *et al.* 2005), l'échelle spatiale (*e.g.*, locale et continentale) et l'échelle temporelle (*e.g.*, minute et génération; Fazey *et al.* 2005). Notre projet se place à une échelle spatiale mondiale et une échelle de temps de plusieurs années.

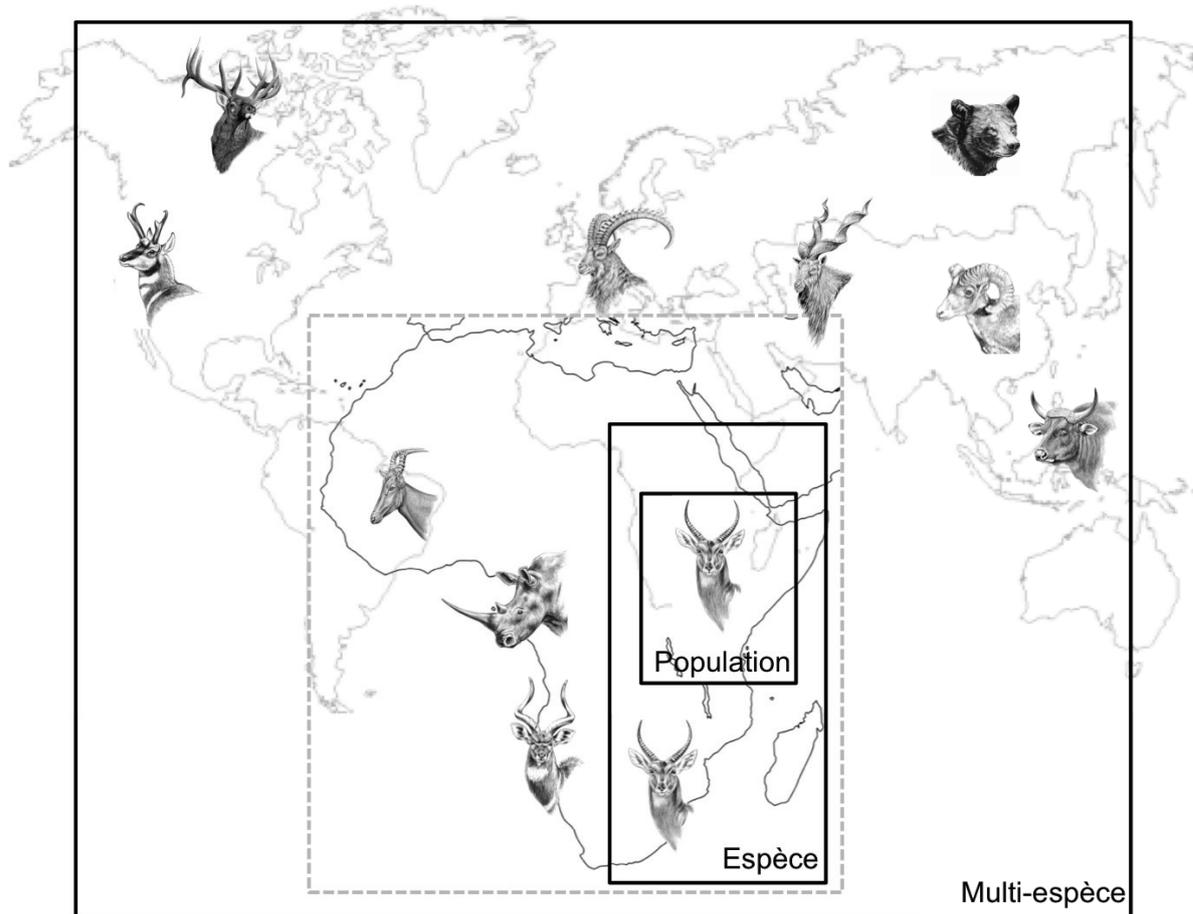
Devant la perte de biodiversité actuelle, les études interspécifiques permettent d'apporter des informations utiles pour la conservation d'un ensemble d'espèces. Les mécanismes mis en évidence par une analyse interspécifique incluant des espèces aux caractéristiques biologiques et écologiques différentes sont susceptibles d'être généralisables à d'autres groupes d'espèces. Il existe divers critères de regroupement des espèces pour la réalisation d'une étude multi-spécifique en biologie de la conservation (Table 15). Dans notre étude, nous avons étudié un ensemble d'espèces qui ont pour caractéristique commune le fait de posséder un trophée et sont ainsi toutes les cibles d'un même marché. McDonald *et al.* (2011) ont par exemple pu mettre en évidence grâce à une analyse inter-spécifique que le prix des carcasses dans le commerce de la viande de brousse est principalement reliée aux poids de l'animal. Le groupe taxonomique ne semble pas avoir d'importance ce qui montre le peu de sélectivité de ces chasseurs. Les auteurs ont ainsi montré la possibilité de substituer les espèces fragiles par des espèces plus résistantes à l'exploitation (Macdonald *et al.* 2011).

**Table 15: Les critères de regroupement les plus courants dans les études multi-spécifiques en biologie de la conservation.**

Critère de regroupement	Exemple	Reference
Taxonomique	Tortues marines	(Wallace <i>et al.</i> 2011)
	Amphibiens	(Stuart <i>et al.</i> 2004)
Biologique	Espèces endémiques	(Hobbs <i>et al.</i> 2011)
	Grands poissons pélagiques	(Worm & Tittensor 2011)
Fonctionnelle	Faible niveau trophique	(Smith <i>et al.</i> 2011)
	Espèces ingénieurs	(Boogert <i>et al.</i> 2006)
Ecologique	Espèces de mangrove	(Polidoro <i>et al.</i> 2010)
	Espèces de forêts secondaires tropicales	(Chazdon <i>et al.</i> 2009)
Sociologique	Conflits avec l'homme : loup ( <i>Canis lupus italicus</i> ) et ours ( <i>Ursus arctos marsicanus</i> )	(Glikman <i>et al.</i> 2011)
	Espèces étendards	(Smith <i>et al.</i> 2012)
Géographique	Australie	(Evans <i>et al.</i> 2011)
Exploitation	Commerce de la viande de brousse	(Macdonald <i>et al.</i> 2011)
	By-catches	(Hall & Mainprize 2005)

Les études macroscopiques apportent une information pertinente pour de multiples espèces mais en contrepartie elles peuvent apparaître en contradiction avec ce qui est observé à une plus petite échelle comme celle d'une population. Les études à l'échelle populationnelle restent donc indispensables pour les gestionnaires qui travaillent localement (Braunisch *et al.* 2012). Les études à différentes échelles sont complémentaires. Ainsi les mécanismes globaux mis en évidence par une étude interspécifique doivent ensuite être transférés à une échelle locale pour en comprendre les implications au cas par cas. Dans notre étude de l'effet Allee anthropogénique dans le contexte de la CCT, l'échelle populationnelle n'était pas pertinente (Figure 29). La comparaison d'espèces possédant des caractéristiques différentes (*e.g.*, origine, morphologie, rareté) a permis d'identifier la masse corporelle et la rareté comme déterminants de la valeur économique d'un trophée et la multiplicité des espèces étudiées a permis de maximiser la robustesse des résultats.

**Figure 29: Les principaux niveaux d'études biologiques de la chasse aux trophées touristique (CTT) qu'il est possible de choisir dans le domaine de la biologie de la conservation des espèces.** Le choix du niveau d'étude dépend de la question posée. L'échelle populationnelle permettrait de répondre à des questions telles que l'importance économique de la CTT pour la conservation de la population (Freeman & Wenzel 2006). Une étude à l'échelle spécifique incluant plusieurs populations aurait pu permettre d'analyser le type de gestion le plus adéquat pour réduire le risque d'extinction d'une population (Nelson *et al.* In press). Notre étude à l'échelle multi-spécifique a permis de déterminer les caractéristiques de l'espèce qui accroissent le risque de surexploitation par la chasse aux trophées.



## 2.2 Les différents niveaux d'étude d'une activité d'exploitation

Les études en biologie de la conservation qui s'intéressent aux conséquences de l'activité humaine sur les populations sauvages permettent de choisir les mesures de protection appropriées pour chaque localité ou population (*e.g.*, création de réserves naturelles, translocation d'individus ou encore renforcement des mesures anti-braconnage; Beck *et al.* 2011; Vincent *et al.* 2011; Vuohelainen *et al.* 2012; Fernández-Olalla *et al.* 2012). Cependant, d'après la rapidité et l'étendue de la perte de biodiversité actuelle ainsi que le coût élevé de la protection et la restauration d'habitat, il semble

préférable de travailler en amont pour la prévention de ces pertes d'espèces. Dans le cas de l'exploitation commerciale, comprendre les fondements de la demande permet d'identifier des aspects sur lesquels il est possible d'agir pour réduire l'exploitation (Perez 2004; TRAFFIC 2008). La cause sous-jacente de la surexploitation est l'existence de la demande, et le déclin de l'espèce en est un des symptômes. Contrairement, aux activités d'exploitation répondant à un besoin de la population (*e.g.*, nourriture, matériaux bruts), la chasse aux trophées ainsi que d'autres activités commerciales telles que le commerce des NACs reposent seulement sur une envie d'une partie de la population, ce qui les rend potentiellement plus malléables.

Les facteurs sociaux et économiques sont les déterminants de la demande et de l'offre dans les activités d'exploitation des espèces sauvages. Pourtant, peu d'études ont été réalisées sur ces aspects majeurs de l'exploitation (TRAFFIC 2008). Les décisions et applications des mesures de conservation sont d'origine humaine et nécessitent des changements dans le comportement humain pour fonctionner (Mascia *et al.* 2003). Quelques études se sont intéressées au profil socio-économique et culturel (*e.g.*, classe sociale, culture et croyances) des clients et des exploitants dans le commerce international des espèces sauvages (TRAFFIC 2008, 2011; Croes *et al.* 2012; Azrina *et al.* 2011) et peuvent permettre d'anticiper le comportement des consommateurs afin de choisir les mesures de conservation potentiellement les plus efficaces. Les facteurs sociaux qui caractérisent la demande pour la chasse aux trophées sont également mal connus et peu d'études se sont intéressées à la motivation des clients (Eliason 2008). Ainsi, en interrogeant des chasseurs de trophées, nous avons obtenu des premières informations sur leur intérêt pour la conservation et il semblerait que financer la conservation ne soit pas une motivation majeure pour le chasseur, ce qui confirme le risque potentiel de surexploitation des espèces rares. Notre étude de la demande a également apporté des connaissances supplémentaires sur les motivations et le comportement des chasseurs de trophées pour l'utilisation efficace et durable de la CTT comme financeur des programmes de conservation. Ainsi les études de la demande sont bien trop rares comparativement à leur importance pour le choix des meilleures méthodes de gestion.

### **3. Applications en biologie de la conservation**

Les résultats obtenus dans ce projet mettent en évidence le risque que représente potentiellement la CTT pour la préservation des espèces rares. Cependant, la chasse aux trophées a également le potentiel de contribuer à la conservation des espèces grâce aux sommes d'argent remarquables générées par cette activité.

#### **3.1 Donner une valeur à la vie sauvage pour la conserver**

L'argent est à l'heure actuelle un facteur limitant des programmes de conservation (James *et al.* 1999; Evans *et al.* 2012). Ainsi, un grand nombre d'études se focalisent aujourd'hui sur l'évaluation des différentes manières de générer des bénéfices à partir de la faune sauvage afin qu'elle puisse financer elle-même sa propre conservation (Isaacs 2000; Kiss 2004; Lindsey *et al.* 2006). Ces bénéfices sont indispensables à deux niveaux. Premièrement, ils vont servir au financement de la mise en place des mesures de conservation (*e.g.*, création d'aires protégées, restauration d'habitat, mesures anti-braconnage). Ce budget peut être augmenté grâce aux organismes de protection qui vont par exemple utiliser des espèces étendards pour récolter de l'argent auprès du public (Walpole & Leader-williams 2002; Home *et al.* 2009). Deuxièmement, ces bénéfices générés par les espèces sauvages vont permettre de leur donner une valeur économique auprès des communautés locales.

##### **3.1.1 Bénéfices aux communautés locales**

La population humaine ne cesse de croître et les ressources sont limitées (Bongaarts 2009). Les pays qui possèdent la plus grande diversité spécifique sont également les plus pauvres, ont le taux le plus élevé de malnutrition et dépendent ainsi le plus des ressources naturelles (Mainka & Trivedi 2002). Les programmes de conservation tels que la création d'aires protégées ont un coût pour les communautés qui perdent à la fois l'accès à une partie de la ressource, connaissent des pertes financières suite aux dégâts sur les cultures et la prédation du bétail, et peuvent également être un danger pour leur sécurité (Newmark *et al.* 1994; IUCN SSC 2012). Les communautés locales peuvent être hostiles aux programmes de conservation des espèces qui restreignent leur accès à une source de nourriture. De plus, la mise en place de ces programmes peut être

interprétée comme faisant passer les considérations humaines après les espèces animales. Cependant, le succès d'un programme de conservation dépend de la coopération des communautés locales (Songorwa & Zealand 1999; Norton-Griffiths 2007; Owino *et al.* 2012). Le problème à large échelle posé par l'exploitation illégale de viande de brousse par les communautés locales qui entraîne le déclin des espèces chassées aussi bien dans les réserves de chasse que dans les zones protégées en est une illustration (Milner-Gulland *et al.* 2003). Pour que les communautés locales se positionnent en faveur du programme de conservation, un intérêt pour l'arrêt de l'exploitation illégale doit être suscité (Wells & Brandon 1993; Songorwa & Zealand 1999; Campbell & Vainio-mattila 2003). Une possibilité est de produire des revenus suffisamment importants à partir d'une activité basée sur la vie sauvage afin qu'elle bénéficie le plus largement possible aux communautés locales et compensent les pertes économiques issues de l'arrêt de leur activité d'exploitation de cette ressource. Il existe deux grands types d'activité qui peuvent générer de tels profits: l'écotourisme et la chasse aux trophées.

### 3.1.2 L'écotourisme ou tourisme photographique

L'écotourisme est défini comme toute forme de tourisme basé sur l'observation de la nature. C'est une activité non consommatrice par opposition à la chasse aux trophées qui nécessite le prélèvement de l'animal. Par définition, l'écotourisme a pour objectif de produire des bénéfices à long terme à la fois pour le développement local et pour l'environnement (Krüger 2005). Cela consiste à voyager dans des aires naturelles préservées avec l'objectif d'étudier, d'observer et de profiter du paysage et des espèces de plantes et animaux ainsi que de toute manifestation culturelle (actuelle ou passée) présente sur le site (Ceballos-Lascuráin 1996). Un programme de conservation basé sur l'écotourisme peut être bénéfique à plusieurs titres : (i) en apportant une aide financière pour la gestion des aires de protection (*e.g.*, dans le bassin du Congo; Wilkie & Carpenter, 1999), (ii) par la création de revenus pour les communautés locales qui permet ainsi un changement d'activité depuis une exploitation consommatrice vers une exploitation non-consommatrice des ressources naturelles (*e.g.*, la plongée avec les requins; Vianna, Meekan, Pannell, Marsh, & Meeuwig, 2012) et (iii) par le changement d'attitude de ces communautés à l'égard de la conservation des ressources (Krüger 2005). Au Botswana, l'écotourisme est l'activité la plus lucrative dans les zones qui offrent des paysages de qualité et sont riches en espèces (Barnes 2001). D'autres part,

les programmes d'éducation et de sensibilisation à l'environnement sont souvent associés à l'écotourisme et stimulent la participation des visiteurs au financement de projets de conservation à plus long terme après le voyage (Wearing & Neil 1999). Brightsmith (2008) a évalué l'efficacité d'un programme de conservation basé sur la réalisation d'un travail par les touristes. Ce type de programme est généralement géré par une ONG (*e.g.*, Earthwatch; Brightsmith, Stronza, & Holle, 2008) qui propose des voyages touristiques sur la base du volontariat en environnement. Ce type de fonctionnement peut être bénéfique sur plusieurs aspects : le financement du programme de conservation, le travail réalisé par les volontaires et leur éducation à la conservation. Cependant, ce type de projet demande des fonds importants pour le fonctionnement logistique et peut tourner à perte (Brightsmith *et al.* 2008).

La capacité de l'écotourisme à apporter des bénéfices suffisants pour une protection durable de la nature est très variable d'un site à l'autre. Il y a en effet des limites au succès de l'établissement d'un programme d'écotourisme telles que le manque d'infrastructure, les difficultés d'accès au site, l'instabilité politique, le manque d'efficacité de la promotion du site, l'absence de ressources naturelles d'intérêt pour le visiteur ou encore une visibilité trop faible des espèces concernées (Wells 1992; Wilkie & Carpenter 1999). Un autre frein au succès d'un programme d'écotourisme survient quand une partie minime des bénéfices générés par l'accueil des touristes est attribuée à la gestion de l'aire protégée en étant par exemple retenue par le gouvernement (Wells & Brandon 1993). De plus, l'écotourisme nécessite qu'un certain nombre de touristes passent du temps dans le milieu protégé ce qui peut détériorer l'environnement naturel (*e.g.*, dérangement, piétinement des sols et pollution; Krüger, 2005). Ces perturbations peuvent entraîner des changements du comportement de la population (Richter *et al.* 2006), un déplacement de la population vers un milieu moins perturbé (Zhang *et al.* 2009), voire son déclin (Griffin & Bain 2006). La fragilité du milieu va donc également être un critère majeur dans le succès du programme de conservation avec une chance réduite de succès dans les milieux montagneux et les îles (Krüger 2005). Un nombre de touristes trop élevé est également une des causes majeures d'échec des programmes d'écotourisme (Nolan & Nolan 1998; Krüger 2005).

