

---

## **Impact à fine échelle de l'abrouissement de *Capra hircus* sur la végétation de montagne de Majorque**

**Auteur :** Limpens, Antoine

**Promoteur(s) :** Licoppe, Alain; 2988

**Faculté :** Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

**Diplôme :** Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

**Année académique :** 2016-2017

**URI/URL :** <http://hdl.handle.net/2268.2/3021>

---

### *Avertissement à l'attention des usagers :*

*Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.*

*Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.*

---

**IMPACT À FINE ÉCHELLE  
DE L'ABROUTISSEMENT DE *CAPRA HIRCUS*  
SUR LA VÉGÉTATION DE MONTAGNE  
DE MAJORQUE**

**LIMPENS ANTOINE**

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

**ANNÉE ACADÉMIQUE 2016 - 2017**

**(CO)-PROMOTEUR(S) : LICOPPE ALAIN, SERRANO FERRON EMMANUEL**



Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

## REMERCIEMENTS :

Elena Bazara, Emmanuel Serranno Ferron et Alain Licoppe pour leur soutien, leur confiance, leur écoute et leur disponibilité.

Miquel, Javier, Oscar, Gori, Alicia, Elena, Sergito et Samour pour avoir bravé une partie des 350 kilomètres à pied à mes côtés, perdus dans les montagnes avec le Nord magnétique pour unique repère (ou presque). « Amau ! »

Antonia, Cyril et Marcel, Javier, Johan et Carlito pour avoir eu la gentillesse de m'héberger dans des maisons pour le moins hétéroclites ! Isis pour le bon plan.

Sid, Amélie, Lydie, Prince, Marie, Oriana, Sophie, Max et Gustave élargis pour m'avoir donné la patate tous les jours durant ces belles années.

Laetichat, les Limp'ies : Lu, Sophili, Aïne, Abigail, Aristote & l'Aziza, superobert, bonjour maman et toute la smallah pour leur soutien.

# TABLE DES MATIERES

Remerciements :.....	3
Acronymes et abréviations.....	6
Abstract.....	7
1. Préambule.....	8
2. Introduction.....	9
3. Matériel et Méthodes.....	11
3.1. Contexte environnemental et socio-économique.....	11
3.2. L'Herbivore : Écologie de Capra hircus.....	12
3.2.1. Taxonomie	
3.2.2. Morphologie	
3.2.3. Ecologie	
3.2.4. Écologie nutritionnelle	
3.2.5. Gestion	
3.2.6. Population étudiée	
3.3. Procédure d'échantillonnage et collecte des données de terrain.....	25
3.3.1. Procédure d'échantillonnage	
3.3.2. Évaluation de l'herbivorie	
3.4. Facteurs potentiellement liés à l'impact de l'herbivorie.....	27
3.4.1. Accumulation des fèces	
3.4.2. L'accessibilité à l'eau	
3.4.3. L'altitude	
3.4.4. La pression anthropique	
3.4.5. L'accès à l'ombrage	
3.4.6. La strate végétale	
3.4.7. La présence d'espèces appétentes	
3.4.8. La couverture rocheuse	
3.4.9. La pente	
3.4.10. L'abondance des herbivores	
3.4.11. La présence de prédateurs	
3.5. Complément d'analyse : la durabilité des écosystèmes évaluée à travers l'état des lieux de la régénération ligneuse.....	32
3.6. Analyses statistiques.....	33
4. Résultats.....	35
4.1. Première phase : Exploration des données.....	35

4.1.1.	L'abrouissement en chiffres	
4.1.1.1.	L'abrouissement dans l'espace	
4.1.2.	Étude des corrélations entre prédicteurs	
4.1.3.	Autocorrélation spatiale	
4.1.4.	Distances environnementales entre observations	
4.2.	Deuxième phase : Le degré d'abrouissement expliqué au moyen de la Régression PLS.....	45
4.3.	État des lieux de la régénération ligneuse .....	48
5.	Discussion .....	50
5.1.	Exploration des données.....	50
5.2.	Le modèle PLSR.....	52
5.3.	Implications en termes de gestion.....	54
6.	Conclusion générale.....	56
7.	Bibliographie .....	57
8.	Annexes.....	61

## ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

<b>Abréviation</b>	<b>Détail</b>
<b>BI</b>	Browsing Index ou indice d'abrouissement
<b>M_BI</b>	Indice d'abrouissement moyen par transect
<b>PI</b>	Pellet Index (Indice d'accumulation d'excréments)
<b>RI</b>	Rocky Index (Indice de couverture rocheuse)
<b>Dways</b>	Distance aux chemins et routes
<b>Dwater</b>	Distance aux points d'eau
<b>Cosx</b>	Exposition
<b>Slope</b>	Pente
<b>Pref</b>	Nombre d'espèces appétentes par transect
<b>Régé<sub>1</sub></b>	Présence de régénération
<b>Régé<sub>2</sub></b>	Proportion de régénération abroutie par transect
<b>Ampe</b>	<i>Ampelodesmos mauritanica</i>
<b>Pist</b>	<i>Pistacia lentiscus</i>
<b>Cham</b>	<i>Chamaerops humilis</i>
<b>Smil</b>	<i>Smilax aspera</i>



# ABSTRACT

## **Impact à fine échelle de l'abrouissement de *Capra hircus* sur la végétation de montagne de Majorque**

Majorque est une des zones méditerranéennes les plus riches en biodiversité en raison de son endémisme insulaire élevé. La présence de grands herbivores introduits par l'homme a un impact négatif sur la biodiversité des îles et peut amener des conflits humains liés à la gestion des ressources naturelles. Aujourd'hui cependant, nous en savons peu à propos de cet impact sur les îles méditerranéennes qui ont longuement accueillis des herbivores, comme c'est le cas de l'île de Majorque. Dans cette étude, nous utilisons des approches différentes pour évaluer l'impact des chèvres sauvages (*Capra hircus*) sur la végétation arbustive de deux régions de l'île : La Victoria (haute densité de chèvres) et Son Fortuny (plus faible densité). La collecte de données a consisté en la quantification du degré de pâturage sur la végétation ligneuse et semi-ligneuse, de la capacité de régénération de cette strate et de l'accumulation d'excréments. Nous avons mesuré le degré d'abrouissement du ruminant sur un total de 10 338 arbres et arbustes répartis sur 231 transects de 25 m<sup>2</sup> dans les deux zones d'étude confondues. Les facteurs qui influencent significativement ce degré d'abrouissement sont l'accumulation d'excréments, l'altitude, la pente, la distance aux chemins, la couverture rocheuse et l'appétence des espèces végétales. L'impact de l'herbivorie sur la végétation est plus important dans la zone à forte densité d'ongulés. L'étude a aussi révélé des informations exclusives sur les préférences écologiques de la chèvre majorquine. Le degré d'abrouissement semble être un indicateur pertinent pour évaluer l'impact de l'herbivorie sur la végétation et apporter une aide à la décision pour les gestionnaires de ces espaces naturels à haute valeur écologique.

*Mots-clefs* : Surpâturage, capacité d'accueil, abrouissement, gestion de la faune sauvage, communauté végétale

## **Fine scale impact of *Capra hircus* browsing on Majorcan mountain vegetation**

Majorca is one of the richest Mediterranean area in terms of biodiversity due to its high insular endemism. Introduced large herbivores have a negative impact on islands biodiversity and can lead to human conflicts about natural area management. However nowadays, relatively little is known about this impact on Mediterranean islands that have welcomed large herbivores for years, as Majorca. Here, we use different approaches to assess the impact of wild ungulate (*Capra hircus*) on shrubby vegetation of two regions of the island: La Victoria (high ungulate density) and Son Fortuny (lower density). Data collecting consisted in measuring the browsing degree on ligneous and semi-ligneous vegetation, the regeneration capacity of this stratum and the pellets accumulation. We measured the browsing degree on 10 338 shrubs and trees distributed on 231 25m<sup>2</sup> transects in both study areas. The factors that influence significantly this browsing degree are the pellet accumulation, the altitude, the slope, the distance to ways, the rock cover, the preferred species. The impact of goats on vegetation is more important in the high animal density area. The study also revealed exclusive information about ecological preferences of the Majorcan goat. Browsing degree seems to be an efficient indicator to assess herbivores impact on vegetation and give useful tools for natural spaces managers in order to ensure the ecological sustainability of highly valuable ecosystems.

*Key-words*: Overgrazing, carrying capacity, browsing, game management, plant community

## **Impacto a pequeña escala de *Capra hircus* sobre la vegetación de montaña de Mallorca**

La Isla de Mallorca es una de las zonas más biodiversas del arco mediterráneo debido a sus condiciones de insularidad y endemidad. La presencia de grandes herbívoros introducidos por el hombre suele tener un impacto negativo sobre la biodiversidad de las islas. Sin embargo, poco se conoce sobre este impacto en islas mediterráneas con una larga trayectoria de herbivorismo, como ocurre en la isla de Mallorca. En este trabajo utilizamos diferentes aproximaciones para evaluar el impacto de las cabras asilvestradas (*Capra hircus*) sobre la vegetación arbustiva de dos zonas de esta isla: La Victoria (alta densidad de cabras) y Son Fortuny (baja densidad). El muestreo de campo ha consistido en la cuantificación del grado de ramoneo sobre el estrato arbustivo, su capacidad de regeneración y la carga ganadera a partir de la acumulación de excrementos. Tras realizar 231 transectos de 25 m<sup>2</sup> en ambas zonas de estudio pudimos medir el grado de ramoneo de estos ruminantes sobre un total de 10 338 arbustos. En esta comunicación discutiremos sobre el impacto del ramoneo sobre la vegetación sus consecuencias y las posibles vías de solución del conflicto.

*Clave* : Pastoreo excesivo, capacidad de carga, manejo de la caza, comunidad de plantas

# 1. PRÉAMBULE

L'île Baléare d'Es Vedrà, réserve naturelle depuis 1997, s'étend sur 62,94 hectares. Elle accueille une biodiversité très riche en espèces de plantes : 166 espèces dont 12 endémiques à l'île et 11 de grand intérêt biologique. En 1992, 12 chèvres majorquines (*Capra hircus*, qui sera décrite plus loin) sont lâchées sur l'île par ses propriétaires à des fins de chasse. En l'espace de cinq ans, la densité de population s'est élevée à 0,8 individus par hectare. Cette densité a ensuite plafonné à cette valeur en raison de la rareté de la ressource végétale. La photo du haut montre un aperçu de l'état de la végétation sur l'île entre 1997 et 2016. En 2016, la « Dirección General de Biodiversidad » exige que les propriétaires éliminent les chèvres. La photo du bas, prise au même endroit et 364 jours (printemps 2017) après celle du haut, montre la différence de couverture végétale après la capture des herbivores.



## 2. INTRODUCTION

Les écosystèmes insulaires accueillent des communautés biotiques très riches en taxons endémiques. Près de 180 000 îles à travers le monde contiennent 20 % de la biodiversité mondiale (Kier et al., 2009). Au cours de l'évolution, l'isolement géographique singulier des îles a favorisé en leur siège le développement d'espèces vivantes rares et uniques. Les taux d'endémisme des îles sont 9,5 fois et 8,1 fois supérieurs à ceux des continents, respectivement pour les plantes vasculaires et les vertébrés (Kier et al., 2009). Environ 70 000 espèces végétales sont endémiques à des îles (Kier 2009). Plus particulièrement, le bassin méditerranéen est l'un des plus gros centres de diversité végétale au monde : 10 % de la diversité mondiale en plantes s'y trouvent sur une surface correspondant à 1,6 % de la surface terrestre (Médail & Quézel, 1999). Malheureusement, ces hotspots de biodiversité sont régulièrement les régions à la fois les plus riches et les plus menacées (Mittermerier 2004). Les principales menaces sur la végétation des îles sont d'origine anthropique : changement d'occupation du sol, érosion, tourisme, introduction d'espèces invasives, feux et pâturage.

En Région méditerranéenne, une grande menace sur la végétation est la destruction des écosystèmes par le feu. En conditions non-perturbées, les incendies agissent comme des perturbateurs occasionnels naturels qui sont bénéfiques au cycle sylvigénétique. Ils permettent l'ouverture naturelle des milieux et l'équilibre des écosystèmes à l'échelle du paysage. Sur l'île de Majorque depuis les années 1960, suite à l'abandon progressif des terres agricoles, d'autres types d'incendies sont apparus en plus des incendies naturels, augmentant ainsi considérablement l'apparition des perturbations (Shakesby, 2011). Par ailleurs, en plus de l'augmentation des incendies d'origine anthropique, la végétation de l'île de Majorque est soumise à une plus grande menace : la pression du pâturage. Plus de 70 îles à travers le monde sont victimes de problèmes liés à l'impact du pâturage sur la végétation (Rudge, 1984).

La flore des Iles Baléares compte 1500 espèces dont le dixième est endémique. Le surpâturage induit sur les écosystèmes méditerranéens une diminution moyenne de 30,4 % de la diversité spécifique ligneuse à cause du manque de régénération des espèces les plus appétentes (Perea et al., 2014). Par des réactions en chaîne, il entraîne une diminution globale de l'abondance et de la richesse en espèces de plantes vasculaires et d'invertébrés (Allombert et al., 2005). Paradoxalement, le pâturage peut s'avérer être un outil utile en conservation et en restauration lorsqu'il aide à maintenir des milieux ras et ouverts, accueillant très souvent une grande biodiversité (WallisDeVries et al., 1998). Globalement, le ratio des espèces profitant du pâturage et des espèces qui en souffrent est égal à 1 : 1 (Milchunas et Lauenroth, 1993). Cependant, en plus de perturber le cycle sylvigénétique, le pâturage a également un effet indirect sur les conditions abiotiques des milieux (compaction des sols accrue (Bakker et al., 1989), rapport C/N de biomasse plus faible (Ter Heerd et al., 1991)). Ces impacts indirects modifient les conditions du sol et donc la composition de la communauté végétale qu'il accueille (Miles, 1987).

La combinaison de ces facteurs révèle *in fine* qu'un pâturage prolongé sous des densités d'ongulés élevées conduit le plus souvent à une chute drastique de la diversité et une homogénéisation des communautés végétales (Rooney, 2009), *a fortiori* en l'absence de prédation. Or, en termes de gestion, la manière avec laquelle une espèce-cible va affecter différents processus écologiques ainsi que des écosystèmes entiers est très souvent négligée (Lovari et al, 2014). La gestion, notamment cynégétique, est malheureusement souvent liée à des conditions politiques et socio-économiques plutôt qu'aux connaissances scientifiques (Kleimann et al., 1994), créant ainsi une importante dichotomie entre gestion et recherche (Macnab, 1983). A Majorque (notamment), les acteurs qui sont liés à la gestion des espaces naturels sont nombreux et il est fréquent que les causes qu'ils défendent divergent, compliquant ainsi les prises de décisions. Notamment, les conflits au sujet de l'impact du pâturage sur la végétation de montagne sont fréquents alors qu'il existe peu d'informations à propos de la relation plante-herbivore.

Dans le but d'apporter une aide à la décision en gestion et en conservation dans l'atteinte d'un équilibre faune-flore et, dans le cadre du projet de financement public intitulé « *Étude à différentes échelles du rôle des herbivores sur la végétation insulaire de Méditerranée et son interaction avec le feu* <sup>1</sup> », les objectifs de cette étude sont :

- (i) d'évaluer l'impact de la densité de chèvres par le degré d'abrouissement de la végétation sur deux zones d'études contrastées par leur densité en herbivores ;
- (ii) de déterminer si les variations environnementales et la distribution des espèces végétales contribuent à augmenter l'impact des herbivores;

en montagne méditerranéenne, et plus particulièrement dans la Serra de Tramuntana (Majorque).

La première partie de ce document sera consacrée à la présentation du contexte environnemental et socio-économique de l'étude. Nous y aborderons l'écologie de l'herbivore et les caractéristiques de son environnement avant de détailler la méthodologie mise en œuvre. Ensuite, nous présenterons et discuterons les résultats principaux qui se dégagent de l'étude avant d'exposer les perspectives qui en découlent en termes de gestion des espaces naturels.

---

<sup>1</sup> Título del proyecto / *Project title*: Estudio multiescalar del papel de los herbívoros en la vegetación mediterránea insular y su interacción con el fuego.

Referencia del proyecto / *Reference*: CGL2015-70449-R

Entidad financiadora / *Financial entity*: Ministerio de Ciencia e Innovación

Duración / *Length*: 3 años (01/01/2016 - 31/12/2018)

Investigador principal / *Main Researcher*: Jordi Bartolomé Filella

Otros investigadores / *Participants*: Emmanuel Serrano, Elena Baraza, Carme Espunya, Juan Hita

Financiación / *Budget*: 169 400 €

## 3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 3.1. CONTEXTE ENVIRONNEMENTAL ET SOCIO-ÉCONOMIQUE

La zone d'étude est située dans la « Serra de Tramuntana », chaîne de montagne située au Nord-Ouest de Majorque (39°43'51" Nord, 2°41'41" Est), en Espagne. Avec sa superficie de 3625,75 kilomètres carrés, l'île de Majorque est la plus grande des cinq Iles Baléares principales. Elle compte 873 414 habitants, dont la moitié habite la ville principale, Palma. Le catalan avec le castillan y sont les langues officielles. La Serra de Tramuntana est une chaîne de montagne d'environ 90 kilomètres de long qui s'étend au Nord de l'île. Sa superficie est de 630,84 kilomètres carrés (619,61 km<sup>2</sup> terrestres et 11,23 km<sup>2</sup> marins). Son point culminant est Puig Major, situé à 1445 mètres au-dessus du niveau de la mer (IUCN). Les paysages qu'elle accueille alternent majoritairement entre pinèdes, chênaies, maquis<sup>2</sup> et arboriculture d'oliviers. Elle est aussi le siège d'un grand nombre d'espèces endémiques végétales et animales. La chaîne de montagne entière a été classée Patrimoine mondial de L'UNESCO en 2011.

Le climat y est typiquement méditerranéen, de type « Csa » selon la classification de Köppen, avec deux saisons des pluies (au printemps et en automne), un été sec et très chaud et un hiver sec et chaud. Les précipitations varient énormément au sein même de l'île avec des maximas compris entre 1400 et 1600 millimètres par an au centre du massif montagneux et de seulement 300 à 350 millimètres par an pour certaines zones côtières. Environ 60 % des précipitations ont lieu entre le printemps et l'automne. La température annuelle moyenne oscille entre 16 et 18°C (Candela et al., 2009).

La végétation est dominée par *Ampelodesmos mauritanica* et la communauté végétale est caractéristique de la succession du fourré « *Smilaco balearicae-Ampelodesmetum mauritanicae* » décrit par Rivas-Martinez et al. en 1992. Une liste exhaustive de l'ensemble des habitats taxonomiques rencontrés sur l'île est détaillée en Annexe 1. Le stade climacique est la forêt de chênes verts (*Quercus ilex*).

D'un point de vue géologique, la roche-mère à Majorque est composée majoritairement de calcaire. La dissolution de ce type de roche au fil du temps a donné naissance à de nombreuses gorges et grottes. Le caractère poreux de cette roche ainsi que la rareté des précipitations sont les causes du faible nombre de lacs à Majorque. L'eau s'écoule et s'engouffre dans les cavités (karsts) pour former des réseaux d'aqueducs souterrains qui fournissent l'eau à la population. Les graviers, le limon et les argiles surmontés de sols rouges bien développés et de croûtes calcaires forment le matériel sédimentaire le plus commun à Majorque. Des dépôts alluviaux et des sables éoliens viennent compléter cette structure du sol (Silva et al., 2005).

La Serra est soumise à divers statuts de protection. On y retrouve des « Parcs Nationaux », des « Parcs Naturels », des « Réserves Naturelles », des « Réserves Naturelles Particulières », des « Monuments Naturels » et des « Lieux Naturels ». Une carte des statuts de protection sur l'île est présentée en Annexe 2.

La zone d'étude couvre environ 1200 hectares, répartis sur deux zones d'intérêt, « La Victoria » et « Son Fortuny ». Ces deux zones ont été sélectionnées *a priori* pour leurs dissimilarités écologiques en termes de végétation et de caractéristiques environnementales, en termes de différence de densité d'animaux et enfin pour la facilité d'accès aux données gouvernementales historiques les concernant. Ces deux zones seront détaillées plus loin dans le document (cfr infra p.20).

---

<sup>2</sup> Le maquis, typique des régions au climat méditerranéen forme la strate arbustive (Bertrand, 1966).

Enfin, les Iles Baléares ont atteint le record de 10 millions de visiteurs internationaux en 2008 (Nawijn & Mitas, 2012), avec une majorité sur l'île de Majorque. La plupart de ces touristes sont d'origine allemande, anglaise et scandinave (Mallorca Convention Bureau, 2011). Plus particulièrement, la Serra de Tramuntana est réputée pour son tourisme sportif intense en cyclisme, randonnée et course à pied. Ces montagnes font d'ailleurs l'objet de préoccupations auprès de leurs gestionnaires à cause de problèmes d'érosion et de changement du paysage liés au passage des visiteurs dans les endroits les plus visités (Nawijn & Mitas, 2012).

### 3.2. L'HERBIVORE : ÉCOLOGIE DE *CAPRA HIRCUS*

Il existe plusieurs espèces d'herbivores dans la Serra de Tramuntana et notamment des espèces de lapins et d'escargots (Altaba, 2006). Aujourd'hui, celui qui cause le plus de problèmes à la végétation de montagne et qui est à la source de nombreux conflits est l'ongulé *Capra hircus*, décrit ci-après.

#### 3.2.1. TAXONOMIE

*Capra hircus* Linnaeus, 1758 ou *Capra aegagrus hircus* est une espèce ou sous-espèce de mammifère herbivore ruminant, appartenant à la famille des bovidés, sous-famille des caprins. Elle a été domestiquée dès le début du Néolithique (Badenhorst & Plug, 2003).

La complexité phylogénétique qu'a engendré les nombreuses hybridations de l'animal au cours du temps font qu'encore aujourd'hui, le nombre d'espèces du genre *Capra* est source de débat partout dans le monde. L'estimation actuelle tourne entre six et neuf espèces (Pidancier et al., 2006). La Figure 1 montre la répartition de ces espèces sauvages dans le monde. Elles proviennent toutes d'Eurasie et du Proche Orient (Pidancier et al., 2006).