### 3.1.3 La chasse aux trophées touristique

Tout comme l'écotourisme, la CTT est une activité d'utilisation du territoire basée sur la vie sauvage. La différence majeure entre ces deux activités est le prélèvement d'un ou plusieurs animaux par le visiteur. Le système de gestion de la CCT est très variable d'un pays à l'autre mais les caractéristiques de l'activité restent semblables et présentent plusieurs avantages. Premièrement, un touriste dépense une somme beaucoup plus élevée pour un voyage de chasse aux trophées que pour un voyage d'écotourisme. Par exemple, en Tanzanie en 1994 un touriste dépensait en moyenne US\$800 à US\$1,000 par jour pour un voyage de chasse aux trophées contre US\$140 pour de l'écotourisme; ce qui réduit fortement le nombre de touristes nécessaire pour générer une somme identique (Lewis & Alpert 1997). De plus, chaque touriste prélève un nombre restreint d'individus qui suffit à générer un profit conséquent. Les prélèvements étant orientés sur les mâles, et à condition que les quotas soient bien établis et respectés, la CTT devrait avoir un impact limité sur la population (Mysterud 2012). Deuxièmement, la beauté du paysage, la diversité et l'abondance des espèces sauvages n'est pas indispensable pour la mise en place de la chasse aux trophées. En effet, la grande majorité des chasseurs interrogés dans Lindsey (2006) aux Etats-Unis peuvent chasser dans un site qui n'a pas un paysage exceptionnel, ni une grande densité d'espèces à observer et dans lequel il y a également de l'élevage de bétail (Lindsey *et al.* 2006). Ainsi la chasse aux trophées est l'activité la plus viable économiquement dans les environnements de qualité intermédiaire (Barnes 2001; Leader-Williams & Hutton 2005). Troisièmement, la chasse aux trophées peut également se dérouler dans un cadre d'instabilité politique (*e.g.*, Pakistan, Lindsey *et al.* 2006; Rosser *et al.* 2005) et les revenus peuvent ainsi être relativement stables même en cas de crise politique (*e.g.*, réforme des terres au Zimbabwe; V. Booth, 2002). En République Centre Africaine par exemple, l'instabilité politique (*e.g.*, guerres civiles, coups d'état et rebellions) poussent les guide de voyage à classer cette région comme insécuritaire, ce qui limite l'écotourisme alors que la chasse aux trophées y est moins sensible (Wilkie & Carpenter 1999). Enfin, la CTT peut être mise en place dans des zones qui ne sont pas propices à l'accueil d'un tourisme tout public. En effet, un safari de chasse pourra être organisé dans des sites avec peu d'infrastructures, un accès difficile à la zone d'intérêt ou possédant des désagréments tels que la présence de la mouche tsé-tsé (Leader-Williams & Hutton 2005). La chasse aux trophées peut donc être mise en place dans un

environnement perturbé et le coût initial pour sa mise en place est faible ce qui peut motiver les éleveurs de bétail à se reconvertir dans l'exploitation des espèces sauvages (Bond, 2004). De plus, la conversion de l'élevage vers la chasse aux trophées par les éleveurs pourrait augmenter leur tolérance à l'égard des espèces de carnivores qui sont valorisées en tant que trophée et qui sont susceptibles de tuer du bétail (Lindsey *et al.* In press, voir Annexe G3). La chasse aux trophées a ainsi le potentiel d'être bénéfique pour la conservation (Child 1996; Frisina & Tareen 2009).

La chasse aux trophées présente plusieurs aspects négatifs quant à sa contribution à la conservation. Le premier est la nécessité de tuer un ou plusieurs individus, ce qui est au premier abord en contradiction avec le message de conservation. Cet acte de tuer un animal pour le plaisir et non pour se nourrir est la cause principale de l'opposition que rencontre la chasse aux trophées auprès du public (Gunn 2001; Dobson 2012). L'existence des pratiques qui sont considérées comme non-éthiques telles que le "canned hunting" (*i.e.*, l'animal est tué dans un enclos dont il n'a aucune chance de s'échapper) ou le "put and take" (*i.e.*, l'animal qui a le trophée d'intérêt est amené dans l'aire de chasse juste avant l'arrivée du client) ne contribuent pas à promouvoir une image positive à la chasse aux trophées (IUCN-PAPACO 2009). Deuxièmement, le pouvoir économique de la CTT entraîne de multiples cas de pratiques illégales (Shackleton & Group 1997; Mallon & Kingswood 2001; Hofer 2002; Leader-Williams *et al.* 2009; Eliason 2012). Troisièmement, la majorité des chasseurs de trophées aux États-Unis seraient d'accord pour chasser des espèces exotiques, ce qui motive l'introduction de nouvelles espèces (Lindsey *et al.* 2006). Quatrièmement, l'intérêt des chasseurs pour certains types de trophées motive la réalisation de manipulations génétiques sur les individus. En Afrique du Sud, par exemple, le succès des animaux présentant une coloration inhabituelle créait un marché pour le croisement de sous-espèces afin de produire des individus hybrides (*e.g.*, croisement entre un blesbok *Damaliscus pygargus phillipsi* et un bontebok *Damaliscus pygargus pygargus*). Certains exploitants vont également reproduire des individus anormaux, qui n'auraient probablement pas survécu dans la nature, pour augmenter la diversité des trophées offerts (*e.g.*, impala noir *Aepyceros melampus*, springbok blanc *Antidorcas marsupialis* ou gnou rouge *Connochaetes gnou*; Hamman *et al.* 2003; Figure 30). La demande des chasseurs pour les trophées de grande taille<sup>25</sup> motive également des sélections génétiques visant à produire de grands trophées. L'ensemble de ces pratiques est susceptible de nuire à la conservation des espèces (Hamman *et al.* 2003; Bond *et al.*

<sup>25</sup> Le prix est le plus souvent corrélé à la taille (Palazy *et al.* 2012).

2004). Enfin, sur les territoires où la chasse aux trophées est une source de revenu, il peut y avoir persécution des prédateurs pour protéger les espèces à trophées s'ils ne sont pas eux-mêmes valorisés en tant que trophées (*Lycaon Lycaon pictus*, P. a. Lindsey, Du Toit, & Mills, 2005).

**Figure 30: Exemples d'individus anormaux qui permettent d'augmenter la diversité des trophées proposés au chasseurs.** En haut et à gauche un springbok blanc *Antidorcas marsupialis*, en haut à droite un gnou rouge ou doré *Connochaetes gnou*, et en bas un groupe d'impalas noirs *Aepyceros melampus*. Ces individus ne survivraient théoriquement pas dans le sauvage mais l'homme assiste la reproduction de ces individus pour augmenter la diversité des trophées offertes aux chasseurs (Sources: [http://www.flickr.com/photos/mc\\_potts/5698880025/](http://www.flickr.com/photos/mc_potts/5698880025/); <http://www.500px.com/photo/1904102>; inconnue).



De plus, la chasse aux trophées n'a pas le même potentiel économique sur tous les territoires. L'importance portée au trophée limite son utilisation dans les pays qui ne possèdent pas certaines espèces clés même si la diversité spécifique y est importante. En effet, si des espèces parmi les plus attractives ne sont pas présentes dans l'aire de chasse, cela réduit le potentiel d'utilisation de la CTT comme financeur de la conservation (Lindsey *et al.* 2006). Par exemple, un pays africain dans lequel il n'y a pas d'éléphants fera des bénéfices deux fois moins importants avec la chasse aux trophées qu'un pays qui en possède (Wilkie & Carpenter 1999). Cet état de fait stimule l'introduction d'espèces dans des zones de chasse qui ne font pas parties de leur aire de

distribution naturelle (Hamman *et al.* 2003). La surface de l'aire d'exploitation nécessaire à la mise en place de la chasse aux trophées est plus grande que pour l'écotourisme et serait ainsi moins appropriée quand la surface disponible est petite (*e.g.*, de 1811 à 3522 km<sup>2</sup> pour la chasse aux trophées et 144 à 190 km<sup>2</sup> pour l'écotourisme au Botswana et en Namibie respectivement; Novelli, Barnes, & Hmavindu, 2006).

### **Boite 2 : Le système de gestion de la chasse aux trophées touristique (CTT)**

Le système de gestion de la CTT est peu connu et les données sur l'attribution des aires de chasse sont rares. Toutefois dans les pays Sud-Africains (tous les pays au Sud de la Tanzanie, Tanzanie incluse), qui attirent 94% des chasseurs de trophées venant chasser en Afrique (Lindsey *et al.* 2007b), quelques études ont été menées sur ce sujet. Ainsi d'après Nelson *et al.* (In press), il existe dans les pays sud-africains 4 catégories de gestion des aires de chasse. La première catégorie se trouve majoritairement en Afrique du Sud, Namibie et Zimbabwe sous forme de ranchs privés et *conservancies*<sup>1</sup> sur des terres privées (73%, 41% et 35% de la surface du pays respectivement; Bond *et al.* 2004). La chasse aux trophées est largement développée sur les parcelles de terrain privé car c'est une activité très lucrative et, depuis 1960, le gouvernement a attribué les droits d'exploitation des terres et de ce qu'elles contiennent aux propriétaires (Bond *et al.* 2004). Ces propriétaires terriens peuvent également s'allier pour former une *conservancy*, permettant d'avoir une aire de chasse beaucoup plus large et sans clôture pour accueillir des grands mammifères et félins (Weaver & Petersen 2008). Le risque de surexploitation semble faible sur ces terres privées. En effet, les propriétaires ont tout intérêt à exploiter d'une manière durable pour bénéficier à long-terme de leur activité<sup>2</sup>. La deuxième catégorie de gestion des aires de chasse sont les *conservancies* gérées par les communautés locales. En Namibie, les droits d'exploitation de la vie sauvage sur les terres communales (41% de la surface du pays; Bond *et al.* 2004) sont attribués aux habitants (Jones & Weaver 2009). Ils peuvent ainsi chasser pour leur propre consommation et/ou vendre une partie des animaux à des sociétés opératrices de CTT (Nelson *et al.* In press). Les communautés locales n'auront là encore pas d'intérêt à surexploiter puisque l'ensemble des bénéfices leur revient et qu'elles perdraient une source de nourriture ainsi qu'une source de revenus si la CTT venait à s'arrêter. La chasse aux trophées sur des aires protégées gérées par l'État est le troisième type de gestion. Au Mozambique, par exemple, sur la réserve de Niassa, les aires de chasses

sont attribuées par l'État à long terme (20 à 25 ans) aux sociétés opératrices. Cette période est censée être suffisamment longue pour motiver une chasse durable (Nelson *et al.* In press). Cependant, les dernières années d'attribution du contrat devraient être particulièrement contrôlées pour prévenir une exploitation intensive sur le court terme qui pourrait précéder l'arrêt des droits d'exploitation. Enfin, la dernière catégorie de gestion des aires de chasse est trouvée principalement en Tanzanie<sup>3</sup> sous la forme de réserves de chasse (GMAs). La Tanzanie a la deuxième plus grosse industrie de chasse aux trophées d'Afrique en termes de revenus (Booth 2010). Les zones de chasse sont gérées par le gouvernement et les droits d'exploitation sont attribués par les politiciens à des sociétés opératrices.

Hofer (2002) a également mené une enquête sur la distribution des droits d'exploitation des espèces à trophées en Eurasie. Dans la majorité des pays Eurasiatiques, la CTT n'est pas une activité d'exploitation de la vie sauvage majeure. Les autres formes de chasse récréative sont plus répandues<sup>4</sup>. D'après Hofer (2002) en Europe, il y a deux grands types de gestion de la CTT: le système des licences et le système des districts. En Europe Centrale, en Europe du Nord (Scandinavie) et dans quelques pays de l'Est, les droits de chasse appartiennent au propriétaire qui peut alors les exploiter lui même en les proposant directement à des chasseurs ou en les revendant à des sociétés opératrices. C'est le système de district. La majorité des pays de l'Est tels que la Hongrie, la Pologne, la Bulgarie, la Roumanie ou l'Ukraine fonctionnent sur un système de licences. Dans ce système, les droits de chasse appartiennent à l'État qui attribue les droits d'exploitation dans les différents districts à des associations de chasse, des compagnies privés ou des compagnies publiques (*e.g.*, service de gestion des forêts; Hofer, 2002). Elles payent des taxes à l'État pour obtenir les droits d'exploitation. La chasse en Russie et dans les pays d'Asie centrale (*e.g.*, Kazakhstan) fonctionne également avec ce système de licences. Le gibier est une propriété publique. Chaque chasseur local a le droit de chasser mais doit acheter une licence par animal chassé excepté pour le petit gibier et les oiseaux. Il est libre de revendre ses droits à des touristes, des entreprises ou des sociétés opératrices. Pour les autres pays, l'auteur dispose de peu d'information. Toutefois, il semble que la Mongolie et la Chine fonctionnent sur un système de licences qui sont achetées puis revendues par un petit nombre d'agences spécialisées. Dans ces pays, les espèces ciblées par les touristes sont majoritairement des espèces protégées pour lesquelles les quotas sont définis par l'exploitant puis approuvées par l'État. Enfin, la CTT semble bien développée et

contrôlée en Turquie qui possède un système de régulation propre à la chasse et un petit nombre d'agences de tourisme de chasse spécialisées.

En Amérique du Nord, la vie sauvage est censée appartenir à tous mais dans les faits, sur les terrains privés, qui représentent 70% du territoire, les propriétaires ont le contrôle sur les populations présentes sur leur terre.

<sup>1</sup>Les *conservancies* résultent du rassemblement de plusieurs aires de chasse privées ou communales pour former une grande aire de chasse qui n'est plus divisée par des barrières physiques mais en utilisant d'autres repaires (e.g., routes, rivières).

<sup>2</sup>Au Zimbabwe, depuis la "land reform" qu'on peut traduire par réforme de la terre, les propriétaires terriens blancs sont menacés d'expulsion. Ce cas de figure pourrait donner lieu à une exploitation non-durable des espèces sauvages par les propriétaires terriens pendant cette période d'instabilité dans le but de maximiser le profit avant de perdre les droits d'exploitation. Il pourrait en être de même dans les autres régions qui sont politiquement corrompues ou instables.

<sup>3</sup>La Tanzanie est parfois considérée comme appartenant à la région sud-africaine et parfois à l'Afrique de l'Est.

<sup>4</sup>Dans les pays de l'Est cependant, l'Etat prend de plus en plus conscience de la valeur économique de la chasse aux trophées (Hofer 2002).

### **3.2 La chasse aux trophées comme financeur de la conservation?**

D'après les avantages et les inconvénients de chacune des deux activités d'exploitation de la vie sauvage à but de conservation, il apparaît que les deux sont complémentaires. Elles sont en effet appropriées dans des situations différentes en termes de diversité spécifique (e.g., nombre d'espèces, densité, présence d'espèces très attractives) ou de stabilité politique. D'après Novelli *et al.* (2006), si les deux activités sont également valables sur un même territoire au Botswana ou en Namibie, il est préférable de choisir l'écotourisme qui est plus facilement accepté par le public et produit des bénéfices plus élevés par unité de sol que la chasse aux trophées. Sur les territoires où la chasse aux trophées serait désignée comme l'activité la plus appropriée, certaines précautions doivent être prises.

La première condition est de prélever des individus de manière à ce que l'exploitation de l'espèce soit durable. Les quotas d'exploitation doivent être basés sur des données d'abondance fiables et un suivi des populations à long terme. Ces estimations d'abondance doivent être issues de la compilation de plusieurs sources

d'informations (*e.g.*, données de comptage, indices de présence, savoir des communautés locales). Les quotas doivent être régulièrement recalculés en fonction de la réponse de la population à l'exploitation en faisant également un suivi des caractéristiques morphologiques des individus prélevés (*e.g.*, masse corporelle, taille de trophées). Le prélèvement des individus doit respecter les restrictions sur le nombre, l'âge et le sexe des individus qui peuvent être prélevés. Ces quotas doivent être définis de manière à ne pas entraîner le déclin à long terme de l'espèce cible. Comme l'a récemment défini l'IUCN dans un rapport publié en 2012, pour être durable au niveau biologique et ainsi avoir le potentiel de contribuer à la conservation, la chasse aux trophées (i) ne doit pas entraîner le déclin à long terme ni de l'espèce exploitée ni d'aucune autre espèce présente, (ii) ne doit pas altérer le processus de sélection naturelle et le fonctionnement de l'écosystème (ni manipulations génétiques, ni changement de structure démographique de la population), (iii) ne doit contribuer d'aucune manière au braconnage ou au commerce illégal, (iv) ne doit pas provoquer l'altération du fonctionnement de l'écosystème ou de l'une de ses composantes (IUCN SSC 2012).

L'exploitant doit également investir une part importante des bénéfices à la fois dans la conservation et dans le développement local. En effet, afin que la chasse aux trophées remplisse le rôle de financeur de la conservation, ce dernier doit faire de la préservation de l'habitat et de la conservation des espèces naturelles une priorité et y allouer ainsi une part conséquente des bénéfices. Il est impératif qu'une autre part de ces bénéfices soit dédiée au développement des communautés locales (Leader-williams *et al.* 1993; Lindsey *et al.* 2007a). Par exemple, (Frisina & Tareen 2009) a étudié un programme de conservation basé sur la chasse aux trophées qui a été un succès en termes de conservation: le Torghar Conservation Project. Ce succès est attribuable en grande partie à l'implication des communautés locales dans la gestion du programme de conservation (*e.g.*, prise de décisions et répartition des bénéfices) et au fait que la majorité des bénéfices est attribuée au programme de conservation (80% des bénéfices pour le programme contre seulement 20% pour le gouvernement; (Frisina & Tareen 2009). Ces bénéfices attribués au développement local ont contribué à l'amélioration de la qualité de vie des communautés avoisinantes (*e.g.*, création d'emplois, amélioration des soins médicaux, de l'approvisionnement en eau et des voies de transport). Les *conservancies* en Namibie sont un autre exemple de succès de l'utilisation de la chasse aux trophées pour la conservation (Weaver & Petersen 2008). Elles ont permis un rétablissement massif des espèces sauvages grâce à la création de revenus pour les communautés locales, issus en majorité de la chasse aux trophées. Les bénéfices perçus

par les communautés locales ont permis un changement d'attitude à l'égard de la vie sauvage (e.g., diminution du braconnage, développement d'un système de points d'eau pour la vie sauvage, renforcement des petites populations; Weaver, 2008). Les CAMPFIRES (i.e., Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources) sont également considérés comme un succès pour le développement local et l'exploitation durable<sup>26</sup>. Dans ce programme, les communautés bénéficient également beaucoup de l'exploitation (i.e., 50% des revenus alloués au développement local) ce qui a permis une amélioration de la qualité de vie (Frost & Bond 2008). Par conséquent, l'allocation d'une part majeure des revenus aux communautés locales afin qu'elles bénéficient concrètement de la présence de la vie sauvage semble être une clé du succès du programme de conservation. La gestion des programmes d'exploitation durable des ressources naturelles par les communautés est susceptible de répondre simultanément aux besoins humains et aux besoins écologiques. La mise en place de ce type de gestion nécessite d'apporter les moyens techniques et le support théorique qui permettra aux communautés d'exploiter la ressource d'une manière optimale (Lindsey *et al.* 2007a; Simasiku *et al.* 2008). Si la chasse aux trophées est officiellement déclarée comme un outil permettant de récolter des fonds pour financer la conservation, il serait judicieux d'instaurer l'obligation des différents organismes proposant la chasse aux trophées de rendre un rapport régulier sur leur contribution à la conservation et au développement local à une commission internationale en droit de leur retirer leurs droits d'exploitation.

Troisièmement, les opérateurs de chasse ont un effet variable sur la vie sauvage allant de la surexploitation à une contribution active pour sa préservation. Il n'existe pas à l'heure actuelle de système d'information officiel sur les pratiques légales ou illégales, éthiques ou condamnables, bénéfiques ou défavorables à la conservation. Il semble que les chasseurs de trophées soient mal informés. Par exemple, il arrive que des individus hybrides soient commercialisés comme appartenant à une espèce peu commune et ainsi vendus à des prix élevés (Hamman *et al.* 2003). Etablir un système d'information sur les différentes pratiques de la chasse aux trophées en spécifiant si elles sont bénéfiques, neutres ou néfastes pour la vie sauvage permettrait de promouvoir des pratiques responsables au détriment de celles qui présentent un risque pour la conservation (e.g., manipulations génétiques ou hybridation). Une autre possibilité qui pourrait être bénéfique à l'image de la chasse aux trophées et sa contribution à la conservation est la

---

<sup>26</sup> La contribution du programme à la conservation n'a toutefois pas été mesurée clairement. Seule une augmentation de la taille de population d'éléphants *Loxodonta africana* grâce au programme a été mise en évidence.

mise en place d'un système de certification des opérateurs de chasse aux trophées (Lindsey *et al.* 2007a). Le chasseur aurait alors la possibilité de choisir s'il le souhaite une société de chasse éthique et durable.

L'attribution des terres devrait respecter deux règles. La première est la mise en place d'un système d'attribution des droits d'exploitation des aires de chasse qui soit transparent et équitable. La deuxième est l'attribution des droits d'exploitation sur le long terme pour encourager un comportement de gestion durable (Lewis & Alpert, 1997; Mayaka, Hendricks, Wesseler, & Prins, 2005; Cf. Chapitre 2). L'exploitant aurait alors tout intérêt à récolter des données valables sur ses populations afin d'attribuer les quotas appropriés et à les respecter (Baker 1997; Hofer 2002). Ceci a probablement contribué au succès qu'a rencontré la chasse aux trophées sur les terres privées en terme d'accroissement de l'abondance de la vie sauvage en Afrique du Sud (Bond *et al.* 2004). L'association des exploitants privés pour former des *conservancies* devrait également être encouragée car elle permettrait un comportement de gestion sur le long terme sur une surface étendue. Ce type de gestion serait bénéfique pour la préservation des espèces sauvages et permettrait l'accueil des espèces qui ont un grand domaine vital tels que les grands prédateurs (Marker *et al.* 2003; Wolmer *et al.* 2004; Lindsey *et al.* 2005; Weaver & Petersen 2008; Nelson *et al.* In press).

### 3.3 Le cas particulier des espèces rares

Certains auteurs avancent que la chasse aux trophées peut être appropriée pour la conservation des espèces rares (Leader-Williams *et al.* 2005). Toutefois au regard des nouveaux résultats apportés par cette étude, cette méthode présente des risques pour la préservation de ces espèces. Même si les fonds nécessaires étaient accordés pour établir les quotas appropriés et les faire respecter par les exploitants, le braconnage et la corruption vont être stimulés par la valeur démesurée que peut atteindre un individu d'une espèce rare (Shackleton & Chair IUCN/SSC Caprinae Specialist Group 2001; Leader-Williams *et al.* 2009). La forte valeur économique des espèces rares (Palazy *et al.* 2012) en fait une marchandise pour laquelle il est difficile d'arrêter l'exploitation. Ainsi, les organismes gestionnaires devraient investir une part majeure des bénéfices dédiés à la conservation dans la mise en place de mesures anti-braconnage particulièrement quand elles hébergent des espèces très valorisées (*e.g.*, barrières électriques, contrôle des entrées et sorties à tous les points d'accès, emploi d'un nombre

suffisant de gardes pour que les patrouilles couvrent la zone; cf Appendice A dans Lindsey & Taylor 2011). Un bon système de sécurité peut être efficace pour la persistance d'une population parmi les plus valorisées sur le marché noir actuellement comme le montre l'exemple de l'efficacité de la lutte anti-braconnage des rhinocéros dans la réserve de Malilangwe au Zimbabwe (Lindsey & Taylor 2011). En plus d'une augmentation du risque d'être arrêté, il faudrait également alourdir la sentence (*e.g.*, amendes et prison) pour que le risque encouru décourage la majorité. Cette augmentation du coût de l'exploitation a le potentiel de réduire la pression de chasse (Hall *et al.* 2008).

Dans certaines conditions, l'exploitation d'une espèce rare par la chasse aux trophées peut servir à la conserver. Le projet de conservation de la région du Thorgar au Pakistan précédemment cité en est l'illustration (Frisina & Tareen 2009). Ce projet a débuté en 1986 et consiste à utiliser la chasse aux trophées des deux seules espèces de grands ongulés présentes dans la région: le markhor de Suleiman *Capra falconeri jerdoni* et l'urial Afghan *Ovis orientalis cycloceros* chassés pour financer leur conservation. Ces deux espèces sont respectivement classées comme *En danger* et *Vulnérable* dans la liste rouge de l'IUCN. Une petite part des bénéfices seulement (20%) est versée au gouvernement et tout le reste est alloué au programme de conservation. Le prélèvement de 45 urials et de 35 markhors<sup>27</sup> en 20 ans a permis d'employer des gardes pour stopper le braconnage et de préserver l'habitat de ces deux populations. En conséquence, les deux populations animales chassées qui étaient toutes petites au début du programme à cause d'un braconnage intense ont depuis connu une forte croissance (*i.e.*, elles auraient en effet triplé entre 1994 et 2005). Ce programme de conservation semble donc avoir été un succès pour la préservation de ces deux populations (Frisina & Tareen 2009). La topographie du milieu (*i.e.*, un milieu ouvert et difficile d'accès facilitant la surveillance) a probablement contribué à ce succès. De même, le fait que ces deux espèces soient les seules chassées pour le trophée dans cette région qui n'accueille donc qu'un faible nombre de chasseurs a permis la gestion centralisée de toute l'activité par un petit groupe de responsables du programme, laissant ainsi peu d'opportunités pour la corruption et le braconnage.

Les directives publiées par l'IUCN en Août 2012 qui présentent aux exploitants les règles à suivre pour que la chasse aux trophées contribue à la conservation marquent la reconnaissance officielle que, dans certaines conditions, la chasse aux trophées est

---

<sup>27</sup> Le prix du trophée était de US\$11,000 pour l'urial et US\$35,000 pour le markhor en 2009 (Frisina, 2009)

une source de financement valable pour la conservation. Ceci va probablement entraîner un développement supplémentaire de cette activité à l'échelle globale. Le risque de créer un effet Allee entraînant l'extinction de l'espèce pourrait être moindre l'importance économique des espèces rares (Palazy *et al.* 2012) et la forte pression qui en résulte (Palazy *et al.* 2011, In press) sont officiellement reconnus et entraînent la mise en place systématique de mesures de régulations spéciales de leur exploitation pour les préserver et bénéficier ainsi de leur valeur économique à long terme. Ainsi, pour utiliser la chasse aux trophées d'une espèce rare comme financeur de sa conservation, il est nécessaire de (i) réaliser une étude globale sur l'espèce pour connaître l'abondance et la structure des différentes populations afin d'établir des quotas appropriés qui permettent la persistance de chaque population, et vérifier et réajuster localement ces quotas pour qu'ils soient toujours adéquats en réalisant un suivi annuel de l'abondance et de la qualité des trophées à l'échelle de la population; (ii) contrôler l'ensemble des opérateurs et autres organismes de chasse et autoriser l'exploitation uniquement à ceux qui investissent une part importante de leur revenus dans la conservation des espèces sauvages (*e.g.*, préservation de l'habitat et mesures anti-braconnage); (iii) s'assurer que l'organisme de chasse attribue également une part importante des revenus au développement local; (iv) renforcer les mesures de lutte contre le commerce illégal à l'échelle globale (contrôle systématique de l'import/export de cette espèce en douanes ainsi que dans les pays importateurs et exportateurs); (v) attribuer l'exploitation de la population à un nombre minimal d'organismes pour limiter la concurrence, les conflits d'intérêts et les risques de prélèvements illégaux; (vi) établir un système de contrôle régulier du respect des règles de gestion telles que celles définies dans IUCN SSC (2012) par les opérateurs de chasse.

### **3.4 Recommandations pour la conservation**

L'établissement de quotas d'exploitation est la première condition nécessaire à la pratique durable de la chasse aux trophées. Cependant, le manque de données sur la population est un problème récurrent pour définir des quotas durables (Baldus & Cauldwell 2004). Ce manque de données risque d'être plus prononcé pour les espèces rares qui sont difficiles à suivre, et donc plus risqué pour leur préservation. Quand la densité d'individus est faible, la probabilité de détection est faible. Pourtant, l'information sur l'abondance et la distribution de l'espèce est indispensable à sa gestion et sa conservation (Wilson & Delahay 2001). Les méthodes de détection les plus

efficaces dans le cas d'une population de densité faible sont probablement l'utilisation des pièges photos, les indices de présence trouvés sur le site (fèces, poils) et leurs analyses ADN, ou encore l'observation et la récolte d'indices par des chasseurs volontaires pour mesurer la présence et l'abondance de l'espèce, cette dernière présente l'avantage d'être peu coûteuse (Wilson & Delahay 2001; Kindberg *et al.* 2009). Le plus important semble être de combiner l'ensemble des sources d'informations et des méthodes de récolte de données disponibles pour obtenir une estimation robuste (Gopalaswamy *et al.* 2012). Dans le contexte d'un potentiel EAA sur l'espèce rare, il est nécessaire de pouvoir utiliser des indices d'attractivité croissante de l'espèce.

### 3.4.1 Les indicateurs d'un risque d'effet Allee anthropogénique

L'obtention d'une estimation valide et précise de l'abondance et de la densité d'une espèce à l'échelle globale pour connaître sa rareté réelle et suivre ces populations au cours du temps pour prévenir leur surexploitation est une tâche difficile. En réponse à la difficulté d'obtenir une bonne estimation de la densité des grands herbivores tels que le chevreuil *Capreolus capreolus* sur l'ensemble de son aire de répartition, Morellet *et al.* (2007) ont suggéré l'utilisation d'Indicateurs de Changements Ecologiques tels que la masse corporelle des faons ou la pression d'herbivorie. De la même manière, nous proposons ici l'utilisation d'indicateurs de risque d'un EAA tels que l'augmentation de la rareté perçue ou de la pression de chasse. Comme le suggèrent nos résultats, il est nécessaire de suivre au plus près les changements de statut de protection qui sont potentiellement les premiers critères de rareté perçue d'une espèce. Les espèces menacées d'extinction vont être perçues comme les plus rares comparativement aux espèces qui sont considérées comme hors de danger. De plus, une espèce qui a été classée comme menacée à une période donnée, et donc considérée comme rare, pourrait toujours être associée à une idée de rareté quels que soient les changements de statut suivants et rester fortement valorisée (Hall *et al.* 2008). D'autres indices pourraient être utilisés pour déterminer si la demande pour une espèce augmente et détecter un risque de surexploitation. Par exemple, le renforcement du braconnage mesuré par le nombre de braconniers observés par unité d'effort de détection au cours du temps ou l'augmentation du nombre de prises illégales faites en douanes pourrait être utilisés comme témoins d'une demande croissante pour cette espèce. De même, un changement de comportement de l'espèce (*e.g.*, déplacement de son aire de répartition ou

comportement plus élastique), si aucun changement environnemental n'a été détecté, pourrait témoigner d'une augmentation de la pression de chasse.

D'après les résultats obtenus dans ce projet, le suivi de la tendance des prix de vente pour chaque espèce ou produit d'origine naturelle pourrait également être un bon indicateur de changement de valorisation des espèces. Dans la chasse aux trophées, comme les espèces les plus rares sont les plus valorisées et subissent une pression de chasse forte (Palazy *et al.* 2011, In press), il serait judicieux d'utiliser les prix des trophées comme indices d'attractivité au cours du temps<sup>28</sup>. Par exemple, Prescott *et al.* (2012) ont comparé les prix des trophées proposés en 2004 et en 2010 par les opérateurs de chasse et ont montré que les espèces pour lesquelles le prix a eu la croissance la plus forte sont également celles dont la rareté perçue (*i.e.*, statut IUCN) a le plus augmenté. Comparer les prix des trophées proposés par les sociétés opératrices permettrait de connaître la tendance du marché de la chasse aux trophées au cours du temps et d'identifier les espèces qui ont une attractivité croissante ou décroissante. La comparaison entre les localités pour une même espèce donnerait également des informations à l'échelle de la population ou de la sous-espèce qui sont très souvent manquantes. Déterminer un niveau d'attractivité pour chacune des espèces permettrait également d'optimiser le profit réalisé (*e.g.*, maximisation des prix des espèces les plus attractives, création de packages d'espèces). L'identification des espèces les plus valorisées qui sont également les plus susceptibles de faire face à une pression de chasse croissante pourrait permettre de renforcer les mesures de protection avant l'enregistrement d'un déclin de la population. A l'heure actuelle, les prix des trophées antérieurs à l'année en cours ne sont pas disponibles car les sites des opérateurs de chasse sont généralement remis à jour chaque année. Ainsi, il est nécessaire de les récolter annuellement pour pouvoir ensuite comparer les prix actuels aux années précédentes. Il faudrait pour cela créer une base de données exhaustive sur le prix des trophées de l'ensemble des espèces et sous-espèces chassées proposés dans chaque pays dans lequel il est possible de les chasser. La méthode choisie pour rechercher les prix sur le web doit être reproductible d'année en année pour que les données soient comparables au cours du temps et récolter de cette manière les prix pour l'ensemble des espèces et l'ensemble des localités. Cette méthode de suivi serait adaptable pour les autres marchés d'exploitation dans lesquels la rareté a une forte valeur économique.

---

<sup>28</sup> Il faudrait dans un premier temps corriger ce prix pour les changements économiques ayant eu lieu dans l'intervalle de temps.

### 3.4.2 Risque de déclarer une menace ?

Si une espèce menacée prend une valeur démesurée car elle est perçue comme rare, nous pouvons nous demander si déclarer une espèce comme menacée ne la dessert pas plus que cela ne lui rend service (Rivalan *et al.* 2007; Angulo *et al.* 2009; Graham-Rowe 2011). Ceci s'illustre par la corrélation que nous avons trouvée entre le nombre de trophées enregistrés et le passage de l'espèce au statut des espèces en danger (Palazy *et al.* 2011, In press). Nous pourrions alors envisager de sélectionner l'information sur l'abondance des espèces qui sera transmise au grand public afin d'empêcher l'augmentation de la demande reliée à la rareté de l'espèce (Hall *et al.* 2008). Cependant, retenir certaines informations est techniquement difficile et les informations sur les risques d'extinction d'une espèce sont utilisées parallèlement comme un outil pour obtenir des fonds pour la conservation. De plus, la rétention d'information peut être considérée comme non-éthique. Par contre, il serait envisageable de sélectionner les informations à diffuser au public (*e.g.*, reportages, journaux) de manière à mettre l'accent sur l'importance écologique de l'espèce plutôt que son comportement ou sur la valorisation du rare par l'homme comme cause potentielle de déclin. Il faudrait alors prendre en compte d'une manière systématique la valeur potentielle que donne la rareté à l'espèce sur le marché, établir un système de régulation du type d'information sur l'espèce qui est diffusée au grand public afin de servir au mieux la conservation, et assurer une mise en place de mesures de protection et de poursuites judiciaires en cas d'exploitation illégale (*e.g.*, amendes, périodes d'emprisonnement) simultanément au changement de statut d'une espèce (Stuart *et al.* 2006; Rivalan *et al.* 2007).

### 3.4.3 Utilisation de l'attractivité des espèces rares

La valorisation des espèces rares est un challenge pour la biologie de la conservation puisque le comportement humain va à l'encontre des réalités écologiques. En outre, plus la disponibilité est faible plus la demande est forte, ce qui augmente le risque de déclin de l'espèce. C'est pourquoi nous pourrions envisager d'inverser la balance et de faire de la rareté un allier. Si la rareté confère une telle valeur à l'espèce, peut-être serait-il possible de nombre d'individus qui peuvent être prélevés afin d'augmenter sa rareté perçue par l'acheteur et maximiser les revenus pour la conservation tout en réduisant l'exploitation. Cette méthode n'a, à notre connaissance, jamais été testée ni dans la chasse aux trophées ni dans un autre marché d'exploitation des ressources naturelles.

Nous pourrions tenter d'augmenter artificiellement la rareté perçue d'une espèce. Par exemple, dans la chasse aux trophées, en diminuant le nombre d'individus pouvant être prélevés, et en rendant ainsi l'obtention d'un permis plus difficile, cela pourrait créer de la compétition au sein des chasseurs et entraîner l'augmentation des prix que l'acheteur potentiel sera prêt à investir pour obtenir le produit. Si cela fonctionne, les bénéfices obtenus par la chasse de ces quelques individus pourraient finalement égaler voir dépasser ceux des quotas initiaux, tout en réduisant l'impact sur la population et en détournant au moins en partie l'attention portée aux espèces fragiles. Cette méthode innovante et délicate nécessiterait une surveillance minutieuse de l'exploitation afin que cet accroissement de la rareté perçue ne stimule pas l'exploitation illégale. Si les premiers essais sont concluants, cette méthode serait applicable à plus large échelle à d'autres marchés d'exploitation dans lesquels il peut y avoir un EAA. Les trois méthodes proposées pour préserver les espèces rares sont résumées dans la table 16.

**Table 16: Utilisation des indices de rareté perçue pour participer à la conservation des espèces rares.**

Méthode	Principe	Avantages	Inconvénients
Suivi des prix de vente des espèces	<p>Suivre la tendance des prix et repérage d'éventuelles hausses, témoins potentiels d'une diminution de sa disponibilité, pour localiser les risques d'EAA;</p> <p>Pour la chasse aux trophées, comparaison d'année en année des prix des trophées proposés par pays et par espèce par les opérateurs de chasse</p>	<p>Peu coûteux économiquement et humainement (1 personne);</p> <p>Utile également pour contrôler qu'une part conséquente du prix d'un trophée (« Trophy fee ») est alloué à la conservation</p>	<p>Difficulté d'utiliser la même stratégie d'échantillonnage d'années en années à cause du caractère fluctuant de ces marchés d'exploitation</p>
Considérer l'attribution d'un statut de protection comme une menace supplémentaire sur l'espèce	<p>Mettre en place des mesures de protection et des poursuites judiciaires encourues avant l'attribution du statut d'espèce menacée;</p> <p>Accompagner ces mesures de protection par la diffusion d'information au public portant sur l'importance écologique de l'espèce, les risques de la valorisation du rare par l'homme ou encore les amendes et peines de prison encourues pour possession illégale, par le biais des médias</p>	<p>Pourrait permettre de sauvegarder une population avant qu'elle ne soit la cible d'un marché d'exploitation, peut-être même avant qu'elle ne soit à la mode;</p> <p>Augmenter les probabilités de succès du programme de conservation qui sera donc moins coûteux sur le long terme</p>	<p>La mise en place de mesures de protection simultanément à l'attribution du statut d'espèce menacée nécessite l'unicité des organismes de protection;</p> <p>Opération très coûteuse;</p> <p>Contrôle de la diffusion d'information à l'échelle mondiale difficile</p>
Utiliser la valorisation économique du rare	<p>Augmenter la rareté perçue en réduisant la disponibilité de l'espèce à travers les quotas d'exploitation pour augmenter le prix de vente des individus</p>	<p>Pourrait permettre à la fois d'augmenter les bénéfices alloués à la conservation et réduire la pression de chasse;</p> <p>Les changements de quotas par la CITES aurait un effet à l'échelle globale</p>	<p>Risque de stimuler l'exploitation illégale sur les espèces concernées;</p> <p>Requiert la mise en place de mesures de protection importantes, ce qui rend l'opération onéreuse</p>

## 4. Perspectives

Tout d'abord, notre sujet d'étude est à la limite de plusieurs domaines : écologique, économique et sociologique. La pluridisciplinarité est un atout majeur dans les programmes de conservation à l'heure actuelle. Les travaux à suivre sur le thème de la valorisation de la rareté devraient, autant que possible, être réalisés en collaboration avec des experts de chaque domaine.