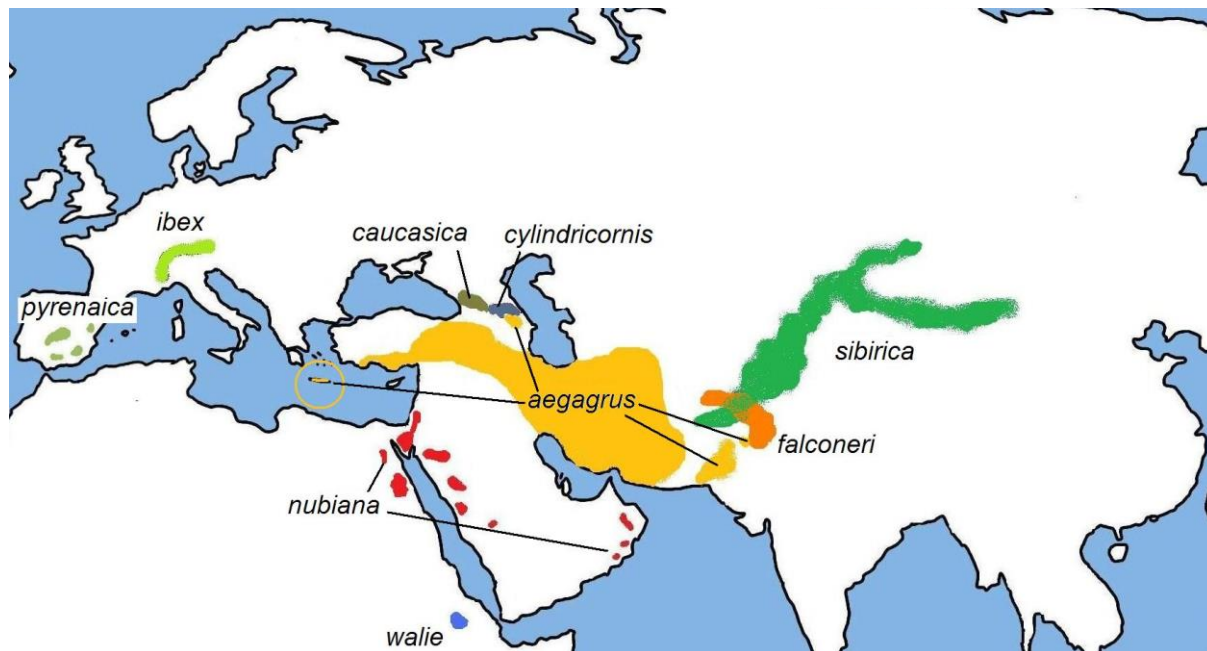


Figure 1 Approximation de la distribution géographique du genre sauvage *Capra* : Le bouquetin ibérique (*C. pyrenaica*), le bouquetin du Caucase oriental (*C. cylindricornis*), le markhor (*C. falconeri*), L'ibex de Sibérie (*Capra sibirica*), le bouquetin de Nubie (*Capra nubiana*), le bouquetin d'Abyssinie (*Capra walie*), le bouquetin des Alpes (*Capra ibex*), la chèvre éagagre (*C. aegagrus*).

Dans la Serra de Tramuntana, il y a deux types de chèvres à l'état sauvage. La première est une chèvre domestique revenue à l'état sauvage, sans caractéristique morphologique standard ni pedigree. Elle s'hybride facilement avec la seconde, appelée « chèvre majorquine », ou bien « BOC baléare », ou encore

« cabra salvatge mallorquina » qui quant à elle, est considérée comme indigène à l'île de Majorque. Les plus vieux vestiges fossiles de cette espèce considérée comme indigène datent d'environ 2030 ans avant Jésus-Christ, lorsqu'elle a été introduite sur l'île par l'homme (Seguí, 2014). Ce deuxième type de chèvre possède des caractéristiques morphologiques propres. Certains auteurs la considèrent donc comme un membre de l'espèce sauvage *Capra aegagrus* (Masseti, 2009), mais d'autres veulent l'inclure dans l'espèce domestique *Capra hircus* (Giannatos et al., 2007). Elle est classée « Not Applicable » par la liste rouge de l'IUCN puisqu'elle fût un descendant de l'élevage domestique lors de son introduction sur l'île il y a environ 4000 ans. La chèvre majorquine est la chèvre chassée à Majorque et est reconnue par l'International Safari Club. Le principal risque par rapport à sa survie est son hybridation avec les chèvres domestiques revenues à l'état sauvage (Palomo et Gisbert, 2002). Par conséquent, la chasse de la chèvre domestique revenue à l'état sauvage est autorisée et même encouragée par le gouvernement dans le but de contrôler son hybridation avec la race pure. Au cours de l'histoire, les deux types de chèvres sont restés en équilibre avec leur environnement. L'arrêt des pratiques agricoles traditionnelles durant la deuxième moitié du vingtième siècle a été extrêmement favorable à l'expansion et l'augmentation des populations de chèvres, et spécialement aux chèvres domestiques retournées à l'état sauvage (Seguí, 2014).

Historiquement, une autre espèce d'herbivore de la sous-famille des *Caprinae*, « *Myotragus balearicus* », a occupé les îles de Majorque et de Minorque depuis le milieu du quatrième millénaire jusqu'à sa disparition il y a environ 5000 ans. Sa disparition coïncide à peu près avec l'introduction de la chèvre majorquine sur l'île. Cela signifie que la végétation de l'île a toujours connu de l'herbivorie par les *Caprinae*. D'autant plus que son régime alimentaire était similaire à celui des chèvres, avec cependant une prédilection pour les arbustes endémiques baléares (Köhler & Moyà-Solà, 2009).

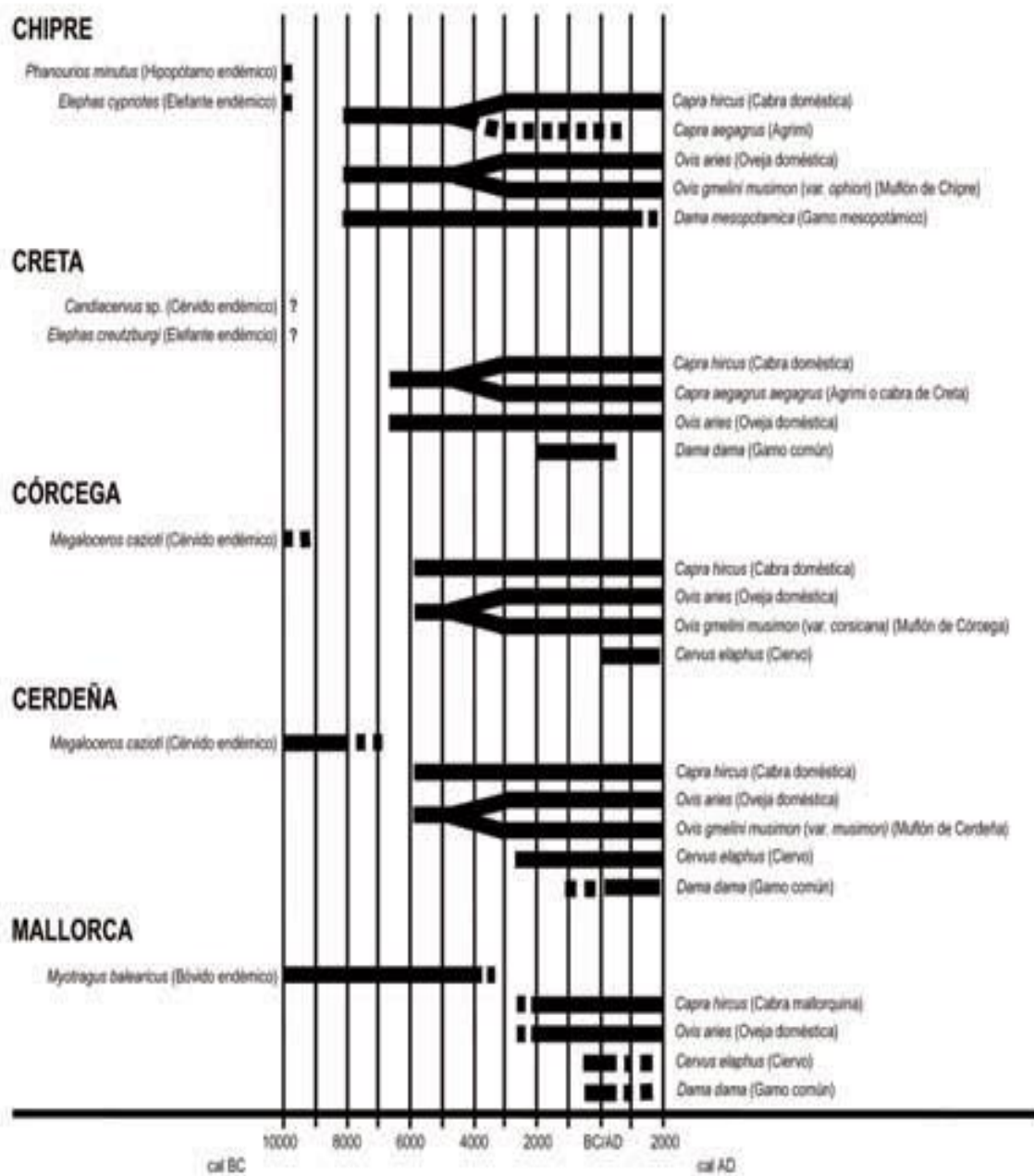


Figure 2 Chronologie des apparitions et extinctions de différents ongulés sur les cinq plus grandes îles méditerranéennes, d'après Seguí et al., 2005.



### 3.2.2. MORPHOLOGIE

Seguí et al. décrivent la chèvre majorquine de manière détaillée en 2005 dans leur publication « La cabra salvaje mallorquina : origen, genética, morfología, notas ecológicas e implicaciones taxonómicas » (Seguí et al., 2005). En voici les informations morphologiques principales.

La chèvre majorquine a une taille légèrement inférieure à la moyenne de *Capra hircus* avec une longueur du corps supérieure à la circonférence de la poitrine. Elle est sujette à un grand dimorphisme sexuel affectant la taille, la coloration, les cornes et la présence de barbe. Les mâles pèsent en moyenne 50 kilogrammes et jusqu'à parfois 70 kilogrammes. Les femelles pèsent quant à elles en moyenne 32 kilogrammes. Les mâles mesurent en moyenne 70 centimètres au garrot contre 56 centimètres chez les femelles.

Leur tête, petite, dispose d'un profil subconvexe. Leurs yeux très expressifs sont situés assez haut sur le visage et sont de couleur ambrée claire. La chèvre dispose de grandes oreilles, larges et droites, dressées ou pendantes. Les mâles, dès l'âge de quatre ou cinq ans, possèdent une barbiche qui deviendra une longue barbe avec le temps. Les cornes sont toujours présentes chez les deux sexes. Chez les mâles, elles se développent en spirale et en forme de « V » presque horizontal et ont une section subtriangulaire. Elles présentent toujours des anneaux de croissance et peuvent atteindre plus de 100 centimètres d'envergure. Les femelles ont des cornes en forme d'arc, parallèles et non spiralées, de section ronde et d'épaisseur et de longueur moindres que chez les mâles.

Le corps de la chèvre est rectangulaire, la cage thoracique aplatie, le croupion incliné et plat. Ses membres antérieurs sont épais, solides et bien musclés. Ses sabots sont noirs. Son pelage est brillant à poils courts de couleur brune rougeâtre foncée. La couleur de la robe varie suivant l'âge et le sexe.

Enfin génétiquement, la chèvre majorquine présente un phénotype unique dans la quasi-totalité des caractères, ce qu'on attend d'un animal sauvage (Seguí et al., 2005).

### 3.2.3. ECOLOGIE

La structure sociale des deux écotypes de chèvre de la Serra de Tramuntana suivent les modèles classiques d'autres populations de chèvres (Rivera-sánchez et al., 2015). L'unité de base est généralement un adulte femelle avec sa descendance dans une unité territoriale partagée avec d'autres groupes similaires (O'Brien, 1988). Les mâles forment quant à eux des groupes nomades célibataires.

Les deux écotypes sont relativement proches écologiquement et éthologiquement mais semblent présenter toutefois de légères différences. Les chèvres hybrides semblent former des groupes plus grands que les chèvres sauvages, ce qui est en accord avec le caractère naturel très grégaire des ongulés domestiques (Pidancier et al., 2006).

Les mâles (chèvre majorquine) sont polygames et réalisent le rut durant 4 à 6 semaines de novembre à décembre. La durée de la gestation est de 23 semaines. Le plus souvent les femelles donnent naissance à un seul chevreau par an, parfois deux. La maturité sexuelle est atteinte à 1 an et demi pour les deux sexes. Cependant, les mâles ne participent effectivement au rut qu'à partir de la troisième ou quatrième année. Les chaleurs ont lieu en mai. Les femelles mettent au monde un jeune par année, généralement à partir de leur troisième année. Les taux de fécondité par classe d'âge sont donnés au Tableau 1.