Des études complémentaires à l'échelle globale permettraient d'augmenter la pertinence et la profitabilité des nouveaux éléments apportés dans ce projet pour la gestion des espèces. La première étude à réaliser serait un sondage à large échelle sur ce que le public perçoit comme rare. Il est nécessaire de connaître l'ensemble des espèces qui sont considérées comme rares et quelles informations, impressions ou caractéristiques de l'espèce ont poussé le public à en arriver à cette conclusion. Cette perception du rare risque d'être très variable d'un individu à l'autre. Les individus qui constituent la demande pour le commerce international des espèces rares appartiennent à une catégorie sociale élevée. Ainsi, la majorité de la demande va provenir des villes puisqu'elles regroupent les individus ayant les revenus les plus élevés (Bloom *et al.* 2008). Ces individus fortunés n'ont pas de critères de détermination directs de la rareté tels que le nombre d'observations d'une espèce dans son milieu naturel. La perception de la rareté d'une espèce par le public urbain dépend des informations qu'il a reçues de la part des médias ou de son entourage. Deux individus peuvent avoir une perception différente de la rareté d'une même espèce en fonction des informations reçues et des différentes interprétations qui existent pour une même information en fonction du profil de l'individu (*e.g.*, niveau d'éducation; Ressurreição *et al.* 2012). Cette étude pourrait se faire par la création d'un questionnaire qui établit d'abord le profil du participant (*e.g.*, âge, sexe, nationalité, milieu de vie et type de médias consultés) et détermine ensuite les critères considérés pour définir une espèce comme rare, en utilisant peut-être quelques exemples d'espèces pour cadrer les réponses. L'établissement des critères de perception de la rareté d'une espèce en fonction du profil du public permettrait de créer un indice précis de rareté perçue pour l'ensemble des espèces et identifier ainsi celles qui sont le plus à risque de motiver une demande forte, une pression d'exploitation élevée et un commerce illégal. Cette étude serait également pertinente pour connaître avec précision les indices à utiliser pour "créer" la rareté d'une espèce (cf. dernier point de la discussion).

Le sondage sur la motivation des chasseurs de trophées, leurs espèces préférées, leurs critères de sélection des espèces et leur intérêt pour la conservation permettrait de connaître la pression de chasse sur les différentes espèces et d'optimiser les bénéfices produits par cette activité. Ce type de questionnaire pourrait également être utilisé pour tester le potentiel de fonctionnement des nouvelles mesures proposées pour améliorer la gestion telles que l'intérêt des chasseurs pour un système de certification des opérateurs de chasse leur permettant de choisir ceux qui contribuent à la conservation. Par exemple, les quelques réponses récoltées (Cf. Chapitre 5) ont apporté des informations intéressantes sur l'intérêt des chasseurs en termes de conservation. La contribution à la conservation n'est pas apparue comme une motivation importante pour le chasseur, ce qui suggère que le système de certification proposé aurait peu de chance d'avantager les opérateurs impliqués dans la conservation. Cependant, ces résultats doivent nécessairement être confirmés. La méthode que nous avons choisie n'a pas été aussi fructueuse qu'attendue. Une stratégie qui pourrait mieux fonctionner serait d'orienter le questionnaire sur la gestion et le faire circuler dans des conventions de chasseurs. C'est pourquoi, dans le cinquième chapitre du projet, nous avons synthétisé les points positifs et négatifs du projet et donné des directives pour qu'un prochain questionnaire puisse apporter des résultats plus robustes.

Un second questionnaire aux chasseurs de trophées devrait être mis en place sur la perception du rare par les chasseurs et son influence sur la somme d'argent qu'ils sont prêts à investir. Les quotas de chasse sont susceptibles de faire partie des indices qui déterminent la rareté perçue par les chasseurs de trophées. Il serait possible de tester cette hypothèse en réalisant des interviews durant lesquelles le chasseur disposerait d'informations diverses sur plusieurs espèces à trophées à l'intérieur desquelles les quotas de chasse pour une même espèce varieraient d'un participant à l'autre. Le participant devrait alors donner une estimation de la somme d'argent qu'il serait prêt à investir pour l'acquisition d'un trophée appartenant à cette espèce. Il suffirait enfin de comparer s'il existe une différence significative entre les sommes d'argent proposées pour un même trophée lorsque les quotas sont faibles et plus élevés. Dans ce but, il serait nécessaire de demander également le budget annuel moyen investi dans la chasse aux trophées afin de pouvoir estimer les revenus des correspondants. Si la réduction des quotas entraîne une augmentation des sommes proposées par le participant et réduit ainsi le nombre d'individus à prélever pour produire un revenu équivalent, cette information devrait être intégrée dans le processus de détermination des quotas

d'exploitation et pourrait permettre de réduire la pression de chasse sur les différentes espèces.

Afin d'accroître la part des bénéfices de la chasse aux trophées reçus par les communautés locales, ce qui est comme nous l'avons vu un élément clé du succès du programme, il pourrait être intéressant de créer une source de revenus additionnelle destinée dans sa totalité aux communautés locales, en proposant au chasseur de contribuer au développement local par l'intermédiaire de dons. En supposant que le chasseur ait un intérêt pour le développement local, il faudrait présenter quelques projets de développement sur le site web des opérateurs de chasse afin de concrétiser la contribution qu'ils pourraient apporter (*e.g.*, l'aide au financement d'une école ou l'acquisition de matériel médical). Si les clients acceptent, cela créerait un lien direct entre le chasseur de trophées et les communautés locales qui pourraient accroître leur intérêt pour la préservation des ressources naturelles et leur attitude à l'égard du programme de conservation. La collaboration de l'opérateur de chasse avec une ONG locale pourrait aider à la mise en place de ce projet.

Les motivations principales des quelques chasseurs de trophées qui ont répondu au questionnaire sont la connexion avec la nature, le plaisir et l'accomplissement personnel (Cf. Chapitre 5). Le fait de chasser une espèce rare par rapport à une espèce commune n'aura pas d'influence sur les deux premières. Par contre, cela peut faire une différence au niveau de l'accomplissement personnel. En effet, les espèces rares sont difficiles à obtenir à cause de leur prix élevé et du faible nombre de permis délivrés. L'obtention du trophée d'une espèce rare nécessite certaines qualités du chasseur telles que l'argent, le pouvoir, la persévérance et l'adresse (Hall *et al.* 2008). Ainsi, le trophée d'une espèce rare témoigne de ces qualités et peut à la fois apporter prestige, reconnaissance sociale et un sentiment d'accomplissement personnel (Mulder 2011; Eliason 2012). Un moyen de réduire la pression de chasse sur les espèces rares est de diminuer la demande pour ces espèces ce qui pourrait être réalisé en réduisant le gain social procuré par l'acquisition d'un trophée rare. Pour cela, la médiatisation de la chasse aux trophées sur les espèces rares informant le public sur la motivation des chasseurs de trophées pour cette pratique, les risques et les bénéfices potentiels pour la conservation de ces espèces participeraient à diminuer les bénéfices sociaux. Une partie du public qui aurait apporté cette reconnaissance sociale pourrait ainsi avoir un avis critique sur cette activité plutôt qu'une admiration susceptible d'être liée à son manque de connaissance. De plus, sachant désormais qu'il est possible d'apporter des bénéfices

à la conservation par la chasse aux trophées, l'entourage du chasseur serait en mesure de lui poser des questions à ce sujet. Ainsi, le chasseur aurait soit moins de reconnaissance sociale soit il serait poussé à prendre en compte la conservation de l'espèce chassée pour garder cette reconnaissance. Plus généralement, dans notre crise d'extinction actuelle, il est nécessaire de travailler sur le changement des mentalités pour réduire cette valorisation du rare qui entraîne des prix élevés sur le marché en renseignant plus le grand public sur les effets de cette exploitation sur les espèces rares.

D'une manière générale, la chasse aux trophées est une activité très peu médiatisée, à tel point qu'excepté en Afrique beaucoup pensent que c'est une activité marginale ou passée. Augmenter la médiatisation de cette activité permettrait de limiter les pratiques abusives en rendant cette activité moins discrète et en ayant ainsi des témoins capables de juger si une pratique est autorisée ou non, ce qui aurait pour conséquence d'augmenter le risque encouru par celui qui pratique une activité illégale. Toutefois, cette médiatisation pourrait entraîner une expansion de l'activité en attirant de nouveaux clients. Par conséquent, il est nécessaire que cette médiatisation soit postérieure au renforcement des mesures de régulations et à la mise en place du système de contribution systématique à la conservation.

## 5. Conclusion

D'après nos analyses, les deux conditions d'occurrence d'un effet Allee anthropogénique sont remplies. La première hypothèse plutôt intuitive de corrélation positive entre la rareté de l'espèce et sa valeur est validée. Les chasseurs sont prêts à payer des sommes d'argent élevées pour chasser une espèce rare (Palazy *et al.* 2012), potentiellement attirés par la difficulté de la chasse de ces espèces, et le prix du trophée s'accroît lorsque l'indice de rareté de l'espèce augmente (Prescott *et al.* 2012). La deuxième hypothèse d'une demande forte qui stimule une augmentation des prix suffisante pour que l'exploitation reste profitable malgré l'accroissement des coûts d'exploitation est également validée. En effet, d'une manière contre-intuitive, l'augmentation de la rareté correspond à une augmentation des prises des chasses (Palazy *et al.* In press) ainsi que du nombre d'exportations légales et illégales (Palazy *et al.* 2011). De plus, les pratiques non-durables observées dans la chasse aux trophées, stimulées par les valeurs économiques démesurées de certains trophées, créaient des conditions propices à l'apparition d'un vortex d'extinction pour les espèces les plus

valorisées. Leur valeur économique peut cependant être un atout pour le financement de mesures de conservation. Ainsi, les conditions d'exploitation, la limitation des prélèvements et les mesures de contrôle doivent être établies et appliquées avec beaucoup de précaution pour ces espèces.

Face à une population humaine dont la taille, les problèmes de malnutrition et les maladies s'accroissent, la valorisation économique des espèces sauvages dans leur milieu naturel afin qu'elles bénéficient directement aux communautés locales doit devenir une priorité. Quelque soit la méthode choisie (consommatrice ou non-consommatrice), les communautés locales doivent avoir un intérêt dans la conservation de la vie sauvage et être intégrées dans les processus de prises de décision pour que le programme de conservation puisse être un succès. Dans le cas contraire, le déclin des espèces naturelles est fort probable. Au Kenya, l'interdiction de toute forme d'exploitation consommatrice en 1977 et la quasi inexistence des revenus perçus par les communautés locales à partir des activités d'exploitation non-consommatrices des espèces sauvages (Damm 2012) a entraîné un grave déclin des ressources naturelles à la fois à l'intérieur et à l'extérieur des zones protégées (*i.e.*, 60 à 70 % de perte des espèces sauvages de grande taille; Booth 2005; Norton-Griffiths 2007). L'expansion des zones agricoles et de l'élevage, qui sont les seules formes d'utilisation des terres qui apportent un revenu aux communautés locales, en sont une cause majeure. Les pays les plus riches en espèces ayant également une population grandissante, cette situation a de fortes chances de se reproduire si la faune sauvage dans son milieu naturel n'a pas rapidement une valeur économique plus grande que l'extraction de la ressource.

---

## Références

- Aburto-Oropeza, O., Erisman, B., Galland, G.R., Mascareñas-Osorio, I., Sala, E. & Ezcurra, E. (2011). Large Recovery of Fish Biomass in a No-Take Marine Reserve. *PLoS ONE*, 6, e23601.
- Adams, W.M. (1992). *Green development: Environment and sustainability in the third world*. Routledge, New-York, USA.
- Adams, W.M., Brockington, D., Dyson, J. & Vira, B. (2003). Managing tragedies: understanding conflict over common pool resources. *Science*, 302, 1915–6.
- Alexander, R.D. (1974). The evolution of social behavior. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 325–383.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Bernedo, F., Dutton, P.H., Seminoff, J.A. & Godley, B.J. (2011). Small-scale fisheries of Peru: a major sink for marine turtles in the Pacific. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1432–1440.
- Allee, W.C. (1931). *Animal aggregations, a study in general sociology*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Allendorf, F.W., England, P.R., Luikart, G., Ritchie, P.A. & Ryman, N. (2008). Genetic effects of harvest on wild animal populations. *Trends in ecology & evolution*, 23, 327–37.
- Allendorf, F.W. & Hard, J.J. (2009). Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, 9987–9994.
- Alvarez, L., Alvarez, W., Asaro, F. & Michel, H. (1980). Extraterrestrial cause for the Cretaceous-Tertiary extinction. *Science*, 208, 1095–1108.
- Anderson, D.R. (2001). The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 1294–1297.
- Angulo, E. & Courchamp, F. (2009). Rare species are valued big time. *PloS one*, 4, e5215.
- Angulo, E., Deves, A.-L., Saint Jalmes, M. & Courchamp, F. (2009). Fatal attraction: rare species in the spotlight. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 276, 1331–7.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., et al. (2007). Understanding the Complexity of Catch-and-Release in Recreational Fishing: An Integrative Synthesis of Global Knowledge from Historical, Ethical, Social, and Biological Perspectives. *Reviews in Fisheries Science*, 15, 75–167.
- Arnason, R., Kelleher, K. & Willmann, R. (2009). *The Sunken Billions: The Economic Justification for Fisheries Reform*. Washington, DC, USA.
- Awise, J.C., Hubbell, S.P. & Ayala, F.J. (2008). In the light of evolution II: Biodiversity and extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 11453–11457.
- Azrina, A., Or, O.C. & Kamal, S.F. (2011). *Collectors and Traders: A study of Orang Asli involvement in wildlife trade in the Belum-Temengor Complex, Perak*. Kuala Lumpur, Malaysia.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. & Stuart, S.N. (2004). *2004 IUCN Red List of Threatened Species: a Global Species Assessment*. Cambridge, UK.
- Bain, D.E. (2002). *A model linking energetic effects of whale watching to killer whale (Orcinus orca) population dynamics*. Washington, USA.
- Baker, J.E. (1997). Trophy Hunting as a Sustainable Use of Wildlife Resources in Southern and Eastern Africa. *Journal of Sustainable Tourism*, 5, 306–321.
- Baldus, R.D. & Cauldwell, A.E. (2004). *Tourist hunting and its role in development of wildlife management areas in Tanzania*. Paris, France.
- Balme, G.A., Hunter, L. & Braczkowski, A.R. (2012). Applicability of age-based hunting regulations for African leopards. *PloS one*, 7, e35209.
- Balmford, A., Gravestock, P., Hockley, N., McClean, C.J. & Roberts, C.M. (2004). The worldwide costs of marine protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101, 9694–7.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., et al. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology letters*, 9, 1146–56.
- Barnes, J. (2001). Economic returns and allocation of resources in the wildlife sector of Botswana. *South African Journal of Wildlife Research*, 31, 141–153.
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., et al. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471, 51–7.

- 
- Bauer, J. & Herr, A. (2004). Hunting and Fishing Tourism. In: *Wildlife Tourism: Impacts, Management and Planning* (ed. Higginbottom, K.). Common Ground Publishing, p. 277.
- Baum, J.K., Myers, R. a, Kehler, D.G., Worm, B., Harley, S.J. & Doherty, P. a. (2003). Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science*, 299, 389–92.
- Beck, M.W., Brumbaugh, R.D., Airoidi, L., Carranza, A., Coen, L.D., Crawford, C., *et al.* (2011). Oyster Reefs at Risk and Recommendations for Conservation, Restoration, and Management. *BioScience*, 61, 107–116.
- Becker, C.G. & Loyola, R.D. (2007). Extinction risk assessments at the population and species level: implications for amphibian conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17, 2297–2304.
- Begg, C.M. & Begg, K.S. (2010). *The youngest Niassa Carnivore Project supporter at the Mbamba village lion fun days.*
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W. & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15, 365–377.
- Bengtson, S.-A. (1984). Breeding ecology and extinction of the great auk (*Pinguinus impennis*): Anecdotal evidence and conjectures. *The Auk*, 101, 1–12.
- Bennett, B.E., Eves, H., Robinson, J. & Wilkie, D. (2002). Why is Eating Bushmeat. *Conservation Biology In Practice*, 3, 2–3.
- Berec, L., Angulo, E. & Courchamp, F. (2007). Multiple Allee effects and population management. *Trends in ecology & evolution*, 22, 185–91.
- Berger, J. (1997). Population Constraints Associated with the Use of Black Rhinos as an Umbrella Species for Desert Herbivores. *Conservation Biology*, 11, 69–78.
- Berkes, F. (2003). Alternatives to Conventional Management : Lessons from Small-Scale Fisheries. *Environments*, 31, 5–19.
- Berkes, F. & Colding, J. (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological applications*, 10, 1251–1262.
- Bevacqua, D., Capoccioni, F., Melià, P., Vincenzi, S., Pujolar, J.M., De Leo, G.A., *et al.* (2012). Fishery-Induced Selection for Slow Somatic Growth in European Eel. *PLoS ONE*, 7, e37622.
- Bisi, J., Liukkonen, T., Mykrä, S., Pohja-Mykrä, M. & Kurki, S. (2010). The good bad wolf— wolf evaluation reveals the roots of the Finnish wolf conflict. *European Journal of Wildlife Research*, 56, 771–779.
- Bissonette, J.A., Kassar, C.A. & Cook, L.J. (2008). Assessment of costs associated with deer–vehicle collisions: human death and injury, vehicle damage, and deer loss. *Human-Wildlife Interactions*, 2, 17–27.
- Bloom, D.E., Canning, D. & Fink, G. (2008). Urbanization and the wealth of nations. *Science*, 319, 772–775.
- Bodmer, R.E., Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. (1997). Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation biology*, 11, 460–466.
- Bond, I., Child, B., De la Harpe, D., Jones, B., Barnes, J. & Anderson, H. (2004). Private land contribution to conservation in South Africa. In: *Parks in transition* (ed. Child, B.). Earthscan, London, UK, pp. 29–61.
- Bonenfant, C., Pelletier, F., Garel, M. & Bergeron, P. (2009). Age-dependent relationship between horn growth and survival in wild sheep. *The Journal of animal ecology*, 78, 161–71.
- Bongaarts, J. (2009). Human population growth and the demographic transition. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, 2985–90.
- Boogert, N.J., Paterson, D.M. & Laland, K.N. (2006). The Implications of Niche Construction and Ecosystem Engineering for Conservation Biology. *BioScience*, 56, 570.
- Booth, V. (2002). *Analysis of wildlife markets (sport hunting and tourism)*. Harare, Zimbabwe.
- Booth, V. (2005). *International and regional best practices and lessons applicable to sport and recreational hunting in South Africa*. Pretoria, South Africa.
- Booth, V.R. (2009). *A Comparison of the Prices of Hunting Tourism in Southern and Eastern Africa*. Budapest, Hungary.
- Booth, V.R. (2010). *Contribution of Wildlife to National Economies*. Budapest, Hungary.
- Brander, J.A. & Taylor, M.S. (1998). The Simple Economics of Easter Island: A Ricardo-Malthus Model of Renewable Resource Use. *The American economic review*, 88, 119–138.
- Brashares, J.S., Arcese, P., Sam, M.K., Coppolillo, P.B., Sinclair, a R.E. & Balmford, A. (2004). Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in West Africa. *Science*, 306, 1180–3.
- Braunisch, V., Home, R., Pellet, J. & Arlettaz, R. (2012). Conservation science relevant to action: A research agenda identified and prioritized by practitioners. *Biological Conservation*, 153, 201–210.
- Breslow, N. (1970). A generalized Kruskal-Wallis test for comparing K samples subject to unequal patterns of censorship. *Biometrika*, 57, 579–594.
- Brightsmith, D., Stronza, a & Holle, K. (2008). Ecotourism, conservation biology, and volunteer tourism: A mutually beneficial triumvirate. *Biological Conservation*, 141, 2832–2842.

- Bro-Jørgensen, J. (2007). The intensity of sexual selection predicts weapon size in male bovinds. *Evolution; international journal of organic evolution*, 61, 1316–26.
- Brockmann, H., Delhey, J., Welzel, C. & Yuan, H. (2008). The China Puzzle: Falling Happiness in a Rising Economy. *Journal of Happiness Studies*, 10, 387–405.
- Bundy, A. & Fanning, L.P. (2005). Can Atlantic cod (*Gadus morhua*) recover? Exploring trophic explanations for the non-recovery of the cod stock on the eastern Scotian Shelf, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 1474–1489.
- Bunnefeld, N., Hoshino, E. & Milner-Gulland, E.J. (2011). Management strategy evaluation: a powerful tool for conservation? *Trends in ecology & evolution*, 26, 441–447.
- Burger, J.R., Allen, C.D., Brown, J.H., Burnside, W.R., Davidson, A.D., Fristoe, T.S., *et al.* (2012). The Macroecology of Sustainability. *PLoS Biology*, 10, e1001345.
- Burney, D. a & Flannery, T.F. (2005). Fifty millennia of catastrophic extinctions after human contact. *Trends in ecology & evolution*, 20, 395–401.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2002. Springer, New-York, USA.
- Bürgener, M. (2008). *The Illegal Trade in South African Abalone*. TRAFFIC East/Southern Africa.
- Calder, W.A. (1984). *Size, fonction and life history*. Dover publ. Cambridge, USA.
- Campbell, L.M. & Vainio-mattila, A. (2003). Participatory Development and Community-Based Conservation : Opportunities Missed for Lessons Learned ? *Human Ecology*, 31, 417–437.
- Carbone, C., Toit, J. Du & Gordon, I. (1997). Feeding success in African wild dogs: does kleptoparasitism by spotted hyenas influence group size? *Journal of Animal Ecology*, 66, 318–326.
- Cardillo, M., Mace, G.M., Jones, K.E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O.R.P., Sechrest, W., *et al.* (2005). Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science*, 309, 1239–41.
- Cardinale, B.J. (2011). Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature*, 472, 86–89.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., *et al.* (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59–67.
- Caro, T., Darwin, J., Forrester, T., Ledoux-Bloom, C. & Wells, C. (2011). Conservation in the Anthropocene. *Conservation biology*, 26, 185–188.
- Caro, T.M. & O’Doherty, G. (1999). On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. *Conservation Biology*, 13, 805–814.
- Caro, T.M., Pelkey, N., Borner, M., Severre, E.L.M., Campbell, K.L.I., Huish, S. a, *et al.* (1998). The impact of tourist hunting on large mammals in Tanzania: an initial assessment. *African Journal of Ecology*, 36, 321–346.
- Carrete, M. & Tella, J. (2008). Wild-bird trade and exotic invasions: a new link of conservation concern? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 207–211.
- Carrillo, M. & Ritter, F. (2010). Increasing numbers of ship strikes in the Canary Islands : proposals for immediate action to reduce risk of vessel-whale collisions. *Journal of Cetacean Research and Management*, 11, 131–138.
- Caughley, G. & Gunn, A. (1996). *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell. Cambridge, USA.
- Ceballos, G. & Ehrlich, P. (2002). Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296, 904–907.
- Ceballos-Lascuráin, H. (1996). *Tourism, ecotourism and protected areas*. Island press, Gland, Switzerland.
- Du Chaillu, P. (1863). *Voyages et aventures en Afrique Equatoriale*. Centre culturel français de Libreville-Sépie, Paris.
- Chapron, G., Miquelle, D., Lambert, A., Goodrich, J.M., Legendre, S. & Clobert, J. (2008). The impact on tigers of poaching versus prey depletion. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1667–1674.
- Chardonnet, P., Des Clers, B., Fischer, J., Gerhold, R., Jori, F. & Lamarque, F. (2002). The value of wildlife. *Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics)*, 21, 15–51.
- Chase, K. (2003). *Firearms: A Global History to 1700*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Chazdon, R.L., Peres, C. a, Dent, D., Sheil, D., Lugo, A.E., Lamb, D., *et al.* (2009). The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation biology*, 23, 1406–17.
- Cheung, F. (2011). Made in China. *Nature*, 480, 8–9.
- Child, B. (1996). The practice and principles of community-based wildlife management in Zimbabwe: the CAMPFIRE programme. *Biodiversity and Conservation*, 5, 369–398.
- Cinner, J.E. & McClanahan, T.R. (2006). Socioeconomic factors that lead to overfishing in small-scale coral reef fisheries of Papua New Guinea. *Environmental Conservation*, 33, 73.
- CITES. (2012). *Sixty-second meeting of the CITES Standing Committee, SC62 Doc. 46.1*. Geneva, Switzerland.

- Ciucci, P. & Boitani, L. (2008). The Apennine Brown Bear : A Critical Review of Its Status and Conservation Problems. *Ursus*, 19, 130–145.
- Clapham, P.J., Young, S.B. & Brownell, R.L. (1999). Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. *Mammal Review*, 29, 37–62.
- Clark, C.W. (1973). The economics of overexploitation. *Science*, 181, 630–634.
- Clark, C.W. (1990). *Mathematical bioeconomics: Optimal management of renewable resources*. Wiley, New Jersey, USA.
- Coghlan, M.L., Haile, J., Houston, J., Murray, D.C., White, N.E., Moolhuijzen, P., *et al.* (2012). Deep Sequencing of Plant and Animal DNA Contained within Traditional Chinese Medicines Reveals Legality Issues and Health Safety Concerns. *PLoS Genetics*, 8, e1002657.
- Collar, N. (1996). The reasons for Red Data Books. *Oryx*, 30, 121–130.
- Coltman, D.W., Festa-Bianchet, M., Jorgenson, J.T. & Strobeck, C. (2002). Age-dependent sexual selection in bighorn rams. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 269, 165–72.
- Coltman, D.W., O'Donoghue, P., Jorgenson, J.T., Hogg, J.T., Strobeck, C. & Festa-Bianchet, M. (2003). Undesirable evolutionary consequences of trophy hunting. *Nature*, 426, 655–658.
- Connif, R. (2011). An African Success: In Namibia, The People and Wildlife Coexist. *Yale Environment* 360.
- Conover, M.R., Pitt, W.C., Kessler, K.K., Dubow, T.J. & Sanborn, W.A. (1995). Review of human injuries, illnesses, and economic losses caused by wildlife in the United States. *Wildlife Society Bulletin*, 23, 407–414.
- Cooke, S.J. & Cowx, I.G. (2004). The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience*, 54, 857–859.
- Coppolillo, P. (2004). Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation*, 115, 419–430.
- Corlett, R. (2007). The impact of hunting on the mammalian fauna of tropical Asian forests. *Biotropica*, 39, 292–303.
- COSEWIC. (2003). *COSEWIC assessment and update status report on the Atlantic cod Gadus morhua in Canada*. Ottawa, Canada.
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S.D., Deschenes, O. & Lester, S.E. (2012). Status and Solutions for the World's Unassessed Fisheries. *Science*, 338, 517–520.
- Courchamp, F., Angulo, E., Rivalan, P., Hall, R.J., Signoret, L., Bull, L., *et al.* (2006). Rarity value and species extinction: the anthropogenic Allee effect. *PLoS biology*, 4, e415.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T. & Grenfell, B. (1999). Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in ecology & evolution*, 14, 405–410.
- Courchamp, F., Rasmussen, G. & Macdonald, D. (2002). Small pack size imposes a trade-off between hunting and pup-guarding in the painted hunting dog *Lycaon pictus*. *Behavioral Ecology*, 13, 20–27.
- Cousins, J.A., Sadler, J.P. & Evans, J. (2008). Exploring the Role of Private Wildlife Ranching as a Conservation Tool in South Africa : Stakeholder Perspectives. *Ecology And Society*, 13, 1–17.
- Croes, B.M., Funston, P.J., Rasmussen, G., Buij, R., Saleh, a., Tumenta, P.N., *et al.* (2011). The impact of trophy hunting on lions (*Panthera leo*) and other large carnivores in the Bénoué Complex, northern Cameroon. *Biological Conservation*, 144, 3064–3072.
- Croes, J.J., Milner-gulland, E.J. & Shepherd, C.R. (2012). *Closing Shop? An analysis of cultural, spatial and temporal trends of Indonesian wildlife markets through traders' eyes*.
- Damm, G.R. (2005). Hunting in South Africa: Facts, Risks, Opportunities. *African indaba*, 3, 1–20.
- Damm, R. (2012). Urgently Revise the Wildlife Law in Kenya. *African Indaba eNewsletter*, 10, 1–22.
- Damuth, J. (1981). Population density and body size in mammals. *Nature*, 290, 1980–1981.
- Davidson, Z., Valeix, M., Loveridge, A.J., Madzikanda, H. & Macdonald, D.W. (2011). Socio-spatial behaviour of an African lion population following perturbation by sport hunting. *Biological Conservation*, 144, 114–121.
- Davies, R.W.D., Cripps, S.J., Nickson, a. & Porter, G. (2009). Defining and estimating global marine fisheries bycatch. *Marine Policy*, 33, 661–672.
- Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P. & Villafuerte, R. (2008). Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean basin hotspot. *Conservation biology*, 22, 1106–1117.
- DeMatteo, K.E. & Loiselle, B. a. (2008). New data on the status and distribution of the bush dog (*Speothos venaticus*): Evaluating its quality of protection and directing research efforts. *Biological Conservation*, 141, 2494–2505.
- Dexel, B. (2002). *The Illegal Trade in Snow Leopards – A Global Perspective*. Bonn, Germany.
- Diamond, J. (2007). Easter Island revisited. *Science*, 317, 1692–1694.
- Diamond, J. (2008). What's Your Consumption Factor? *The New York Times*.
- Diana, J. (2009). Aquaculture production and biodiversity conservation. *BioScience*, 59, 27–38.

- 
- Diener, E. & Biswas-Diener, R. (2002). Will money increase subjective well-being? *Social Indicators Research*, 57, 119–169.
- Dobson, A., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G.S., Keymer, J., McGlade, J., *et al.* (2006). Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology*, 87, 1915–24.
- Dobson, J. (2012). Ethical issues in trophy hunting. In: *Controversies in tourism* (eds. Moufakkir, O. & Burns, P.M.). Croydon, UK, pp. 86–98.
- Dray, S. & Dufour, A. (2007). The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22, 1–20.
- Drury, R. (2009). Reducing urban demand for wild animals in Vietnam: examining the potential of wildlife farming as a conservation tool. *Conservation Letters*, 2, 263–270.
- Dryden, G.M. & Craig-Smith, S.J. (2004). Safari Hunting of Australian Exotic Wild Game. *Safari Hunting of Australian Exotic Wild Game*, 4, 178 pp.
- Dubois, B. & Laurent, G. (1998). The new age of luxury living. *Financial Times Mastering Management Review*, 437, 32–35.
- Duffy, J.E. (2009). Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 437–444.
- Dunham, K.M., Ghiurghi, A., Cumbi, R. & Urbano, F. (2010). Human–wildlife conflict in Mozambique: a national perspective, with emphasis on wildlife attacks on humans. *Oryx*, 44, 185–193.
- Ehrlich, P.R. & Ehrlich, A.H. (1992). The Value of Biodiversity. *Ambio*, 21, 219–226.
- Eldredge, N. (2011). The Sixth Extinction. *American Institute of Biological Sciences*, 1–6.
- Eliason, S.L. (2008). A Statewide Examination of Hunting and Trophy Nonhuman Animals: Perspectives of Montana Hunters. *Society & Animals*, 16, 256–278.
- Eliason, S.L. (2012). Trophy Poaching: A Routine Activities Perspective. *Deviant Behavior*, 33, 72–87.
- Erwin, D.H. (2008). Extinction as the loss of evolutionary history. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 11520–11527.
- Estes, J. a & Palmisano, J.F. (1974). Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science (New York, N.Y.)*, 185, 1058–60.
- Estes, J. a, Terborgh, J., Brashares, J.S., Power, M.E., Berger, J., Bond, W.J., *et al.* (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333, 301–306.
- Evans, D.M., Barnard, P., Koh, L.P., Chapman, C.A., Altwegg, R., Garner, T.W.J., *et al.* (2012). Funding nature conservation: who pays? *Animal Conservation*, 15, 215–216.
- Evans, M.C., Watson, J.E.M., Fuller, R.A., Venter, O., Bennett, S.C., Marsack, P.R., *et al.* (2011). The Spatial Distribution of Threats to Species in Australia. *BioScience*, 61, 281–289.
- Fa, J.E. & Brown, D. (2009). Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: a review and synthesis. *Mammal Review*, 39, 231–264.
- FAO. (2004). *The state of world fisheries and aquaculture*. Rome, Italy.
- FAO. (2012). *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture*. Rome, Italy.
- Fazey, I., Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2005). What do conservation biologists publish? *Biological Conservation*, 124, 63–73.
- Feeny, D., Berkes, F., Mccay, B.J. & Acheson, J.M. (1990). The tragedy of the commons: twenty-two years later. *Human ecology*, 18, 1–19.
- Fenchel, T. (1974). Intrinsic rate of natural increase: The relationship with body size. *Oecologia*, 14, 317–326.
- Fernández-Olalla, M., Martínez-Abraín, A., Canut, J., García-Ferré, D., Afonso, I. & González, L.M. (2012). Assessing different management scenarios to reverse the declining trend of a relict capercaillie population: A modelling approach within an adaptive management framework. *Biological Conservation*, 148, 79–87.
- Festa-bianchet, M. (2003). Exploitative Wildlife Management as a Selective Pressure for Life-History Evolution of Large Mammals. In: *Animal behaviour and wildlife conservation* (eds. Festa-Bianchet, M. & Appollonio, M.). Island press, Washington, DC, USA, pp. 191–207.
- Festa-Bianchet, M., Jorgenson, J. & Réale, D. (2000). Early development, adult mass, and reproductive success in bighorn sheep. *Behavioral Ecology*, 11, 633–639.
- Fisher, M.C., Garner, T.W.J. & Walker, S.F. (2009). Global emergence of Batrachochytrium dendrobatidis and amphibian chytridiomycosis in space, time, and host. *Annual review of microbiology*, 63, 291–310.
- Flinn, M. V., Geary, D.C. & Ward, C. V. (2005). Ecological dominance, social competition, and coalitionary arms races. *Evolution and Human Behavior*, 26, 10–46.
- Foerster, S., Wilkie, D.S., Morelli, G. a, Demmer, J., Starkey, M., Telfer, P., *et al.* (2011). Correlates of Bushmeat Hunting among Remote Rural Households in Gabon, Central Africa. *Conservation biology*, 26, 335–344.
- Fowler, C. (1988). Population dynamics as related to rate of increase per generation. *Evolutionary Ecology*, 2, 197–204.