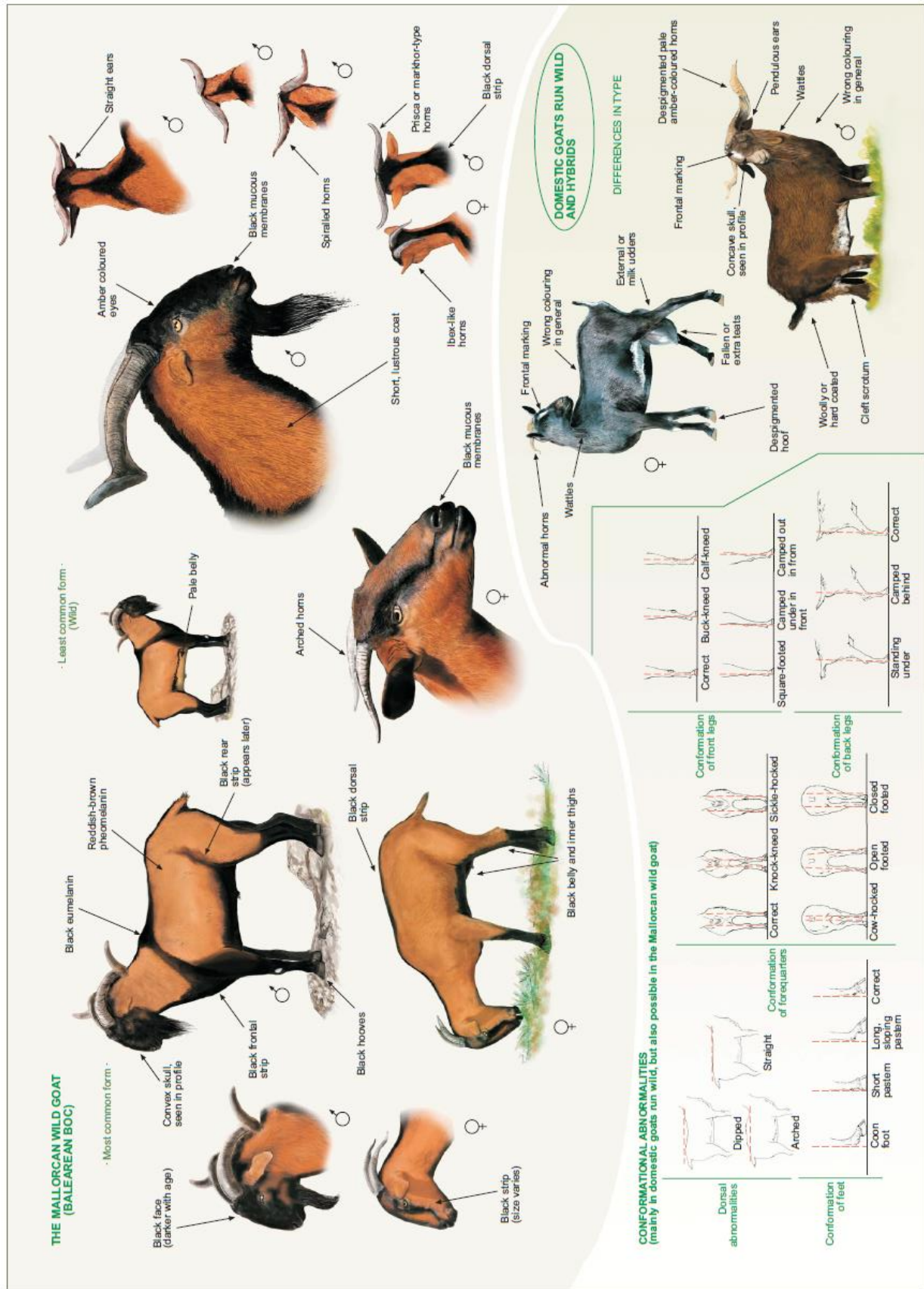


Figure 3 Description morphologique de la chèvre majorquine et présentation des distinctions morphologiques avec les populations domestiques revenues à l'état sauvage. Source : Consell de Mallorca. (2015).

Tableau 1 Taux de fécondité des femelles par classe d'âge. Source : Consell de Mallorca

Classe d'âge	Taux de fécondité
<1	0,00
1-2	0,60
3-5	0,75
5-7	0,85
7-9	0,85
>9	0,80

Les chevreaux naissent de décembre à janvier dans la majorité des cas et jusqu'en avril au plus tard (Magro, 2011). La structure sociale est matriarcale, composée d'une femelle adulte accompagné par une ou deux de ses filles et leurs juvéniles respectifs. Chaque structure occupe un territoire de 10 hectares environ. Les jeunes mâles restent auprès de leur mère jusqu'à l'âge de deux ans environ, puis migrent vers les grands groupes de mâles, appelés troupeaux. Ces troupeaux peuvent atteindre jusqu'à quarante individus. Les chèvres de la Serra de Tramuntana ne sont pas soumises à la prédation, si ce n'est humaine.

### 3.2.4. ÉCOLOGIE NUTRITIONNELLE

Les individus du genre *Capra* sont capables de digérer une large variété de fibres et de fourrages. Leur demande en nutriments dépend de l'âge, du sexe, de la race, de la taille, du climat et du stade physiologique. Les chèvres ruminent et n'ont pas d'incisives ni de canines sur la mâchoire supérieure mais une gencive résistante en bourrelet à la place. Le rumen est la plus grande partie de leur estomac, pouvant accueillir une capacité de 1,0 à 2,7 kilogrammes de bol alimentaire. Leur prise de nourriture quotidienne correspond à 3 à 4 % de leur masse corporelle. Les chèvres préfèrent les jeunes pousses aux vieilles plantes car leurs fibres sont plus faciles à digérer et confèrent un apport énergétique plus grand. Leurs besoins en protéines sont plus élevés durant l'âge juvénile et la lactation (Rashid, 2008).

En ce qui concerne la chèvre majorquine précisément, son régime alimentaire est extrêmement varié, composé de fruits tels que ceux de *Pistacia*, de glands, de pousses tendres de chênes verts et de pins, de feuilles d'herbacées et d'arbustes, ainsi que d'écorces de nombreux types d'arbres (The wild mallorcan goat, 2016). Elle consomme en moyenne une très grande proportion de plantes ligneuses (97,7 %) (Rivera Sánchez, 2014).

Les chèvres ont tendance à suivre des individus plus âgés en temps de sécheresse lorsque la nourriture se fait rare. En effet, les adultes transmettent la localisation des sources en eau et en nourriture de qualité aux plus jeunes (O'Brien, 1988). Les chèvres sauvages sont plus efficaces que les domestiques pour trouver de la nourriture lors des saisons sèches (Rivera-sánchez et al., 2015).

### 3.2.5. GESTION

Le 27 Octobre 2006, le décret 91/2006 qui vise à réguler les populations de chèvres, la chasse de la chèvre majorquine et qui amende les plans de tir entre en application (Consell de Mallorca, 2015). Il prend en compte les dernières recherches scientifiques sur le sujet et les problématiques environnementales courantes qui y sont liées dans le but de (i) Amener la démographie à la capacité d'accueil de l'environnement et éviter les espèces hybrides. (ii) Réguler les bénéfices économiques liés à la chasse de la manière la plus durable et raisonnable possible en promouvant la conservation, la reconstitution et la gestion d'un trophée unique au monde et reconnu par le Safari Club International : la chèvre majorquine. (iii) Promouvoir une optique de collaboration avec les institutions, les propriétaires privés, les chasseurs et les agriculteurs à une échelle géographique suffisamment grande dans le but d'atteindre des résultats raisonnables et dans un laps de temps court.

Par ce décret, il est interdit de chasser un individu de race pure sans autorisation. Par contre, une ASBL, l'« Asociación de Caza Mayor y Conservación de la Cabra Salvaje Mallorquina » s'occupe notamment d'effectuer des éliminations d'individus hybrides afin de préserver la chèvre majorquine de la pollution génétique (Consell de Mallorca, 2015). La chasse a lieu du 1<sup>er</sup> septembre au 15 juillet, c'est-à-dire la quasi-totalité de l'année. Ce sont les conseils cynégétiques, répartis par zones géographiques, qui gèrent la chasse. Pour abattre chaque animal de race pure, le chasseur doit détenir un « Certificat de Grand Gibier de Qualité ». Il existe différents types de certificats, en fonction de la qualité du trophée. Une fois le certificat attribué, le conseil cynégétique attribue un permis qui autorise le chasseur à chasser l'animal. Les conseils cynégétiques travaillent en partenariat avec le gouvernement qui effectue des recensements de population. Étant donné leur complexité due, d'une part à l'hybridation des animaux, et d'autre part à la topographie, les recensements des populations sur l'île sont assez approximatifs et la gestion cynégétique fastidieuse. En 1998, un recensement globalisé sur l'entièreté de l'île a compté 20 000 individus, incluant les deux écotypes (Giannatos et al., 2007). En 2007, la population serait estimée à 10 000 individus dont 1500-2000 de race pure (Giannatos et al., 2007). En 2014, La Direccion General de Caza del Gobierno Balear dénombre 1030 individus en populations contrôlées, les valeurs de densités en populations non contrôlées restant méconnues (Rivera Sánchez, 2014). La Figure 4 montre l'évolution des Indices Kilométriques d'Abondance pour neuf zones de chasse réalisés entre 2006 et 2015. Cet indice ne permet pas de connaître la densité précise mais donne néanmoins l'allure de son évolution au cours des dernières années. Malgré la forte pression des captures, les populations restent croissantes. Cela laisse penser que les effectifs sont sous-estimés.

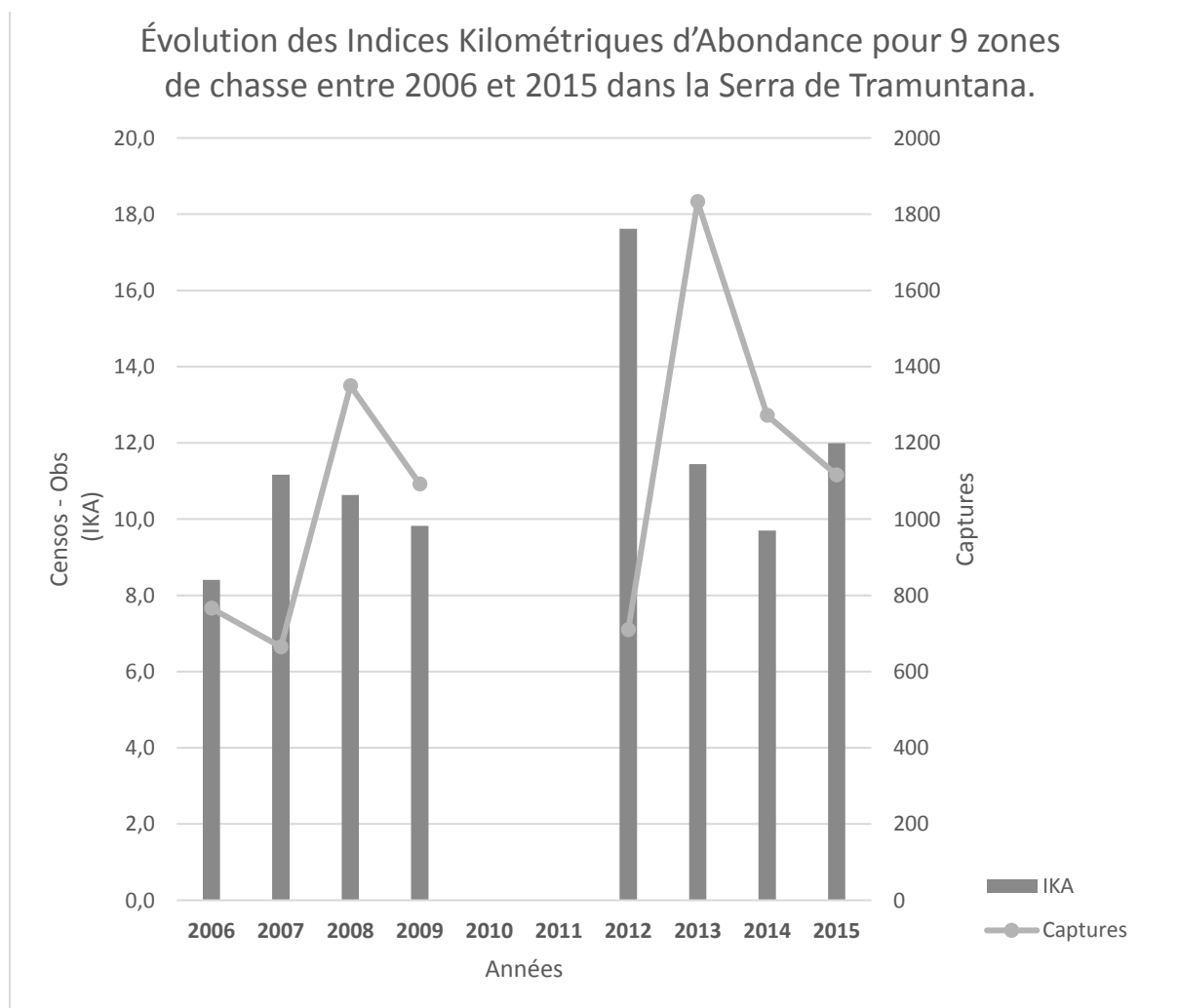


Figure 4 Évolution des Indices Kilométriques d'Abondance et des captures pour neuf zones de chasse entre 2006 et 2015 dans la Serra de Tramuntana. Source : Govern de les Illes Balears



Les recensements sont effectués par les techniciens du Service de la Chasse du Consell de Mallorca, avec la collaboration des conseils cynégétiques. Il y a au minimum deux recensements par an : un en hiver et un en été. La méthode de recensement se fait rarement par Line Transect, mais le plus souvent par la méthode des points fixes. La méthodologie la plus employée est la suivante. Pour chaque individu observé, le pointeur note : (i) le phénotype (race pure ou bien hybride). S’il s’agit de la race pure, deux morphotypes sont encore subdivisés (« Badger Face », avec le ventre noir ou bien « Wild », de robe isabelle pâle), (ii) le sexe pour les individus de plus de 1 an, (iii) la classe d’âge, (iv) la distance à l’observateur obtenue au moyen d’un télémètre, (v) la strate végétale. Ensuite, à l’aide de Système d’Information Géographique, on peut connaître la surface de visibilité du point fixe. Connaissant la surface totale de la zone de chasse et le nombre d’individus recensés sur la zone de visibilité, les gestionnaires extrapolent ainsi la densité totale à la surface totale. Sur base de ces recensements, le Consell de Mallorca dresse finalement des pyramides des âges biannuelles et évalue le nombre de trophées par classe de qualité de chaque zone de chasse. C’est à partir de ces données que les conseils cynégétiques effectuent les plans de tirs.

Depuis la reconnaissance de la chèvre majorquine au SCI, le tourisme cynégétique (majoritairement américain) a pris une ampleur considérable et les enjeux économiques qui lui sont liés sont très importants (Mallorca Convention Bureau, 2011). Par exemple, la chasse d’un animal avec le plus petit certificat de qualité coûtera au minimum 2900 € au touriste chasseur (incluant l’acquisition de permis, la mesure du trophée, les taxes et autres prises en charge) (Figarolas, 2017). Le Tableau 2 montre le prix d’un trophée de chasse selon sa classe de qualité, toutes autres charges non prises en compte (Salvador, 2017). Les enjeux économiques liés aux plans de tirs et donc directement liés aux recensements sont dès lors considérables.

Tableau 2 Prix d’un trophée de chasse en 2017 selon la classe de qualité. Source : Salvador, E. (2017). *Esperas Boc Balear*. Récupéré de <http://www.perdizroja.com/bocbalear/>

Trofeo	Repres.	Bronce	Plata	Oro	Hembra
Boc Balear	1200 €	2300 €	3400 €	4500 €	NO

### 3.2.6. POPULATION ÉTUDIÉE

#### 3.2.6.1. LA VICTORIA



La propriété publique de La Victoria couvre une superficie de 945,18 hectares (Consell de Mallorca, 2015). Son altitude est comprise entre 0 et 444 mètres au-dessus du niveau de la mer. La Victoria présente un atypisme géographique qui la rend très intéressante lorsque l'on étudie l'écologie des populations de chèvres majorquines. En effet, cette langue de terre est d'une part étranglée par la mer depuis ses côtes Ouest jusqu'au Sud-Est, et d'autre part, elle est rattachée à la péninsule au niveau de la ville d'Alcúdia. La ville et la mer rendent la population d'animaux au sein de La Victoria totalement fermée écologiquement. Le Consell de Mallorca a profité de cette particularité géographique pour y ouvrir en 2002 une nouvelle aire de chasse agréée pour la chèvre de race pure. À l'époque, le conseil élimine tous les individus hybrides de la zone et y introduit une quarantaine d'individus de race pure. La Victoria possède alors deux caractéristiques écologiques intéressantes : une population fermée géographiquement et seulement des individus de race pure. Cette nouvelle population s'adapte et croît rapidement dans un environnement alors riche et diversifié en végétation. La chasse légale permet de réguler cette population. La densité optimale d'animaux par aire de chasse fixée par le Consell doit être comprise entre 0,10 et 0,15 individus par hectare et la densité maximale entre 0,15 et 0,20 individus par hectare (Consell de Mallorca, 2015). Les suivis de comptages réalisés par le Consell à La Victoria sont indisponibles jusqu'en 2011, année à partir de laquelle il accepte de fournir ces données. La Figure 5 montre l'évolution des comptages et des captures entre 2011 et 2015.

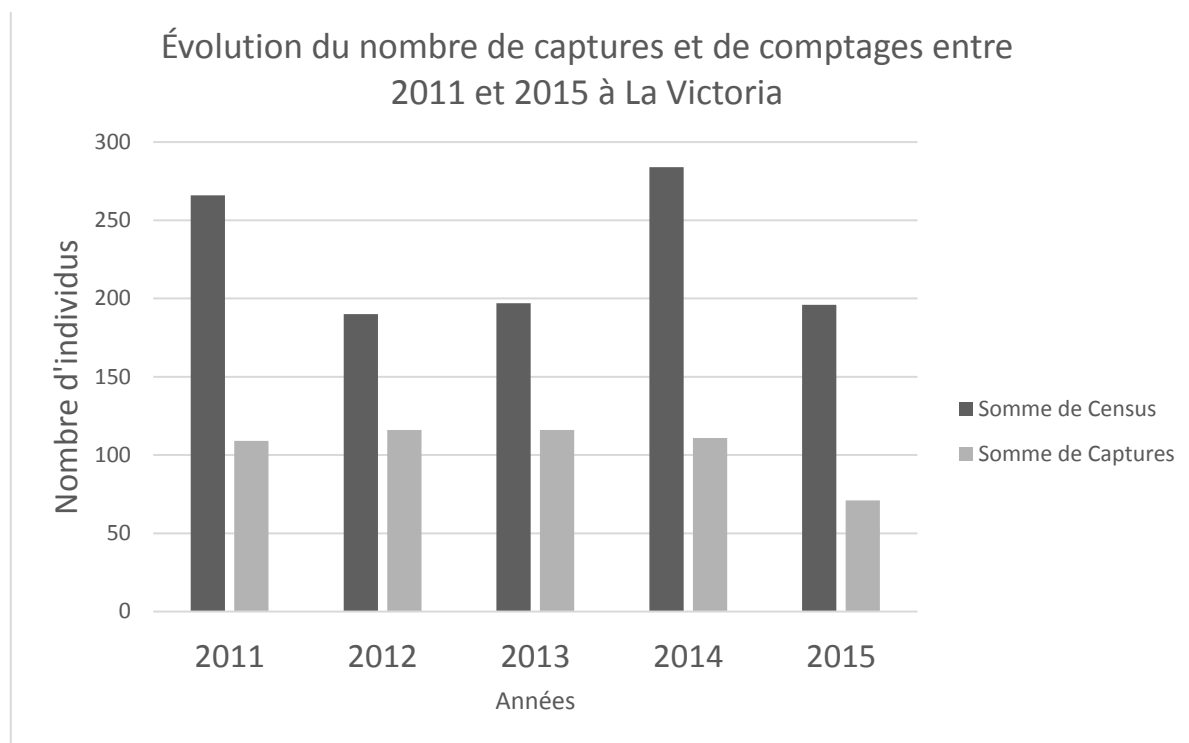


Figure 5 Évolution du nombre de captures et de comptages entre 2011 et 2015 à La Victoria. Source : Govern de les Illes Balears

Cette évolution met en évidence les failles des comptages gouvernementaux puisque, bien que le nombre de captures annuelles demeure relativement constant au cours des années, les effectifs quant à eux varient. Or, le nombre de nouveau-nés annuels ainsi que la proportion de nouvelles femelles en âge de procréer varie très peu d'années en années (Magro, 2011). L'erreur vient par conséquent du comptage et sera discutée dans la discussion (cfr infra p. 50).

L'habitat principal à La Victoria est le *Cneoro tricocci-Ceratonietum siliquae*. Il constitue presque 60 % de la superficie. La forte érosion mécanique du vent, la pression du pâturage, un ensoleillement fort et des sols pauvres et peu profonds caractéristiques des zones karstiques ont déterminé les traits fondamentaux des plantes qui constituent les communautés de cet habitat. Ces plantes sont généralement de petite taille et armées de mécanismes de protection mécanique contre la sécheresse et l'excès de luminosité. De plus, grand nombre d'entre-elles ont développé des mécanismes de protection contre les herbivores tels que la production d'épines ou bien la synthèse de molécules chimiques dissuasives (Herrera, 1991). Les espèces diagnostiques de cet habitat sont *Astragalus balearicus*, *Helichrysum microphyllum* ssp. *microphyllum*, *Hypericum balearicum*, *Rosmarinus officinalis* subsp. *palaui*, *Santolina chamaecyparissus* subsp. *magonica*, *Teucrium balearicum* (*T. marum* ssp. *occidentale*), *Teucrium asiaticum*, *Pastinaca lucida*, *Scutellaria balearica*, *Euphorbia fontqueriana*, *Genista valdes-bermejoi*, *Thymus herba-barona* subsp. *bivalens*, *Teucrium capitatum* subsp. *majoricum* ou encore *Ampelodesmos mauritanica*, *Euphorbia pithyusa*, *Carlina corymbosa*, *Smilax aspera* var. *balearica*, *Sedum dasyphyllum* ssp. *glanduliferum*, *Rubia balearica*.

À La Victoria, bien qu'un peu moins représentés, se retrouvent aussi des habitats du type *Brachypodium phoenicoidis* ou encore *Smilaco balearicae-Ampelodesmetum mauritanicae* (Annexe 2). Enfin, le pourcentage de recouvrement par la végétation est très similaire en forêt (80 %) et dans le maquis (80,9 %) (Rivera Sánchez, 2014).

La Figure 6 montre la limite entre la zone de chasse (zone de droite) et la municipalité d'Alcúdia (zone de gauche). La zone centrale correspond au pare-feu installé et entretenu par le gouvernement pour éviter la propagation des incendies entre les deux zones. La municipalité d'Alcúdia a délimité la zone de chasse en 2012 à l'aide de barrières anti-gibier (pointillés rouges) suite à des plaintes répétées de particuliers souffrant d'intrusions par le gibier. Sur cette image, on peut observer l'état de la végétation

sous la forte pression des herbivores (droite) et en l'absence de pression (gauche), toute autre condition restant inchangée. La zone de droite donne un bon aperçu du désert écologique présent sur l'ensemble de La Victoria. Les taches buissonnantes vert clair sur la gauche de la photo correspondent à l'espèce *Euphorbia dendroïdes*, arbustes qui forment la matrice végétale théorique de ce type d'habitat. L'espèce, très appréciée de la chèvre majorquine, a quasi entièrement disparu depuis la pose de ces barrières en 2012, empêchant les chèvres à chercher leur nourriture en dehors de la zone de chasse. Seuls quelques individus hors de portée de la dent des chèvres ont survécu. La Victoria n'est soumise à aucun statut de protection.