- Frangoudes, K., Marugán-Pintos, B. & Pascual-Fernández, J.J. (2008). From open access to co-governance and conservation: The case of women shellfish collectors in Galicia (Spain). *Marine Policy*, 32, 223–232.
- Freckleton, R.P., Harvey, P.H. & Pagel, M. (2002). Phylogenetic analysis and comparative data: a test and review of evidence. *The American naturalist*, 160, 712–26.
- Freeman, M.M.R. & Wenzel, G.W. (2006). The Nature and Significance of Polar Bear Conservation Hunting in the Canadian Arctic. *Arctic*, 59, 21–30.
- Frisina, M.R. & Tareen, S.N.A. (2009). Exploitation prevents extinction: case study of endangered himalayan sheep and goats. In: *Recreational Hunting, Conservation, and Rural Livelihoods* (eds. Dickson, B., Hutton, J. & Adams, W.M.). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp. 141–156.
- Fromentin, J. (2010). The Fate of Atlantic Bluefin Tuna. *Science*, 327, 1325–1326.
- Frost, P.G.H. & Bond, I. (2008). The CAMPFIRE programme in Zimbabwe: Payments for wildlife services. *Ecological Economics*, 65, 776–787.
- Fuller, H.N. (2003). *The Great Auk: The extinction of the original penguin*. Bunker Hill Publishing, New-York, USA.
- Gaillard, J. & Festa-Bianchet, M. (2000). Temporal Variation in Fitness Components and Population Dynamics of Large Herbivores. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 367–393.
- Gandy, S.E. & Reilly, B.K. (2004). Alternative trophy measuring techniques for African buffalo. *Koedoe*, 47, 119–124.
- Garel, M. (2006). *Conséquences de la chasse et des contraintes environnementales sur la démographie des populations d'ongulés*. Université Claude Bernard, Lyon, France.
- Garel, M., Cugnasse, J.-M., Maillard, D., Gaillard, J.-M., Hewison, J.M. & Dubray, D. (2007). Selective harvesting and habitat loss produce long-term life history changes in a mouflon population. *Ecological Applications*, 17, 1607–1618.
- Garel, M., Solberg, E.J., Saether, B.-E., Herfindal, I. & Høgda, K.-A. (2006). The length of growing season and adult sex ratio affect sexual size dimorphism in moose. *Ecology*, 87, 745–758.
- Garza-Gil, M.D., Varela-Lafuente, M.M., Caballero-Miguez, G. & Álvarez-Díaz, M. (2011). Analysing the profitability of the Spanish fleet after the anchovy moratorium using bootstrap techniques. *Ecological Economics*, 70, 1154–1161.
- Gault, A., Meinard, Y. & Courchamp, F. (2008). Consumers' taste for rarity drives sturgeons to extinction. *Conservation Letters*, 1, 199–207.
- Gelez, H. & Fabre-Nys, C. (2004). The “male effect” in sheep and goats: a review of the respective roles of the two olfactory systems. *Hormones and behavior*, 46, 257–71.
- Gerhardinger, L.C., Godoy, E.A.S. & Jones, P.J.S. (2009). Local ecological knowledge and the management of marine protected areas in Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 52, 154–165.
- Gibson, C.C. & Marks, S.A. (1995). Transforming rural hunters into conservationists: An assessment of community-based wildlife management programs in Africa. *World Development*, 23, 941–957.
- Gilardi, J.D. (2006). Captured for conservation: will cages save wild birds? A response to Cooney & Jepson. *Oryx*, 40, 24–26.
- Gillespie, R. (2008). Updating Martin's global extinction model. *Quaternary Science Reviews*, 27, 2522–2529.
- Ginsberg, J.R. & Milner-Gulland, E.J. (1994). Sex-Biased Harvesting and Population Dynamics in Ungulates: Implications for Conservation and Sustainable Use. *Conservation Biology*, 8, 157–166.
- Glikman, J.A., Vaske, J.J., Bath, A.J., Ciucci, P. & Boitani, L. (2011). Residents' support for wolf and bear conservation: the moderating influence of knowledge. *European Journal of Wildlife Research*, 58, 295–302.
- Goka, K., Kojima, H. & Okabe, K. (2004). Biological Invasion Caused by Commercialization of Stag Beetles in Japan. *Global Environmental Research*, 8, 67–74.
- Gopaldaswamy, A.M., Royle, J.A., Delampady, M., Nichols, J.D., Karanth, K.U. & Macdonald, D.W. (2012). Density estimation in tiger populations: combining information for strong inference. *Ecology*, 93, 1741–1751.
- Gordon, I.J., Hester, A.J. & Festa-Bianchet, M. (2004). The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *Journal of Applied Ecology*, 41, 1021–1031.
- Grafton, R. & Arnason, R. (2006). Incentive-based approaches to sustainable fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 710, 699–710.
- Grafton, R.Q., Kompas, T. & Hilborn, R.W. (2007). Economics of overexploitation revisited. *Science*, 318, 1601.
- Graham-Rowe, D. (2011). Endangered and in demand. *Nature*, 480, 101–103.
- Greenacre, M. (1984). *Theory and applications of correspondence analysis*. Academic p. London, UK.
- Greenway, (1967). *Extinct and Vanishing Birds of the World*. Dover, New York, USA.
- Grieser-Johns, A. & Thomson, J. (2005). *Going going gone: The illegal trade in wildlife in East and Southeast Asia*. Washington, USA.

- Griffin, R.M. & Bain, D.E. (2006). *Sound Exposure of Southern Resident Killer Whales*. Acoustic Monitoring Project.
- Grogan, J., Blundell, A.G., Landis, R.M., Youatt, A., Gullison, R.E., Martinez, M., *et al.* (2010). Over-harvesting driven by consumer demand leads to population decline: big-leaf mahogany in South America. *Conservation Letters*, 3, 12–20.
- Grooten, M., McLellan, R., Oerlemans, N. & Zwaal, N. (2010). *Living Planet Report 2010*. Netherlands, Wildlife Conservation Fund.
- Grosbois, V., Gimenez, O., Gaillard, J.M., Pradel, R., Barbraud, C., Clobert, J., *et al.* (2008). Assessing the impact of climate variation on survival in vertebrate populations. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 83, 357–399.
- Gunn, A.S. (2001). Environmental Ethics and Trophy Hunting. *Ethics & the Environment*, 6, 68–95.
- Guriev, S. & Rachinsky, A. (2009). The Evolution of personal wealth in the former Soviet Union and central and eastern Europe. In: *Personal wealth from a global perspective*. UNU-Wider, Helsinki, Finland, pp. 134–149.
- Gusset, M., Swarner, M.J., Mponwane, L., Keletile, K. & McNutt, J.W. (2009). Human–wildlife conflict in northern Botswana: livestock predation by Endangered African wild dog *Lycaon pictus* and other carnivores. *Oryx*, 43, 67–72.
- Hall, M. (1996). On bycatches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6, 319–352.
- Hall, R.J., Milner-Gulland, E.J. & Courchamp, F. (2008). Endangering the endangered: The effects of perceived rarity on species exploitation. *Conservation Letters*, 1, 75–81.
- Hall, S.J. & Mainprize, B.M. (2005). Managing by-catch and discards: how much progress are we making and how can we do better? *Fish and Fisheries*, 6, 134–155.
- Hames, R.B. (1979). A comparison of the efficiencies of the shotgun and the bow in neotropical forest hunting. *Human Ecology*, 7, 219–252.
- Hamman, K., Vrahimis, S. & Blom, H. (2003). Can current trends in the game industry be reconciled with nature conservation? In: *African Indaba yearbook* (ed. Damm, G.). Rivonia, South Africa, pp. 1–98.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, 162, 1243–1248.
- Hardy, B.L. & Moncel, M.-H. (2011). Neanderthal Use of Fish, Mammals, Birds, Starchy Plants and Wood 125-250,000 Years Ago. *PLoS ONE*, 6, e23768.
- Harper, C.A., Shaw, C.E., Fly, J.M. & Beaver, J.T. (2012). Attitudes and motivations of Tennessee deer hunters toward quality deer management. *Wildlife Society Bulletin*, 36, 277–285.
- Harrington, J.M., Myers, R.A. & Rosenberg, A.A. (2005). Wasted fishery resources: discarded by-catch in the USA. *Fish and Fisheries*, 6, 350–361.
- Harris, R., Wall, W. & Allendorf, F. (2002). Genetic Consequences of Hunting: What Do We Know and What Should We Do? *Wildlife Society Bulletin*, 30, 634–643.
- Harris, R.B., Pletscher, D.H., Loggers, C.O. & Miller, D.J. (1999). Status and trends of Tibetan plateau mammalian fauna, Yeniugou, China. *Biological Conservation*, 87, 13–19.
- Hastie, T. & Tibshirani, R. (1986). Generalized Additive Models. *Statistical Science*, 1, 297–310.
- Heinen, J., Yonzon, P. & Leisure, B. (1995). Fighting the illegal fur trade in Kathmandu, Nepal. *Conservation Biology*, 9, 246–248.
- Hiddink, J.G., Johnson, A.F., Kingham, R. & Hinz, H. (2011). Could our fisheries be more productive? Indirect negative effects of bottom trawl fisheries on fish condition. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1441–1449.
- Hoare, R.E. (1999). Determinants of human–elephant conflict in a land-use mosaic. *Journal of Applied Ecology*, 36, 689–700.
- Hobbs, J.-P.A., Jones, G.P. & Munday, P.L. (2011). Extinction risk in endemic marine fishes. *Conservation biology*, 25, 1053–1055.
- Hobday, A.J., Tegner, M.J., Haaker, P.L. & Box, G.P.O. (2001). Over-exploitation of a broadcast spawning marine invertebrate: Decline of the white abalone, 493–514.
- Hofer, D. (2002). *The lion's share of the hunt. Trophy hunting and conservation: A review of the legal Eurasian tourist hunting market and trophy trade under CITES*. TRAFFIC Europe regional report, Brussels, Belgium.
- Holand, Ø., Mysterud, A., Røed, K.H., Coulson, T., Gjøstein, H., Weladji, R.B., *et al.* (2006). Adaptive adjustment of offspring sex ratio and maternal reproductive effort in an iteroparous mammal. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103, 293–9.
- Holling, C.S. (1978). *Adaptive environmental assessment and management*. Wiley. New York, USA.
- Home, R., Keller, C., Nagel, P., Bauer, N. & Hunziker, M. (2009). Selection criteria for flagship species by conservation organizations. *Environmental Conservation*, 36, 139–148.
- Hubbell, S. & He, F. (2008). How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 11498–11504.

- 
- Hucke-Gaete, R., Osman, L.P., Moreno, C.A. & Torres, D. (2004). Examining natural population growth from near extinction: the case of the Antarctic fur seal at the South Shetlands, Antarctica. *Polar Biology*, 27, 304–311.
- Humavindu, M.N. & Barnes, J.I. (2003). Trophy hunting in the Namibian economy : an assessment. *South African Journal of Wildlife Research*, 33, 65–70.
- Hunter, J.A. (1952). *Chasses tropicales: les aventures et les expériences d'un guide de chasse en Afrique*. Payot, Paris.
- Hutchings, J.A. (2000). Collapse and recovery of marine fishes. *Nature*, 406, 882–885.
- Hutchings, J.A. (2005). Life history consequences of overexploitation to population recovery in Northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 824–832.
- Isaacs, J. (2000). The limited potential of ecotourism to contribute to wildlife conservation. *Wildlife Society Bulletin*, 28, 61–69.
- IUCN. (2010). The IUCN red list of threatened species, version 2010.3 [WWW Document]. URL <http://www.iucnredlist.org/initiatives/mammals>
- IUCN SSC. (2012). *IUCN SSC Guiding Principles on Trophy Hunting as a Tool for Creating Conservation Incentives (Version 1.0.)*. Gland, Switzerland.
- IUCN-PAPACO. (2009). *Big game hunting in West Africa: What is its contribution to conservation?* IUCN\_PAPACO. Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.
- Jablonski, D. & Chaloner, W. (1994). Extinctions in the Fossil Record. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 344, 11–17.
- Jachmann, H., Berry, P. & Imae, H. (1995). Tusklessness in African elephants: a future trend. *African Journal of Ecology*, 33, 230–235.
- Jackson, J.B.C. (2008). Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 11458–11465.
- James, A.N., Gaston, K.J. & Balmford, A. (1999). Balancing the Earth's accounts. *Nature*, 401, 323–324.
- Jenkins, R.K.B., Keane, A., Rakotoarivelo, A.R., Rakotomboavonjy, V., Randrianandrianina, F.H., Razafimanahaka, H.J., *et al.* (2011). Analysis of patterns of bushmeat consumption reveals extensive exploitation of protected species in Eastern Madagascar. *PloS one*, 6, e27570.
- Jerozolinski, A. & Peres, C.A. (2003). Bringing home the biggest bacon : a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests, 111, 415–425.
- Johnson, J.B. & Omland, K.S. (2004). Model selection in ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, 19, 101–108.
- Johnson, P.J., Kansky, R., Loveridge, A.J. & Macdonald, D.W. (2010). Size, rarity and charisma: valuing African wildlife trophies. *PloS one*, 5, e12866.
- Jones, B. & Weaver, C. (2009). CBNRM in Namibia: growth, trends, lessons and constraints. In: *Evolution and Innovation in Wildlife Conservation in Southern Africa* (eds. Suich, H., Child, B. & Spenceley, A.). Earthscan, London, UK, pp. 223–242.
- Jones, P.J.S. & Burgess, J. (2005). Building partnership capacity for the collaborative management of marine protected areas in the UK: a preliminary analysis. *Journal of environmental management*, 77, 227–243.
- Kameoka, S. & Kiyono, H. (2003). *A Survey of the Rhinoceros Beetle and Stag Beetle Market in Japan*. TRAFFIC East Asia-Japan, Tokyo, Japan.
- Kar, T.K. & Ghosh, B. (2012). Sustainability and optimal control of an exploited prey predator system through provision of alternative food to predator. *Bio Systems*, 109, 220–32.
- Kasterine, A., Arbeid, R., Caillabet, O. & Natusch, D. (2012). *The trade in South-East Asian python skins*. Geneva, Switzerland.
- Kennedy, K. a. R. (2004). Slings and arrows of predaceous fortune: Asian evidence of prehistoric spear use. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews*, 13, 127–131.
- Kerr, J.T. (1994). Effects of human activity on global extinction risk. *Conservation Biology*, 9, 1528–1538.
- Kindberg, J., Ericsson, G. & Swenson, J.E. (2009). Monitoring rare or elusive large mammals using effort-corrected voluntary observers. *Biological Conservation*, 142, 159–165.
- Kiss, A. (2004). Is community-based ecotourism a good use of biodiversity conservation funds? *Trends in ecology & evolution*, 19, 232–7.
- Koch, P.L. & Barnosky, A.D. (2006). Late Quaternary Extinctions: State of the Debate. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 215–250.
- Komers, P.E., Birgersson, B. & Ekvall, K. (1999). Timing of estrus in fallow deer is adjusted to the age of available mates. *The American Naturalist*, 153, 431–436.
- Kotler, P., Armstrong, G., Wong, V. & Saunders, J.A. (2008). *Principles of marketing*. 5th Revise. Pitman Publishing, London, UK.

- 
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R.K., Helm, A., Kuussaari, M., *et al.* (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, 13, 597–605.
- Kruuk, E.B., Slate, J., Pemberton, J.M., Brotherstone, S., Guinness, F. & Clutton-Brock, T. (2002). Antler size in red deer: Heritability and selection but no evolution. *Evolution*, 56, 1683–95.
- Krüger, O. (2005). The role of ecotourism in conservation: panacea or Pandora's box? *Biodiversity and Conservation*, 14, 579–600.
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S. & Podesta, M. (2001). Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science*, 17, 35–75.
- Langen, T. a., Ogden, K.M. & Schwarting, L.L. (2009). Predicting hot spots of herpetofauna road mortality along highway networks. *Journal of Wildlife Management*, 73, 104–114.
- Leader-williams, N. (2009). Conservation and hunting: Friends or foes? In: *Recreational Hunting, Conservation, and Rural Livelihoods* (eds. Dickson, B., Hutton, J. & Adams, W.M.). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp. 9–24.
- Leader-Williams, N., Baldus, R.D. & Smith, R.J. (2009). The influence of corruption on the conduct of recreational hunting. In: *Recreational Hunting, Conservation and Rural Livelihoods* (eds. Dickson, B., Hutton, J. & Adams, W.M.). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp. 296–316.
- Leader-Williams, N. & Hutton, J. (2005). Does extractive use provide opportunities to reduce conflicts between people and wildlife? In: *People and wildlife: conflict or coexistence?* (eds. Woodroffe, R., Thirgood, S.J. & Rabinowitz, A.). Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 140–161.
- Leader-williams, N., Kayera, J.A. & Overton, G.L. (1993). Tourist Hunting in Tanzania. *Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission*, 14, 136 pp.
- Leader-Williams, N., Milledge, S., Adcock, K., Brooks, M., Conway, a., Knight, M., *et al.* (2005). Trophy Hunting of Black Rhino *Diceros bicornis* : Proposals to Ensure Its Future Sustainability. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, 8, 1–11.
- Leader-Williams, N., Smith, R.J. & Walpole, M.J. (2001). Elephant hunting and conservation. *Science*, 293, 2203–4.
- Lee, C., Diong, C., Goh, B., Stuebing, R. & Junau, D. (2011). Towards achieving maximum sustainable yield management of the bearded pig (*Sus barbatus*) in a logged-over planted forest. *Journal of Biological Dynamics*, 5, 268–276.
- Levy, S. (2011). *Once and Future Giants: What Ice Age Extinctions Tell Us About the Fate of Earth's Largest Animals*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Lewis, D.M. & Alpert, P. (1997). Trophy Hunting and Wildlife Conservation in Zambia. *Conservation Biology*, 11, 59–68.
- Lewison, R.L., Freeman, S.A. & Crowder, L.B. (2004). Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters*, 7, 221–231.
- Libecap, G.D. (2009). The tragedy of the commons: property rights and markets as solutions to resource and environmental problems. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 53, 129–144.
- Lindsey, P., Alexander, R., Frank, L.G., Mathieson, A. & Romanach, S.S. (2006). Potential of trophy hunting to create incentives for wildlife conservation in Africa where alternative wildlife-based land uses may not be viable. *Animal Conservation*, 9, 283–291.
- Lindsey, P., Frank, L., Alexander, R., Mathieson, A. & Romañach, S. (2007a). Trophy hunting and conservation in Africa: problems and one potential solution. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 21, 880–3.
- Lindsey, P., Romañach, S.S. & Davies-Mostert, H.T. (2009). The importance of conservancies for enhancing the value of game ranch land for large mammal conservation in southern Africa. *Journal of Zoology*, 277, 99–105.
- Lindsey, P., Romañach, S.S., Matema, S., Matema, C., Mupamhadzi, I. & Muvengwi, J. (2011). Dynamics and underlying causes of illegal bushmeat trade in Zimbabwe. *Oryx*, 45, 84–95.
- Lindsey, P., Roulet, P. & Romanach, S. (2007b). Economic and conservation significance of the trophy hunting industry in sub-Saharan Africa. *Biological Conservation*, 134, 455–469.
- Lindsey, P. & Taylor, A. (2011). *A study on the dehorning of african rhinoceroses as a tool to reduce the risk of poaching*. Endangered Wildlife Trust (EWT) and South African Department of Environmental Affairs (DEA).
- Lindsey, P., Du Toit, J.T. & Mills, M.G.L. (2005). Attitudes of ranchers towards African wild dogs *Lycan pictus*: Conservation implications on private land. *Biological Conservation*, 125, 113–121.
- Loison, A., Langvatn, R. & Solberg, E.J. (1999). Body mass and winter mortality in red deer calves: Disentangling sex and climate effects. *Ecography*, 22, 20–30.
- Loreau, M. (2000). Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos*, 91, 3–17.