Figure 6 Limite de la zone de chasse de La Victoria. Source : Limpens, A. (2017)



### 3.2.6.2. SON FORTUNY



Figure 7 Source : Oliete, R. (2017). Photo de Son Fortuny. Récupéré de <https://www.wikiloc.com/wikiloc/imgServer.do?id=10501439>

La zone d'intérêt de Son Fortuny couvre une superficie de 252 hectares entre 410 et 1026 mètres au-dessus du niveau de la mer. Son point culminant est le Puig de Galatzo. Son Fortuny, bien que moins exposé aux vents côtiers que le cas extrême de La Victoria, est situé à 500 mètres à vol d'oiseau de la côte Nord-Ouest de l'île. Comme Son Fortuny est plus élevé en altitude que La Victoria, les précipitations y sont plus fréquentes et la végétation, plus abondante, souffre moins de la sécheresse.

Contrairement à La Victoria, la population d'animaux de Son Fortuny n'est fermée par aucune barrière, naturelle ou anthropique. De plus, on n'y retrouve pas uniquement des animaux de race pure mais également la chèvre domestique retournée à l'état sauvage qui s'hybride avec la chèvre majorquine. L'étude de l'évolution des densités d'animaux s'y avère donc encore plus compliquée. Cependant, des comptages sont néanmoins réalisés grâce aux méthodes déjà décrites. La Figure 8 montre l'évolution des comptages et des captures entre 2013 et 2015. Les données des comptages en 2013 ainsi que l'ensemble des données pour les autres années étaient indisponibles. Selon ce graphique, les effectifs y semblent nettement plus faibles qu'à La Victoria, au moins suite aux captures importantes de 2013.

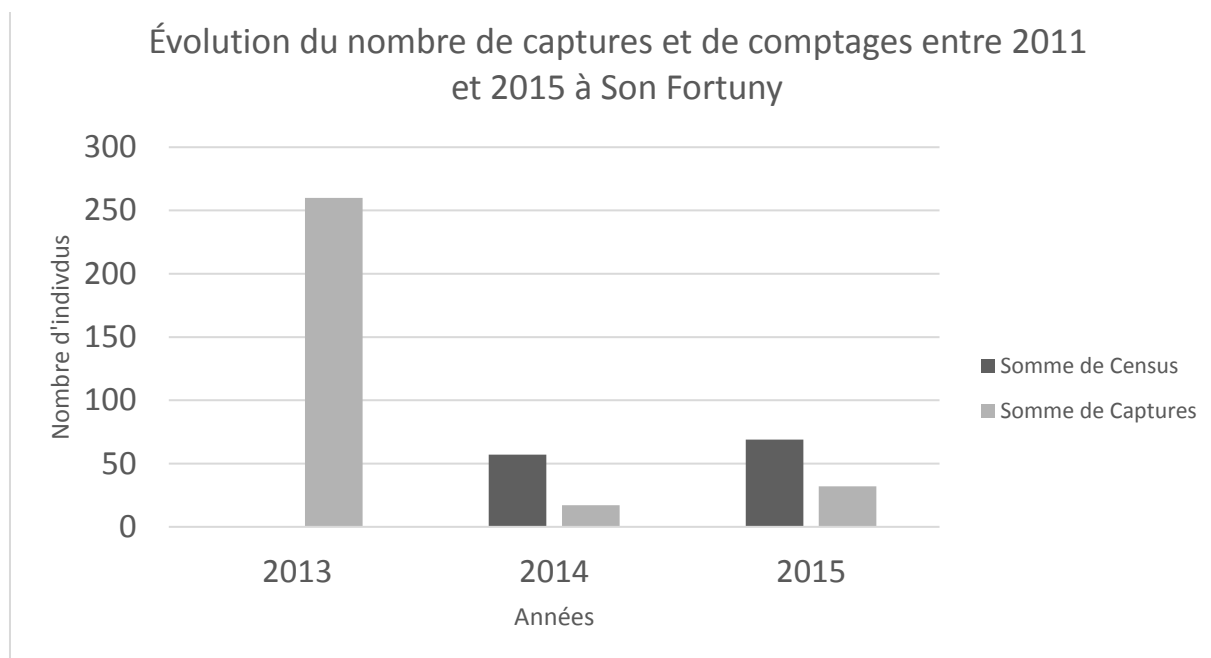


Figure 8 Évolution du nombre de captures et de comptages entre 2013 et 2015 à Son Fortuny.

Source : Govern de les Illes Balears

On retrouve beaucoup d'habitats différents à Son Fortuny, l'habitat dominant étant *Anthyllido cytisoidis-Teucrietum majorici*. Avec ce dernier, *Oleo-Ceratonion*, *Clematido cirrhosae-Quercetum rotundifoliae* et *Smilaco balearicae-Ampelodesmetum mauritanicae* forment 90 % des habitats que l'on y rencontre. Son Fortuny est une Réserve Naturelle mais aussi une aire de chasse. La densité d'animaux et donc son impact sur la végétation y est moindre qu'à La Victoria. On retrouve cependant dans certaines zones des traces d'abrutissement extrême sur les espèces les plus appréciées, alors appelées « broutsaï ». Dans certaines zones de la région, les chèvres opèrent leur art topiaire sur tous les individus des espèces appréciées, formant ainsi des paysages atypiques (Figure 9).



Figure 9 Tapis de broutsaïs (Ile Baléare de Cabrera). Source : Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera. (2016). *Astrágalo de las Baleares, Eriçons, Gatovell (Astragalus balearicus)*. Récupéré de <http://www.mapama.gob.es> N.B. : L'espèce dominante sur cette photo est *Astragalus balearicus*, un endémisme baléare. Son phénotype a naturellement pris la forme de broutsaï au fil de l'évolution afin d'échapper à la dent des herbivores (et notamment *Myotragus balearicus*). Cependant dans certaines conditions, ce type de paysage peut être observé avec beaucoup d'espèces ligneuses appréciées.

### 3.3. PROCÉDURE D'ÉCHANTILLONNAGE ET COLLECTE DES DONNÉES DE TERRAIN

La détermination des facteurs influençant l'effet de *Capra hircus* sur la végétation a été étudiée par l'intermédiaire de mesures de traces d'abrouissement. Depuis quelques années, la mesure de traces d'abrouissement sur la végétation est une méthode de plus en plus utilisée, notamment afin d'évaluer les densités d'ongulés, en parallèle ou en substitution aux comptages classiques (Morellet et al., 2001). Dans le cas de cette étude, les dégâts sur la végétation servent, non pas d'indicateur dans l'estimation des densités d'ongulés, mais permettent de mettre en évidence les facteurs influençant l'herbivorie. Dans une étude concernant une espèce d'ongulés réintroduite, Perea et al. emploient déjà des indices de pression sur la végétation afin de détecter ces facteurs (Perea et al., 2015). Dans leur étude, ils fixent arbitrairement un degré d'abrouissement jugé « non-durable » et basent leurs conclusions en termes de gestion à partir de ce seuil arbitraire. De plus, ils définissent des indices d'appétence pour les espèces végétales à partir des degrés d'abrouissement observé. Nous critiquerons cette méthode dans la discussion (cfr infra p. 50).

#### 3.3.1. PROCÉDURE D'ÉCHANTILLONNAGE

La collecte des données a été réalisée sur 231 transects. La répartition spatiale des transects sur les zones d'études a été distribuée selon un échantillonnage systématique. Ce type d'échantillonnage a été sélectionné pour ses qualités de couverture de la totalité de l'espace, afin d'étudier toute l'hétérogénéité du territoire, ce que l'échantillonnage aléatoire ne permettait pas. En outre, l'échantillonnage stratifié a été rapidement écarté car aucune variable environnementale particulière (et donc pas non plus l'habitat) n'expliquait plus, *a priori*, l'impact de l'herbivore sur la végétation. Enfin l'échantillonnage opéré a permis de réfuter des hypothèses (s'apparentant plutôt à des légendes urbaines) concernant le comportement des animaux dans leur domaine vital. Par exemple, l'hypothèse comme celle qui prétend que les animaux n'exploitent pas tout l'espace mais se cantonnent à rester près des chemins. Les transects mesurent 25 mètres carrés (1m x 25 m) et sont espacés de 200 m les uns des autres sur un quadrillage systématique orienté selon les points cardinaux. Le logiciel GRILLE (Dethier et al., 2015) a été utilisé pour générer la grille d'échantillonnage. La collecte des données a été effectuée sur les deux zones d'étude entre mars et avril 2017, puisque le printemps est considéré comme la meilleure saison pour quantifier l'impact de l'abrouissement chez les espèces ligneuses méditerranéennes (Perea et al., 2015).

Avant la collecte des données, une longue phase de préparation du terrain a été réalisée. L'utilisation d'informations cartographiques et des logiciels ArcGIS, QGIS, Google Earth et de l'application Oruxmap a permis de préparer la collecte de données au mieux afin de minimiser les efforts de terrain. Chacune des deux zones d'intérêt a été découpée en différentes sous-unités de prospection. Ces sous-unités comprennent entre 20 et 30 transects et représentent une journée de travail du lever du soleil à la tombée de la nuit. Un tracé cartographique précis et suivant la topographie a été dessiné au préalable afin d'évoluer de manière la plus ergonomique d'un transect à l'autre dans chaque sous-unité de prospection. L'application Oruxmap pour Android permet d'importer des couches cartographiques au format KML sur smartphone afin d'atteindre les points GPS (transects de la grille d'échantillonnage) suivant les tracés établis au préalable au bureau.

La plupart du temps, l'équipe de terrain était constituée de deux personnes, parfois trois : un releveur-boussolier et un pointeur. Une fois un transect atteint, le releveur déroule un décimètre sur 25 mètres en direction du Nord (quand c'est possible, sinon, il change la direction en notant la nouvelle direction). À l'aide d'un repère d'un mètre de large, il avance le long des 25 mètres et effectue le relevé. Le relevé de terrain est constitué de trois volets. Le premier et principal volet consiste en la mesure du degré d'abrouissement sur la strate ligneuse et semi-ligneuse. Le deuxième volet consiste en la mesure de l'accumulation des fèces. Le troisième et dernier volet est centré sur la régénération. Il consiste en la

mesure de son abondance et de la présence/absence de traces d'abrouissement sur cette régénération. Chaque volet est détaillé plus en détail dans sa partie correspondante et une feuille de relevé est présentée en Annexe 3.

### 3.3.2. ÉVALUATION DE L'HERBIVORIE

Le premier et principal volet consiste à l'attribution d'un degré d'abrouissement (ou encore *Browsing Index* en anglais) à tous les individus de la strate arbustive et arborée, après leur identification taxonomique, sur les 25 mètres carrés. La strate herbacée n'a pas été prise en considération dans l'étude de l'abrouissement car le régime alimentaire de la chèvre majorquine est constitué à 97,7 % de ligneux (Rivera Sánchez, 2014). Prendre en compte la strate arbustive uniquement permet aussi d'écarter les dégâts commis par les autres herbivores (lapins et escargots), bien que ceux-ci soient négligeables par rapports à ceux causés par les chèvres. Pour faciliter la lecture, l'indice d'abrouissement sera désormais abrégé « BI ». BI est compris entre 0 (aucune trace d'abrouissement) et 3 (individus très abrouis) et est attribué selon des règles strictes. Ces règles ont été établies arbitrairement, suivant une logique propre à l'écologie de chacune des espèces. Néanmoins, une série de règles sont communes à toutes les espèces.

Règles communes :

- Sont pris en compte uniquement les individus dont le pied figure au sein des 25 mètres carrés.
- Seules les parties végétales à la portée des chèvres sont prises en compte (i.e. proportion végétale des individus jusqu'à 1,9 mètres au-dessus de la surface du sol (Aldezabal et al., 2000).
- Seuls les individus vivants sont pris en compte.
- Seules les parties vivantes des individus sont prises en compte. Si la plante a souffert de sécheresse ou d'une pathologie la ou les années précédant le relevé, seules les parties de la plante encore consommables par l'animal sont prises en compte dans l'attribution du BI.
- Les valeurs « 0 », « 1 », « 2 », « 3 » de BI ne sont pas absolument définies pour toutes les espèces confondues mais sont respectivement relatives à l'espèce (i.e. proportionnelles à la biomasse moyenne d'une espèce). Cela évite que des espèces naturellement plus volumineuses en biomasse obtiennent systématiquement un score de 3, alors qu'elles ne sont quasi pas abrouies proportionnellement à leur propre biomasse.
- **En plus d'être particulières à l'espèce, les valeurs de BI sont également proportionnelles à la biomasse de l'individu s'il n'avait pas subi d'abrouissement. Si aucune trace d'abrouissement n'est observée, BI = 0. Si moins de 10 % de la masse consommable montre des traces d'abrouissement, BI = 1. Si entre 10 % et 50 % de la masse consommable montre des traces d'abrouissement, BI = 2. Si plus de 50 % de la masse consommable montre des traces d'abrouissement, BI = 3.**

En plus de ces règles générales propres à toutes les espèces, des précisions se doivent d'être apportées pour certaines espèces particulières :

- *Ampelodesmus mauritanica* : Si l'inflorescence montre au minimum une trace d'abrouissement, BI = 1 au minimum. Si l'inflorescence et moins de 10 % des feuilles montrent des traces d'abrouissement, BI demeure égal à 1.
- *Pistacia lentiscus* : Règles générales d'application. Attention que l'espèce est sensible à la sécheresse *a fortiori* sur les versants Sud et perd ses feuilles. L'abrouissement se différencie d'une chute de feuilles due à la sécheresse car il cause aussi l'arrachage du pétiole.
- *Chamaerops humilis* : Si moins de deux palmes montrent des traces d'abrouissement, BI = 1. Si des traces d'abrouissement sont observées sur deux à cinq palmes, BI = 2. Si moins de 10 palmes montrent des traces d'abrouissement mais aucune palme ne montre des traces d'abrouissement jusqu'à sa moitié, BI = 2. Si plus de cinq palmes montrent des traces d'abrouissement, BI = 3.
- *Asparagus balearicus* : la plupart du temps, *Asparagus balearicus* est inaccessible

- *Quercus ilex* : tenir compte de l'abroustissement des gourmands présents sur le tronc même si les feuilles de l'arbre sont inaccessibles. Si des traces d'abroustissement sont observées sur les gourmands du tronc, BI = 1 au minimum.
- *Smilax aspera* : Bien que l'espèce pratique la propagation végétative à l'aide de rhizomes (Tara Luna), chaque nouvelle touffe est comptée comme un nouvel individu.

Il faut avoir à l'esprit que ces traces sur la végétation sont les vestiges du passage des animaux pour les quelques années précédentes. Il est en effet très difficile voire impossible de dater une trace d'abroustissement, à moins qu'elle ne soit très fraîche. Par contre, il est possible de différencier l'auteur de l'abroustissement à l'observation visuelle de l'arrachement (Morellet et al., 2001). Dans le cas qui nous concerne, et *a fortiori* puisqu'on ne s'intéresse pas à la strate herbacée, la quasi-totalité des consommations provenaient d'ongulés et très rarement de rongeurs.

### 3.4. FACTEURS POTENTIELLEMENT LIÉS À L'IMPACT DE L'HERBIVORIE

Ce paragraphe énumère et détaille les variables qui correspondent aux facteurs qui influenceraient *a priori* le degré d'abroustissement. Ce sont ces variables qui tenteront d'expliquer, à l'aide d'un modèle statistique, le degré d'abroustissement sur la végétation. Ces variables ont fait l'objet d'une sélection se basant sur la littérature scientifique qui étudie l'herbivorie et ses impacts (Perea et al., 2015, WallisDeVries et al., 1998 ; Bakker et al., 1997 ; Van Wieren,...). D'une part, une meilleure connaissance de l'impact de ces variables sur le degré d'abroustissement permettra d'imaginer des pistes de gestion dans le but d'atteindre un équilibre faune-flore. D'autre part, elles traduisent dans une certaine mesure les préférences écologiques et comportementales de l'animal (i.e. si un animal préfère un lieu car il dispose des conditions décrites ci-après, il va y séjourner plus longtemps et manger la nourriture qui s'y trouve), ce qui n'a encore jamais été proposé dans la littérature pour la chèvre majorquine. Parmi ces variables, on retrouve l'accessibilité à l'eau, l'altitude, la pression anthropique, l'accès à l'ombre, la présence d'espèces appétentes, la strate, la couverture rocheuse, l'accumulation de fèces, la pente et la présence de prédateurs. Les données cartographiques ont été fournies par le gouvernement des Iles Baléares ou bien téléchargées à partir de bases de données publiques (Corine Land Cover, Landsat). L'ensemble des géotraitements vecteurs et rasters ont été réalisés au moyen du logiciel ArcMap 10.3.1 dans le système de coordonnées ETRS 89 31\_N.

#### 3.4.1. ACCUMULATION DES FÈCES

Une bonne idée de l'abondance locale des animaux et de leurs préférences en termes d'utilisation de l'habitat peut être renseignée par l'accumulation d'excréments sur une zone. Les transects parcourus ont fait l'objet d'un deuxième volet de collecte de données sur le terrain. Un indice d'accumulation d'excréments a été attribué à chaque transect. Cet indice est noté « PI » (pour Pellet Index) et sa valeur est comprise entre 0 et 3, comme pour le BI. La valeur 0 a été attribuée aux transects ne présentant aucun excrément, la valeur 1 a été attribuée dès qu'il y avait présence d'au moins une crotte et jusqu'à 5 % de recouvrement, la valeur 2 entre 5 % et 10 % de recouvrement et la valeur 3 pour plus de 10 % de recouvrement. L'accumulation des excréments dépend beaucoup de leur taux de décomposition. Ce taux est fonction du régime alimentaire de l'animal mais également de facteurs environnementaux (pluviométrie, épaisseur de la litière) (Acevedo et al., 2010). Par ailleurs, la détectabilité des excréments (dépendant notamment du type de milieu) a été prise en compte dans l'attribution des valeurs des indices. Une appréciation visuelle a suffi à corriger les valeurs des indices en fonction de la détectabilité en les grossissant si cette dernière était médiocre. Cet indice donne une idée grossière mais bonne de l'abondance et des préférences d'utilisation de l'habitat des chèvres pour chaque transect.

### 3.4.2. L'ACCESSIBILITÉ À L'EAU

La Serra de Tramuntana regorge de cours d'eau asséchés la majorité de l'année. Les précipitations sont uniquement suffisantes pour permettre le ruissellement dans le lit des rivières en hiver et quelques jours après de fortes précipitations. La disponibilité en eau pour la faune est par conséquent très limitée. Il arrive même régulièrement que les chèvres aillent s'abreuver d'eau de mer (Capó, com. Pers.). Néanmoins, le Consell de Mallorca prévoit des points d'eau approvisionnés toute l'année pour abreuver la faune. La variable quantitative « accessibilité à l'eau (« Dwater ») est matérialisée par la distance entre chaque transect et le point d'eau le plus proche. Elle varie entre X et Y et elle est calculée en mètres via la fonction Near d'ArcGIS.

### 3.4.3. L'ALTITUDE

Les précipitations augmentent avec l'altitude et, dans ces régions particulièrement arides, l'abondance de la végétation augmente donc aussi avec l'altitude. Les chèvres auraient donc *a priori* plus tendance à séjourner dans les endroits plus élevés, puisque plus riches en nourriture. Le fait que les deux zones d'étude se trouvent à des gammes d'altitudes différentes est une des raisons pour laquelle elles doivent être analysées séparément. La variable quantitative « Altitude » est calculée en mètres *via* la fonction Hillshade d'ArcGIS.

### 3.4.4. LA PRESSION ANTHROPIQUE

En règle générale, les animaux sauvages vont avoir tendance à éviter le contact avec l'humain (Thaker et al., 2011). La situation dans La Serra de Tramuntana est particulière puisque les chèvres ont appris, depuis l'essor touristique de l'île, que l'homme n'est pas forcément source de danger mais peut être source de nourriture, d'autant plus pour des animaux affamés. La variable quantitative relative à la pression anthropique est matérialisée par la distance d'un transect aux chemins ou routes et est notée « Dways ». Elle varie entre 1 et 470 et son unité est le mètre. Les données référençant précisément et exhaustivement tous les chemins de promenade n'ont pas encore été cartographiées pour l'île. Par contre, ses montagnes accueillent un grand nombre de touristes sportifs qui enregistrent leurs promenades dans l'application Google *Wikiloc*. Cette source publique de données a été utilisée pour caractériser cette variable.

### 3.4.5. L'ACCÈS À L'OMBRAGE

La chaleur est un élément clef de la distribution des espèces sauvages (Thaker et al., 2011). Dans les montagnes de la Serra de Tramuntana, les chèvres occupent tous les espaces l'hiver alors qu'elles préfèrent demeurer à l'ombre ou bien sur les versants plus frais l'été. L'accès à l'ombrage est matérialisé par la variable quantitative « Exposition » qui varie entre 0 et 359,9° et calculée via la fonction Aspect d'ArcGIS pour chaque transect. Étant donné que l'exposition en degré est une variable quantitative cyclique, elle ne peut pas être utilisée comme telle mais doit subir une transformation cosinus qui traduit l'exposition Nord-Sud. L'exposition Est-Ouest, qui peut être traduite par le sinus de l'angle a peu d'intérêt dans la caractérisation de l'accès à l'ombrage. Dès lors, la variable quantitative « cosx » traduit l'exposition Nord-Sud. Elle varie entre -1 (plein Sud) et 1 (plein Nord) et n'a pas d'unité.

### 3.4.6. LA STRATE VÉGÉTALE

Il est bien connu que le type de strate joue un rôle sur la distribution spatiale des individus (Thaker et al., 2011). La variable qualitative « Stratum » traduit trois grandes strates qui sont la strate arbustive « Shrubland », la strate forêt « Coniferous » et une strate mixte « Mixed », qui fait l'intermédiaire entre les deux « Mixed ». Ces données ont été fournies par le gouvernement des Iles Baléares.

### 3.4.7. LA PRÉSENCE D'ESPÈCES APPÉTENTES

À une échelle plus précise que la strate ou l'habitat, la présence d'espèces appétentes sur une zone peut influencer l'herbivorie des espèces alentour. D'une part, les relevés effectués donnent la liste des espèces pour chaque transect. D'autre part, le Tableau 3 proposé par Rivera et al. présente les indices d'appétence pour les espèces arbustives les plus communes et pour les deux types de chèvres rencontrées à Majorque. L'indice proposé est l'indice de préférence de Kautz et Van Dyne (1978). Cet indice varie entre -1 (rejet maximum pour la plante) et 1 (préférence maximum). Afin d'expliquer l'herbivorie par la présence d'espèces appétentes sur un transect, la variable « Pref » a été construite et correspond au nombre d'individus par transect ayant un indice de Kautz  $\geq 0,25$ .

Tableau 3 Indices corrigés de Kautz pour des espèces ligneuses communes de la Serra de Tramuntana, les deux types de chèvres confondus et toutes saisons confondues Source : (Rivera Sánchez, 2014).

Espèce	Kautz Preference
Olea europaea	0,70
Cistus sp	0,33
Smilax aspera	0,25
Erica multiflora	0,19
Phillyrea angustifolia	0,13
Chamaerops humilis	0,02
Pinus halepensis	-0,09
Pistacia lentiscus	-0,59
Ampelodesmos mauritanica	-0,69

### 3.4.8. LA COUVERTURE ROCHEUSE

Perea et al. montrent que la couverture de roche est une variable qui explique de manière importante le degré d'abrutissement (Perea et al., 2015). Cette variable quantitative représente la proportion relative de roche affleurante par unité de surface. Elle est calculée à partir du traitement d'orthophotoplans par classification supervisée en 4 classes de « Rocky Index ». Elle varie de « RI\_1 » (faible proportion de roche affleurante) à « RI\_4 » (grande proportion de roche affleurante). La valeur « RI\_0 » est attribuée pour les zones de forêts où il est impossible de caractériser la couverture rocheuse sous le couvert. Par conséquent, certains transects n'ont pas de valeur pour cette variable.