- 
- Loreau, M. & Hector, A. (2001). Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*, 412, 72–76.
- Lorenzen, K., Beveridge, M.C.M. & Mangel, M. (2012). Cultured fish: integrative biology and management of domestication and interactions with wild fish. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 87, 639–660.
- Loveridge, A., Reynolds, J. & Milner-Gulland, E. (2006a). Does sport hunting benefit conservation? In: *Key Topics in Conservation Biology* (eds. Macdonald, D.W. & Service, K.). Blackwell, Oxford, UK, pp. 224–240.
- Loveridge, A.J., Packer, C. & Dutton, A. (2009). Science and the recreational hunting of lions. In: *Recreational Hunting, Conservation and Rural Livelihoods* (eds. Dickson, B., Hutton, J. & Adams, W.M.). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp. 108–123.
- Loveridge, A.J., Searle, A.W., Murindagomo, F. & Macdonald, D.W. (2006b). The impact of sport-hunting on the population dynamics of an African lion population in a protected area. *Biological Conservation*, 134, 548–558.
- Lowther, J., Cook, D. & Roberts, M. (2002). Crime and punishment: the wildlife trade. *WWF/TRAFFIC report*.
- Ludwig, D., Hilborn, R. & Waters, C. (1993). Uncertainty, resource exploitation, and conservation: Lessons from history. *Science*, 260, 17–36.
- Macdonald, D. (1983). The ecology of carnivore social behaviour. *Nature*, 301, 379–384.
- Macdonald, D., Loveridge, A. & Rabinowitz, A. (2010). Felid futures: crossing disciplines, borders and generations. In: *The biology and conservation of wild felids* (eds. Macdonald, D. & Loveridge, A.). Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 599–651.
- Macdonald, D.W., Johnson, P.J., Albrechtsen, L., Dutton, A., Seymour, S., Dupain, J.E.F., *et al.* (2011). Association of Body Mass with Price of Bushmeat in Nigeria and Cameroon. *Conservation Biology*, 25, 1220–1228.
- Mackenzie, B. & Myers, R. (2007). The development of the northern European fishery for north Atlantic bluefin tuna *Thunnus thynnus* during 1900–1950. *Fisheries Research*, 87, 229–239.
- Macleod, I.M.D. & Wilson, R.J. (2011). Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 12337–12342.
- Mainka, S. & Trivedi, M. (2002). *Links between biodiversity conservation, livelihoods and food security: The sustainable use of wild species for meat. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission*. The IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Mallon, D.P. & Kingswood, S.C. (2001). *Antelopes: Global survey and regional action plans. Part 4: North Africa, the middle East and Asia*. IUCN Status Survey and Conservation action plan, Gland, Switzerland.
- Mancini, A., Koch, V., Seminoff, J. a. & Madon, B. (2011). Small-scale gill-net fisheries cause massive green turtle *Chelonia mydas* mortality in Baja California Sur, Mexico. *Oryx*, 46, 1–9.
- Manfredo, M.J. & Dayer, A.A. (2004). Concepts for exploring the social aspects of human-wildlife conflict in a global context. *Human Dimensions of Wildlife: An International Journal*, 9, 1–20.
- Mangel, J.C., Alfaro-Shigueto, J., Van Waerebeek, K., Cáceres, C., Bearhop, S., Witt, M.J., *et al.* (2010). Small cetacean captures in Peruvian artisanal fisheries: High despite protective legislation. *Biological Conservation*, 143, 136–143.
- Mapstone, B.D., Little, L.R., Punt, a. E., Davies, C.R., Smith, a. D.M., Pantus, F., *et al.* (2008). Management strategy evaluation for line fishing in the Great Barrier Reef: Balancing conservation and multi-sector fishery objectives. *Fisheries Research*, 94, 315–329.
- Marker, L.L., Mills, M.G.L. & Macdonald, D.W. (2003). Factors Influencing Perceptions of Conflict and Tolerance toward Cheetahs on Namibian Farmlands. *Conservation Biology*, 17, 1290–1298.
- Martinet, V., De Lara, M., Pena, J. & Ramirez, H. (2010). Risk and sustainability : Assessing resource management procedures, 1–33.
- Marty, S. (2002). Sacrificial ram. *Canadian Geographic*, November/D, 37–50.
- Mascia, M.B., Brosius, J.P., Dobson, T.A., Forbes, B.C., Horowitz, L., McKean, M.A., *et al.* (2003). Conservation and the Social Sciences. *Conservation Biology*, 17, 649–650.
- Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Sánchez-Barbudo, I.S. & Mateo, R. (2012). Alleviating human-wildlife conflicts: identifying the causes and mapping the risk of illegal poisoning of wild fauna. *Journal of Applied Ecology*, 49, 376–385.
- Matsuyama, K. (2002). The Rise of Mass Consumption Societies. *Journal of Political Economy*, 110, 1035–1070.
- Mayaka, T.B., Hendricks, T., Wesseler, J. & Prins, H.H.T. (2005). Improving the benefits of wildlife harvesting in Northern Cameroon: A co-management perspective. *Ecological Economics*, 54, 67–80.

- McClanahan, T.R. & Omukoto, J.O. (2011). Comparison of Modern and Historical Fish Catches (AD 750-1400) to Inform Goals for Marine Protected Areas and Sustainable Fisheries. *Conservation biology*, 25, 945–955.
- McCrea-Strub, A., Zeller, D., Rashid Sumaila, U., Nelson, J., Balmford, A. & Pauly, D. (2011). Understanding the cost of establishing marine protected areas. *Marine Policy*, 35, 1–9.
- McCullough, D. (1996). Spatially structured populations and harvest theory. *The Journal of Wildlife Management*, 60, 1–9.
- Meijaard, E., Buchori, D., Hadiprakarsa, Y., Utami-Atmoko, S.S., Nurcahyo, A., Tjiu, A., *et al.* (2011). Quantifying killing of orangutans and human-orangutan conflict in Kalimantan, Indonesia. *PLoS one*, 6, e27491.
- Merilä, J., Kruuk, L.E. & Sheldon, B.C. (2001). Cryptic evolution in a wild bird population. *Nature*, 412, 76–79.
- Miller, B. & Ceballos, G. (1994). The prairie dog and biotic diversity. *Conservation biology*, 8, 677–681.
- Milliken, B.T. & Shaw, J. (2012). *The South Africa – Viet Nam Rhino Horn Trade Nexus : A deadly combination of institutional lapses, corrupt wildlife industry professionals and Asian crime syndicates*. TRAFFIC Report, Johannesburg, South Africa.
- Mills, L., Soulé, M. & Doak, D. (1993). The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. *BioScience*, 43, 219–224.
- Milner, J.M., Bonenfant, C., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Csányi, S. & Stenseth, N.C. (2006). Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology*, 43, 721–734.
- Milner, J.M., Nilsen, E.B. & Andreassen, H.P. (2007). Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores. *Conservation biology*, 21, 36–47.
- Milner-Gulland, E. & Bukreeva, O. (2003). Reproductive collapse in saiga antelope harems. *Nature*, 422, 135.
- Milner-Gulland, E., Kholodova, M., Bekenov, A., Bukreeva, O., Grachev, L., Amgalan, L., *et al.* (2001). Dramatic declines in saiga antelope populations. *Oryx*, 35, 340–345.
- Milner-Gulland, E.J., Arroyo, B., Bellard, C., Blanchard, J., Bunnefeld, N., Delibes-Mateos, M., *et al.* (2010). New directions in management strategy evaluation through cross-fertilization between fisheries science and terrestrial conservation. *Biology letters*, 6, 719–722.
- Milner-Gulland, E.J., Bennett, E.L. & SCB 2002 Annual Meeting Wild Meat Group. (2003). Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 351–357.
- Milner-Gulland, E.J. & Rowcliffe, J.M. (2007). *Conservation and sustainable use: A handbook of techniques*. Chemistry & Techniques. Oxford University Press, New York, USA.
- Mockrin, M.H. & Redford, K.H. (2011). Potential for spatial management of hunted mammal populations in tropical forests. *Conservation Letters*, 4, 255–263.
- Moleón, M., Sánchez-Zapata, J.A., Gil-Sánchez, J.M., Barea-Azcón, J.M., Ballesteros-Duperón, E. & Virgós, E. (2011). Laying the Foundations for a Human-Predator Conflict Solution: Assessing the Impact of Bonelli's Eagle on Rabbits and Partridges. *PLoS ONE*, 6, e22851.
- Morellet, N., Gaillard, J.M., Hewison, A.J.M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., *et al.* (2007). Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44, 634–643.
- Msoffe, F., Mturi, F.A., Galanti, V., Tosi, W., Wauters, L.A. & Tosi, G. (2007). Comparing data of different survey methods for sustainable wildlife management in hunting areas: the case of Tarangire–Manyara ecosystem, northern Tanzania. *European Journal of Wildlife Research*, 53, 112–124.
- Mulder, A.C. (2011). *Motivations of international trophy hunters choosing to hunt in South Africa*. Nelson Mandela Metropolitan University, South Africa.
- Mullon, C., Field, J.G., Thébaud, O., Cury, P. & Chaboud, C. (2012). Keeping the big fish: Economic and ecological tradeoffs in size-based fisheries management. *Journal of Bioeconomics*, 14, 267–285.
- Muth, R.M. & Bowe Jr, J.F. (1998). Illegal harvest of renewable natural resources in North America: Toward a typology of the motivations for poaching. *Society & Natural Resources*, 11, 9–24.
- Myers, N. & Knoll, A.H. (2001). The biotic crisis and the future of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98, 5389–5392.
- Myers, R.A. & Worm, B. (2005). Extinction, survival or recovery of large predatory fishes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360, 13–20.
- Mysterud, A. (2012). Trophy hunting with uncertain role for population dynamics and extinction of ungulates. *Animal Conservation*, 15, 14–15.
- Mysterud, A., Coulson, T. & Stenseth, N.C. (2002). The role of males in the dynamics of ungulate populations. *Journal of Animal Ecology*, 71, 907–915.
- Mysterud, A., Pérez-Barbería, F.J. & Gordon, I.J. (2001). The effect of season, sex and feeding style on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. *Oecologia*, 127, 30–39.

- 
- Möller, A. (1989). Ejaculate quality, testes size and sperm production in mammals. *Functional Ecology*, 3, 91–96.
- Nasi, R., Brown, D., Wilkie, D., Bennett, E., Tutin, C., Van Tol, G., *et al.* (2008). Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat Crisis. *CBD Technical Series*, 33, 50 pp.
- Natusch, D.J.D. & Lyons, J.A. (2012). Exploited for pets: the harvest and trade of amphibians and reptiles from Indonesian New Guinea. *Biodiversity and Conservation*, 21, 2899–2911.
- Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C., Clay, J., *et al.* (2000). Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, 405, 1017–1024.
- Nelson, F., Lindsey, P. & Balme, G. (2013). Trophy Hunting and Lion Conservation: A Question of Governance? *Oryx*, In press.
- New, T.R. (2005). “Inordinate Fondness”: A Threat to Beetles in South East Asia? *Journal of Insect Conservation*, 9, 147–150.
- Newmark, W.D., Manyanza, D.N., Gamassa, D.G.M. & Sariko, H.I. (1994). The conflict between wildlife and local people living adjacent to protected areas in Tanzania: human density as a predictor. *Conservation Biology*, 8, 249–255.
- Nicholls, H. (2012). Sex and the single rhinoceros. *Nature*, 485, 566–569.
- Nijman, V. (2010). An overview of international wildlife trade from Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation*, 19, 1101–1114.
- Nogueira, S.S.C. & Nogueira-Filho, S.L.G. (2011). Wildlife farming: an alternative to unsustainable hunting and deforestation in Neotropical forests? *Biodiversity and Conservation*, 20, 1385–1397.
- Nolan, M.L. & Nolan, S. (1998). Limits to ecotourism growth and sustainability: the Galapagos example. In: *Pacific Rim Tourism* (ed. Oppermann, M.). CAB International, Wallingford, UK, pp. 144–155.
- Nordhaus, W.D. (2002). *The health of nations: the contribution of improved health to living standards*. National bureau of economic research, Cambridge, UK.
- Norton, B.G. (2000). Biodiversity and environmental values : in search of a universal earth ethic. *Biodiversity and Conservation*, 9, 1029–1044.
- Norton-Griffiths, M. (2007). How Many Wildebeest do you need? *World Economics*, 8, 41–64.
- Noss, A.J. (1998). The Impacts of Cable Snare Hunting on Wildlife Populations in the Forests of the Central African Republic. *Conservation Biology*, 12, 390–398.
- Novacek, M.J. (2001). *The Biodiversity Crisis: Losing What Counts*. The New Press, New-York, USA.
- Novelli, M., Barnes, J.I. & Humavindu, M. (2006). The Other Side of the Ecotourism Coin: Consumptive Tourism in Southern Africa. *Journal of Ecotourism*, 5, 37–41.
- Noyes, J., Johnson, B., Bryant, L., Findholt, S. & Thomas, J. (1996). Effects of bull age on conception dates and pregnancy rates of cow elk. *The Journal of Wildlife Management*, 60, 508–517.
- Nshala, R. (1999). *Granting hunting blocks in Tanzania: the need for reform*. Lawyers’ environmental action team, Policy brief Vol 5, Dar es Salaam, Tanzania.
- Nunez-Iturri, G., Olsson, O. & Howe, H.F. (2008). Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. *Biological Conservation*, 141, 1536–1546.
- Nyahongo, J.W. & Røskaft, E. (2011). Perception of people towards lions and other wildlife killing humans, around Selous Game Reserve, Tanzania. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 3, 110–115.
- Nyhus, P.J., Tilson, R.L. & Tomlinson, J.L. (2003). Dangerous animals in captivity: Ex situ tiger conflict and implications for private ownership of exotic animals. *Zoo Biology*, 22, 573–586.
- Osterblom, H. & Bodin, O. (2012). Global Cooperation among Diverse Organizations to Reduce Illegal Fishing in the Southern Ocean. *Conservation biology*, 26, 638–648.
- Owen-Smith, N. (1988). *Megaherbivores: the influence of very large body size on ecology*. Cambridge University press, Cambridge, UK.
- Owino, A.O., Jillo, A.H. & Kenana, M.L. (2012). Socio-economics and wildlife conservation of a peri-urban national park in central Kenya. *Journal for Nature Conservation*, 20, 384–392.
- O’Connor, S., Campbell, R., Cortez, H. & Knowles, T. (2009). *Whale Watching Worldwide: Tourism numbers, expenditures and expanding economic benefits*. International Fund for Animal Welfare, Yarmouth MA, USA.
- Packer, C., Brink, H., Kissui, B.M., Maliti, H., Kushnir, H. & Caro, T. (2011). Effects of trophy hunting on lion and leopard populations in Tanzania. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 25, 142–153.
- Packer, C., Kosmala, M., Cooley, H.S., Brink, H., Pintea, L., Garshelis, D., *et al.* (2009). Sport hunting, predator control and conservation of large carnivores. *PloS one*, 4, e5941.
- Pala, C. (2007). Endgame for the Caspian sturgeon. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 348.
- Palazy, L., Bonenfant, C., Gaillard, J. & Courchamp, F. (2013). On the use of the IUCN status for the management of trophy hunting. *Wildlife research*, In press.
- Palazy, L., Bonenfant, C., Gaillard, J.M. & Courchamp, F. (2011). Cat dilemma: too protected to escape trophy hunting? *PloS one*, 6, e22424.

- 
- Palazy, L., Bonenfant, C., Gaillard, J.M. & Courchamp, F. (2012). Rarity, trophy hunting and ungulates. *Animal Conservation*, 15, 4–11.
- Paradis, E. (2006). *Analysis of phylogenetics and evolution with R*. Springer, New York, USA.
- Pauly, D., Christensen, V. & Dalsgaard, J. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 860–863.
- Pavoine, S., Ollier, S., Pontier, D. & Chessel, D. (2008). Testing for phylogenetic signal in phenotypic traits: New matrices of phylogenetic proximities. *Theoretical population biology*, 73, 79–91.
- Pearce, D. & Moran, D. (1994). *The Economic Value of Biodiversity*. Diversity. Earthscan Publications, London, UK.
- Perez, I. (2004). Non-commercial collection of spur-thighed tortoises (*Testudo graeca graeca*): A cultural problem in southeast Spain. *Biological Conservation*, 118, 175–181.
- Peterson, L.A. (2010). Detailed discussion of fur animals and fur production. *Animal Legal & Historical Center, Michigan State University College of Law*, 1–11.
- Pikitch, E.K., Doukakis, P., Lauck, L., Chakrabarty, P. & Erickson, D.L. (2005). Status, trends and management of sturgeon and paddlefish fisheries. *Fish and Fisheries*, 6, 233–265.
- Pimentel, D., Bailey, O., Kim, P., Mullaney, E., Calabrese, J., Walman, L., *et al.* (1999). Will limits of the Earth's resources control human numbers? *Environment, Development and Sustainability*, 1, 19–39.
- Plumptre, A., Davenport, T., Behangana, M., Kityo, R., Eilu, G., Ssegawa, P., *et al.* (2007). The biodiversity of the Albertine Rift. *Biological Conservation*, 134, 178–194.
- Polidoro, B.A., Carpenter, K.E., Collins, L., Duke, N.C., Ellison, A.M., Ellison, J.C., *et al.* (2010). The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PloS one*, 5, e10095.
- Post, J.R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N.P., Walters, C.J., Parkinson, E.A., *et al.* (2002). Canada's recreational fisheries : The invisible collapse? *Fisheries*, 27, 6–17.
- Prescott, G.W., Johnson, P.J., Loveridge, A.J. & Macdonald, D.W. (2012). Does change in IUCN status affect demand for African bovid trophies? *Animal Conservation*, 15, 248–252.
- Price, S.A. & Gittleman, J.L. (2007). Hunting to extinction: biology and regional economy influence extinction risk and the impact of hunting in artiodactyls. *Proceedings of the Royal Society on Biological Sciences*, 274, 1845–51.
- Promislow, D.E.L. (1992). Costs of sexual selection of mammals in natural populations. *Proceedings of the Royal Society on Biological Sciences*, 247, 203–210.
- Prothero, W.L., Spillett, J.J. & F., B.D. (1980). Rutting behavior of yearling and mature bull elk: Some implications for open bull hunting. In: *North American elk: Ecology, behavior, and management* (ed. Boyce, M.). University of Wyoming Press, Laramie, USA, pp. 160–165.
- Puig, P., Canals, M., Company, J.B., Martín, J., Amblas, D., Lastras, G., *et al.* (2012). Ploughing the deep sea floor. *Nature*, 489, 286–9.
- Punt, A.E., Pribac, F., Taylor, B.L. & Walker, T.I. (2005). Harvest strategy evaluation for school and gummy shark. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 37, 387–406.
- Punt, A.E. & Smith, A.D.M. (1999). Harvest strategy evaluation for the eastern stock of gemfish (*Rexea solandri*). *ICES Journal of Marine Science*, 56, 860–875.
- R Development Core Team. (2009). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria.
- Rabinowitz, A. (2012). Helping a species go extinct : The Sumatran rhino helping in Borneo. *Conservation Biology*, 9, 482–488.
- Radder, L. (2005). Motives of international trophy hunters. *Annals of Tourism Research*, 32, 1138–1141.
- Ramp, D., Wilson, V.K. & Croft, D.B. (2006). Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: Road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 129, 348–359.
- Raven, P.H. (2003). Biodiversity and the future. *American Scientist*, 91, 382.
- Read, A.J., Drinker, P. & Northridge, S. (2006). Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology*, 20, 163–169.
- Regueira, R.F.S. & Bernard, E. (2012). Wildlife sinks: Quantifying the impact of illegal bird trade in street markets in Brazil. *Biological Conservation*, 149, 16–22.
- Ressurreição, A., Gibbons, J., Kaiser, M., Dentinho, T.P., Zarzycki, T., Bentley, C., *et al.* (2012). Different cultures, different values: The role of cultural variation in public's WTP for marine species conservation. *Biological Conservation*, 145, 148–159.
- Richter, C., Dawson, S. & Slooten, E. (2006). Impacts of commercial whale watching on male sperm whales at Kaikoura, New Zealand. *Marine Mammal Science*, 22, 46–63.
- Ritter, F. (2012). Collisions of sailing vessels with cetaceans worldwide : First insights into a seemingly growing problem. *Journal of Cetacean Research and Management*, 12, 119–127.

- 
- Rivalan, P., Delmas, V., Angulo, E., Bull, L.S., Hall, R.J., Courchamp, F., *et al.* (2007). Can bans stimulate wildlife trade? *Nature*, 447, 529–30.
- Robineau, C. (1967). Contribution à l'histoire du Congo, la domination européenne et l'exemple de Souanké. *Cahiers d'études africaines*, 7, 301–343.
- Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M. & Brooks, T.M. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 21, 71–76.
- Roe, D. (2008). *Trading Nature: A report, with case studies, on the contribution of wildlife trade management to sustainable livelihoods and the Millennium Development Goals*. TRAFFIC International and WWF International, Cambridge, UK.
- Roosevelt, T. (1910). *African game trails*. Scribner's Sons, New York, USA.
- Rosen, G. & Smith, K. (2010). Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *Ecohealth*, 7, 24–32.
- Rosser, A. & Mainka, S. (2002). Overexploitation and species extinctions. *Conservation Biology*, 16, 584–586.
- Rosser, A. M., Tareen, N. and Leader-Williams, N. (2005). The precautionary principle, uncertainty and trophy hunting : a review of the Torghar population of central Asian markhor (*Capra falconeri*). In: *Biodiversity and the precautionary principle: Risk and uncertainty in conservation and sustainable use*. (eds. Cooney, R. & Dickson, B.). Earthscan, London, UK, pp. 55–72.
- Roughgarden, J. & Smith, F. (1996). Why fisheries collapse and what to do about it. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 93, 5078–5083.
- Roulet, P.A. (2004). “Chasseur blanc, coeur noir”? *La chasse sportive en Afrique Centrale*. Université d'Orléans, Orléans, France.
- Rushton, J., Viscarra, R., Viscarra, C., Basset, F., Baptista, R. & Brown, D. (2005). How important is bushmeat consumption in South America : Now and in the future ? *ODI Wildlife Policy Briefin*, 11.
- Réale, D., Boussès, P. & Chapuis, J.L. (1996). Female-biased mortality induced by male sexual harassment in a feral sheep population. *Canadian Journal of Zoology*, 74, 1812–1818.
- Sahlén, G. & Ekestubbe, K. (2001). Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation*, 10, 673–690.
- Seaton, P.T., Hu, H., Perner, H. & Pritchard, H.W. (2010). Ex situ conservation of orchids in a warming world. *The Botanical Review*, 76, 193–203.
- Servheen, C. (1990). *The Status and Conservation of the Bears of the World*. Forestry. Eighth International Conference on Bear Research and Management Monograph Series No. 2, Victoria, Canada.
- Shackleton, D. & Group, I.C.S. (1997). *Status survey and conservation action plan for Caprinae: Wild sheep and goats and their relatives*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Shackleton, D.M. & Chair IUCN/SSC Caprinae Specialist Group. (2001). *A Review of Community-Based Trophy Hunting Programs in Pakistan*. World.
- Sharp, R. & Wollscheid, K.U. (2009). An overview of recreational hunting in North America, Europe and Australia. In: *Recreational Hunting, Conservation and Rural Livelihoods* (eds. Dickson, B., Hutton, J. & Adams, W.M.). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp. 25–38.
- Sheng, X., Zhang, H. & Weng, Q. (2012). China's bear farms prompt public outcry. *Nature*, 484, 455.
- Sheperd, J. (2011). Fishery reform: an economic problem. *Nature*, 475, 454.
- Shepherd, J.G. (2003). Fishing effort control: could it work under the common fisheries policy? *Fisheries Research*, 63, 149–153.
- Short, R. V & Balaban, E. (1994). *The differences between the sexes*. Cambridge University press, Cambridge, UK.
- Shrestha, S. & Burns, R. (2010). Big game hunting practices, meaning, motivations and constraints: A survey of Oregon big game hunters. *Proceedings of the 2010 Northeastern Recreation Research Symposium, GTR-NRS-P-94*, 1–8.
- Silva, M. & Downing, J.A. (1995). *CRC handbook of mammalian body masses*. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Simasiku, P., Simwanza, H., Tembo, G., Bandyopadhyay, S. & Pavy, J. (2008). *The impact of wildlife management policies on communities and conservation in Game Management Areas in Zambia: Message to policy makers*. Edited by CL Buus, .... Natural Resources Consultative Forum report.
- Simberloff, D. (1998). Flagship, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83, 247–257.
- Singer, F.J. & Zeigenfuss, L.C. (2002). Influence of trophy hunting and horn size on mating behavior and survivorship of mountain sheep. *Journal of Mammalogy*, 83, 682–698.
- Sirakaya, E. (1997). Attitudinal compliance with ecotourism guidelines. *Annals of Tourism Research*, 24, 919–950.
- Slotow, R., Van Dyk, G., Poole, J., Page, B. & Klocke, A. (2000). Older bull elephants control young males. *Nature*, 408, 425–426.

- 
- Smith, A.D.M., Box, G.P.O. & Tas, H. (1994). Management strategy evaluation - The light of the hill. In: *Population Dynamics for Fisheries Management* (ed. Hancock, D.A.). Australian Society for Fish Biology, Perth, Australia, pp. 249–253.
- Smith, A.D.M., Brown, C.J., Bulman, C.M., Fulton, E.A., Johnson, P., Kaplan, I.C., *et al.* (2011). Impacts of Fishing Low-Trophic Level Species on Marine Ecosystems. *Science*, 333, 1147–1150.
- Smith, R.J., Veríssimo, D., Isaac, N.J.B. & Jones, K.E. (2012). Identifying Cinderella species: uncovering mammals with conservation flagship appeal. *Conservation Letters*, 5, 205–212.
- Solberg, E.J., Loison, A., Ringsby, T.H., Sæther, B. & Heim, M. (2002). Biased adult sex ratio can affect fecundity in primiparous moose *Alces alces*. *Wildlife Biology*, 8, 117–128.
- Songorwa, A.N. & Zealand, N. (1999). Community-Based Wildlife Management (CWM) in Tanzania : Are the communities interested? *World Development*, 27, 2061–2079.
- Stephens, P. a., Frey-Roos, F., Arnold, W. & Sutherland, W.J. (2002). Sustainable exploitation of social species: a test and comparison of models. *Journal of Applied Ecology*, 39, 629–642.
- Stephens, P. & Sutherland, W. (1999). Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. *Trends in ecology & evolution*, 14, 401–405.
- Stephens, P., Sutherland, W. & Freckleton, R. (1999). What Is the Allee Effect? *Oikos*, 87, 185–190.
- Stork, N.E. (2010). Re-assessing current extinction rates. *Biodiversity and Conservation*, 19, 357–371.
- Stuart, B., Rhodin, A. & Grismer, L. (2006). Scientific description can imperil species. *Science*, 312, 1137–1139.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., *et al.* (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306, 1783–6.
- Surovell, T., Waguespack, N. & Brantingham, P.J. (2005). Global archaeological evidence for proboscidean overkill. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 6231–6236.
- Susskind, L., Camacho, A.E. & Schenk, T. (2012). A critical assessment of collaborative adaptive management in practice. *Journal of Applied Ecology*, 49, 47–51.
- Sutherland, W.J. (1998). *Conservation science and action*. Wiley-Blackwell.
- Swenson, J.E., Sandegren, F., Soderberg, A., Bjarvall, A., Franzen, R. & Wabakken, P. (1997). Infanticide caused by hunting of male bears. *Nature*, 386, 450–451.
- Temporal, J.L. (1989). *La chasse oubliée*. Gerfaut Cl. Paris.
- Thornback, J. & Jenkins, M. (1982). *The IUCN Mammal Red Data Book: Threatened Mammalian Taxa of the Americas and the Australasian Zoogeographic Region (Excluding Cetacea)*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T. & Lehman, C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294, 843–845.
- Tournant, P., Joseph, L., Goka, K. & Courchamp, F. (2012). The rarity and overexploitation paradox: stag beetle collections in Japan. *Biodiversity and Conservation*, 21, 1425–1440.
- TRAFFIC. (2008). *What's Driving the Wildlife Trade? A Review of Expert Opinion on Economic and Social Drivers of the Wildlife Trade and Trade Control Efforts in Cambodia, Indonesia, Lao PDR and Vietnam*. Washington, DC.
- TRAFFIC. (2010). Trade in South african abalone - The poaching of malayan sun bears. *Traffic bulletin*, 23.
- TRAFFIC. (2011). Livelihood alternatives for the unsustainable use of bushmeat. *CBD Technical Series*, 60.
- Treves, A., Wallace, R.B. & White, S. (2009). Participatory planning of interventions to mitigate human-wildlife conflicts. *Conservation biology*, 23, 1577–1587.
- De Trévières, J.P. (1942). *15 ans de grande chasse dans l'Empire français*. Flammarion.
- Tsounis, G., Rossi, S., Grigg, R., Santangelo, G., Bramanti, L. & Gili, J.M. (2010). The exploitation and conservation of precious corals. *Oceanography and Marine Biology*, 48, 161–212.
- Turner, S.J., Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J. & Funnell, G. (1999). Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fisheries Management and Ecology*, 6, 401–420.
- Ulm, K. (1989). On the estimation of threshold values. *Biometrics*, 45, 1324–1326.
- Valdez, R., Cardenas, M. & Sanchez, J. (1991). Disruptive mating behavior by subadult Armenian wild sheep in Iran. *Applied Animal Behaviour Science*, 29, 165–171.
- Vanderlaan, A.S.M. & Taggart, C.T. (2007). Vessel collisions with whales: The probability of lethal injury based on vessel speed. *Marine Mammal Science*, 23, 144–156.
- Van der Veen, M. (2003). When is food a luxury? *World Archaeology*, 34, 405–427.
- Venkataraman, B. (2007). *A matter of attitudes: the consumption of wild animal products in Ha Noi, Viet Nam*. TRAFFIC Southeast Asia, Ha Noi, Viet Nam.
- Venter, O., Brodeur, N.N., Nemiroff, L., Belland, B., Dolinsek, I.J. & Grant, J.W.A. (2006). Threats to Endangered Species in Canada. *BioScience*, 56, 903.

- Vianna, G.M.S., Meekan, M.G., Pannell, D.J., Marsh, S.P. & Meeuwig, J.J. (2012). Socio-economic value and community benefits from shark-diving tourism in Palau: A sustainable use of reef shark populations. *Biological Conservation*, 145, 267–277.
- Vigne, L. & Martin, E. (2012). A success story in West Bengal, India. *Oryx*, 46, 327–328.
- Vincent, A.C.J., Foster, S.J. & Koldewey, H.J. (2011). Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of fish biology*, 78, 1681–724.
- Vitousek, P., Mooney, H., Lubchenco, J. & Melillo, J. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277, 494–499.
- Vuohelainen, A.J., Coad, L., Marthews, T.R., Malhi, Y. & Killeen, T.J. (2012). The effectiveness of contrasting protected areas in preventing deforestation in Madre de Dios, Peru. *Environmental management*, 50, 645–663.
- Wake, D.B. & Vredenburg, V.T. (2008). Colloquium paper: are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 11466–11473.
- Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Boltzen, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., et al. (2011). Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS one*, 6, e24510.
- Walpole, M.J. & Leader-williams, N. (2002). Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11, 543–547.
- Walsh, M.R., Munch, S.B., Chiba, S. & Conover, D.O. (2006). Maladaptive changes in multiple traits caused by fishing: impediments to population recovery. *Ecology letters*, 9, 142–148.
- Warchol, G.L. (2004). The Transnational Illegal Wildlife Trade. *Criminal Justice Studies*, 17, 57–73.
- Wasser, S., Poole, J., Lee, P., Lindsay, K., Dobson, A., Hart, J., et al. (2010). Elephants, ivory, and trade. *Science*, 327, 1331–1332.
- Watson, R. & Pauly, D. (2001). Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 414, 534–536.
- Wearing, S. & Neil, J. (1999). *Ecotourism: Impacts, Potentials and Possibilities*. Butterworth Heinemann, Oxford, UK.
- Wearn, O.R., Reuman, D.C. & Ewers, R.M. (2012). Extinction Debt and Windows of Conservation Opportunity in the Brazilian Amazon. *Science*, 337, 228–232.
- Weaver, L.C. & Petersen, T. (2008). Namibia communal area conservancies. In: *Best Practices in Sustainable Hunting: A Guide to Best Practices from Around the World* (eds. Baldus, R.D., Damm, G.R. & Wollscheid, K.). CIC Technical Series Publication, Budapest, Hungary, pp. 48–52.
- Wells, M. (1992). Biodiversity Conservation, Affluence and Poverty: Mismatched Costs and Efforts to Remedy Them. *Ambio*, 21, 237–243.
- Wells, M.P. & Brandon, K.E. (1993). The Principles and Practice of Buffer Zones and Local Participation in Biodiversity Conservation. *Ambio*, 22, 157–162.
- Whiting, M.J., Williams, V.L. & Hibbitts, T.J. (2011). Animals traded for traditional medicine at the Faraday market in South Africa: species diversity and conservation implications. *Journal of Zoology*, 284, 84–96.
- Whitman, K., Starfield, A.M., Quadling, H.S. & Packer, C. (2004). Sustainable trophy hunting of African lions. *Nature*, 428, 175–178.
- Whitman, K.L., Starfield, A.M., Quadling, H. & Packer, C. (2007). Modeling the effects of trophy selection and environmental disturbance on a simulated population of African lions. *Conservation biology*, 21, 591–601.
- Wiederholt, R., Fernandez-Duque, E., Diefenbach, D.R. & Rudran, R. (2010). Modeling the impacts of hunting on the population dynamics of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*). *Ecological Modelling*, 221, 2482–2490.
- Wiens, J. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional ecology*, 3, 385–397.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A. & Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48, 607.
- Wilkie, D. & Godoy, R. (2002). Income and price elasticities of bushmeat demand in lowland Amerindian societies. *Conservation Biology*, 15, 761–769.
- Wilkie, D.S. & Carpenter, J. (1999). Can nature tourism help finance protected areas in the Congo Basin? *Oryx*, 33, 333–339.
- Wilkie, D.S. & Lee, R.J. (2004). Hunting in agroforestry systems and landscapes: conservation implications in West-Central Africa and Southeast Asia. In: *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes* (eds. Schroth, G., Da Fonseca, G.A.B., Harvey, C.A., Vasconceles, H.L. & Izac, A.M.N.). Island Press, Washington, D.C., pp. 346–370.
- Williams, R., Trites, A.W. & Bain, D.E. (2002). Behavioural responses of killer whales (*Orcinus orca*) to whale-watching boats: Opportunistic observations and experimental approaches. *Journal of Zoology*, 256, 255–270.
- Wilson, E.O. (1992). *The diversity of life*. Harvard Uni. Belknap press, Cambridge, Massachusetts.

- 
- Wilson, G.J. & Delahay, R.J. (2001). A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research*, 28, 151–164.
- Winkler, R. & Warnke, K. (2013). The future of hunting: an age-period-cohort analysis of deer hunter decline. *Population and Environment*, In press.
- Wolmer, W., Chaumba, J. & Scoones, I. (2004). Wildlife management and land reform in southeastern Zimbabwe: A compatible pairing or a contradiction in terms? *Geoforum*, 35, 87–98.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., *et al.* (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314, 787–790.
- Worm, B., Hilborn, R., Baum, J.K., Branch, T. a, Collie, J.S., Costello, C., *et al.* (2009). Rebuilding global fisheries. *Science*, 325, 578–585.
- Worm, B. & Tittensor, D.P. (2011). Range contraction in large pelagic predators. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 11942–11947.
- Yiming, L.I. & Wilcove, D.S. (2005). Threats to Vertebrate Species in China and the United States. *BioScience*, 55, 147–154.
- Zhang, Z., Liu, L. & Li, X. (2009). Ecotourism and nature-reserve sustainability in environmentally fragile poor areas : The case of the Ordos Relict Gull Reserve in China. *Sustainability: Science, Practice and Policy*, 4, 12–22.
- Zhigang, J. & Chunwang, L. (2012). International trophy hunting in China. *Oryx*, 46, 173.

---

## Annexes

### Annexe 1

- A : Festa-Bianchet, M. (2012). Rarity, willingness to pay and conservation. *Animal Conservation*, 15(1), 12–13. doi:10.1111/j.1469-1795.2011.00518.x
- B : Mysterud, A. (2012). Trophy hunting with uncertain role for population dynamics and extinction of ungulates, 15(1998), 14–15. doi:10.1111/j.1469-1795.2011.00519.x
- C : Palazy, L., Bonenfant, C., Gaillard, J. M., & Courchamp, F. (2012). Response: rarity, trophy hunting and ungulates. *Animal Conservation*, 15(1), 16–17. doi:10.1111/j.1469-1795.2012.00521.x

### Annexe 2

Lindsey, P. A., Havemann, C. P., Lines, R., Palazy, L., Price, A. E., Retief, T. A., Van der Waal, C. (In press) Determinants of persistence and tolerance of carnivores on Namibian ranches: implications for conservation on southern African private lands. *Oryx*, In press

### Annexe 3

Milner-Gulland, E. J., Arroyo, B., Bellard, C., Blanchard, J., Bunnfeld, N., Delibes-Mateos, M., Edwards, C., Nuno, A., Palazy, L., Reljic, S., Riera, P., & Skrbinek, T. (2010). New directions in management strategy evaluation through cross-fertilization between fisheries science and terrestrial conservation. *Biology letters*, 6(6), 719–22. doi:10.1098/rsbl.2010.0588