### 3.4.9. LA PENTE

On sait que les ongulés sauvages apprécient demeurer sur des surfaces escarpées afin d'avoir une bonne visibilité sur les alentours et échapper aux prédateurs (Couturier, 1958). La variable quantitative pente (« Slope ») est calculée via la fonction Slope d'ArcGIS. Elle varie entre zéro et l'infini et est exprimée en pourcent.

### 3.4.10. L'ABONDANCE DES HERBIVORES

De manière triviale, l'abondance des herbivores explique le degré d'abrutissement sur la végétation. On pourrait penser qu'expliquer l'abrutissement par la densité d'animaux à l'échelle de nos zones d'étude n'a pas de sens, étant donné le mouvement des animaux dans un espace assez réduit. Cependant, la chèvre majorquine est un animal territorial. C'est pourquoi l'indice déjà décrit de couverture d'excréments « PI » pourra servir de proxy dans l'estimation grossière de l'abondance. Cet indice sera inclus dans les analyses aux côtés des autres variables dans le but d'expliquer l'abrutissement.

### 3.4.11. LA PRÉSENCE DE PRÉDATEURS

À Majorque, l'espèce éteinte *Myotragus balearicus* possédait des prédateurs et notamment des oiseaux de la famille des Accipitridés, comme l'aigle botté *Hieraetus pennatus*. À l'heure actuelle, la chèvre majorquine n'a plus de prédateur si ce n'est l'homme. Le facteur prédation n'a dès lors pas lieu de figurer dans le jeu de variables.



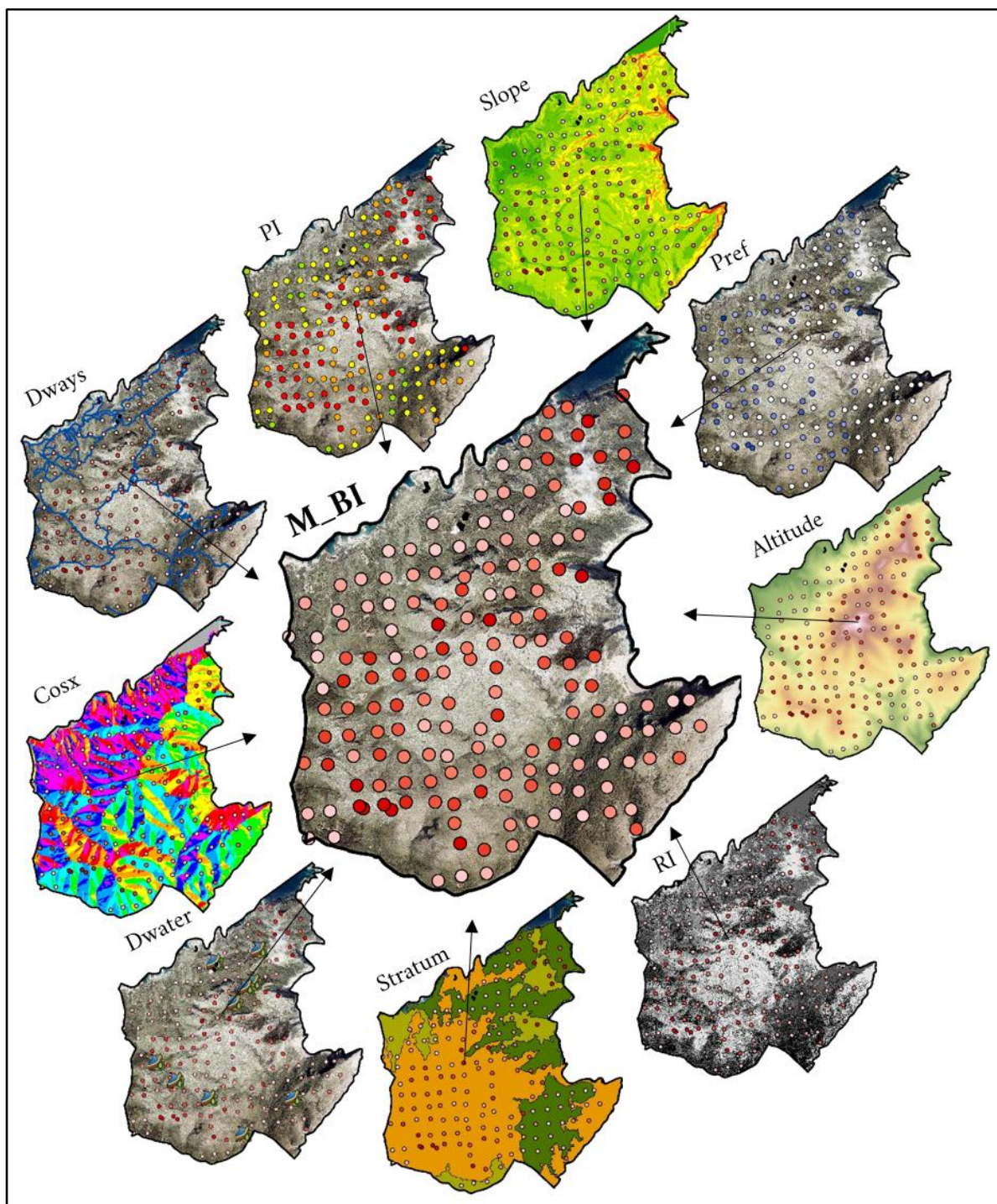


Figure 10 Représentation cartographique des différents facteurs expliquant le degré d'abrutissement (exemple de la zone d'étude de La Victoria). Au centre : M\_BI = BI moyen par transect et toutes espèces confondues. En périphérie : PI = couverture d'excréments, Dways = Distance aux chemins et routes, Dwater = distance aux points d'eau, RI = couverture rocheuse, Slope = pente, cosx = Exposition, Pref = appétence, Stratum = Strate, Altitude. Les valeurs des variables ont été extraites pour chaque transect après construction de ces cartes à partir de géodonnées brutes.

### 3.5. COMPLÉMENT D'ANALYSE : LA DURABILITÉ DES ÉCOSYSTÈMES ÉVALUÉE À TRAVERS L'ÉTAT DES LIEUX DE LA RÉGÉNÉRATION LIGNEUSE

En complément à l'étude principale qui consiste en la recherche des facteurs environnementaux influençant le plus l'abrouissement, nous nous sommes intéressés à dresser l'état des lieux de la régénération ligneuse et semi-ligneuse (i.e. mêmes espèces de plantes que précédemment) afin d'évaluer la durabilité des écosystèmes sur le long terme<sup>3</sup>.

Cette analyse complémentaire a fait l'objet d'un troisième et dernier volet de collecte de données de terrain sur les mêmes transects. Pour chaque transect, toute la régénération de la strate arbustive a été relevée, identifiée et sa hauteur estimée. La présence ou l'absence de traces d'abrouissement a été notée pour chacun de ces individus. Seuls les individus de la strate arbustive et estimés à moins de trois ans ont été considérés dans ce relevé. Ensuite, par transect, ont été construits deux indices basés respectivement sur deux critères : l'abondance de régénération et la proportion de traces d'abrouissement. L'indice Régé<sub>1</sub> de l'abondance de régénération est calculé en considérant qu'un transect détenant une excellente régénération compte 30 individus régénérés sur les 25 m<sup>2</sup>.

$$\text{Régé}_1 = 100 \frac{n_{\text{régé total}}}{30}$$

Avec «  $n_{\text{régé total}}$  » le nombre d'individus régénérés sur le transect. Régé<sub>1</sub> est exprimé en pourcents et varie de 0 à 100. Il plafonne à 100 % si le nombre d'individus régénérés sur le transect est supérieur à 30. L'indice Régé<sub>2</sub> de la proportion de traces d'abrouissement donne une idée du degré d'abrouissement à l'échelle du transect.

$$\text{Régé}_2 = 100 \frac{n_{\text{régé abrouitis}}}{n_{\text{régé total}}}$$

Avec «  $n_{\text{régé abrouitis}}$  » le nombre d'individus régénérés par transect montrant des traces d'abrouissement. Il est aussi exprimé en pourcents et varie de 0 à 100. Ces indices ne tiennent pas ici compte du degré d'abrouissement, de l'espèce ou bien encore des caractéristiques du milieu mais simplement de la présence ou non de traces d'abrouissement.

---

<sup>3</sup> Morellet et al. proposent une méthode pour évaluer l'impact de l'herbivorie sur la régénération ligneuse. Cette méthode, qui ne prend en compte que des placettes d'un mètre carré, aurait été inutilisable pour cette étude. En effet, dans le cas qui nous concerne, la rareté de la régénération n'aurait pas permis d'obtenir des quantités suffisantes d'observations pour l'analyse à partir d'un échantillon techniquement réalisable (Morellet et al., 2001).

### 3.6. ANALYSES STATISTIQUES

Afin de déterminer si les variations environnementales et la distribution des espèces végétales contribuent à augmenter l'impact des herbivores, différents outils statistiques ont été employés.

Comme nous l'avons vu au point 3.2.6. (cfr supra p. 20), il existe de grandes différences environnementales et de densité d'herbivores entre les zones d'étude de La Victoria et Son Fortuny. Dès lors, les analyses ont systématiquement été réalisées séparément. Le cheminement scientifique pour répondre à la question s'est déroulé en deux phases.

La première phase est exploratoire, elle présente des statistiques descriptives, l'étude des corrélations entre les variables et dresse les cartes environnementales entre les observations pour chaque zone d'étude. Ces premières analyses permettent d'explorer le jeu de données quantitativement et spatialement. L'analyse des corrélations a été réalisée avec le package PerformanceAnalytics (Carl & Peterson, 2014) dans le logiciel R v.3.4.0.

La présence d'autocorrélation spatiale invalide les conditions d'utilisation de nombreux outils statistiques, notamment les techniques de régression, qui nécessitent comme condition d'application le fait que les valeurs des variables soient indépendantes d'un individu à l'autre (Miller, 2004). L'autocorrélation spatiale entre les transects pour chaque variable a été vérifiée au moyen de l'indice de Moran appliquée à une matrice d'interactions spatiales.

$$I_{Moran} = \frac{n}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij}} \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

où  $i, j$  = unité spatiale ;  $n$  = nombre d'unités spatiales ;  $x_i$  est la valeur de la variable dans l'unité  $i$  ;  $\bar{x}$  est la moyenne de  $x$  ; et  $w_{ij}$  sont les éléments de la matrice d'interactions spatiales, définie sous la forme de la contiguïté<sup>4</sup> d'ordre 1.

Les distances environnementales ont été générées au moyen d'une analyse en composantes principales à l'aide du package FactoMineR (Lê et al., 2008). L'analyse en composantes principales (ACP) est une méthode d'analyse statistique multivariée qui consiste à transformer des variables corrélées en nouvelles variables décorréelées les unes des autres, appelées composantes principales. Elle permet de réduire le nombre de variables et de rendre l'information moins redondante dans l'explication de la variance des données (Hotelling, 1933).

La seconde phase de la démarche consiste à fournir la réponse à la question avec un degré de confiance statistique. Afin de déterminer si les variations environnementales et la distribution des espèces végétales contribuent à augmenter le degré d'abrutissement, une régression des moindres carrés partiels (Partial

---

<sup>4</sup> La matrice de contiguïté : généralement, les éléments de la matrice de contiguïté d'ordre  $k$  sont définis comme le nombre minimal de frontières qu'il faut franchir pour aller d'une unité spatiale à l'autre. Matrice de contiguïté d'ordre 1 : les éléments de la matrice sont égaux à 1 si deux unités sont voisines et sont nuls dans le cas contraire. C'est la forme la plus simple d'interactions spatiales, souvent suffisante pour déterminer les niveaux autocorrélation spatiales d'une variable (OASIS).

Least Square Regression) a été réalisée. Cet algorithme emprunte sa démarche à la fois à l'analyse en composantes principales (ACP) et à la régression. La régression PLS maximise la variance des prédictors ( $X_i = X$ ) et maximise la corrélation entre  $X$  et la variable à expliquer  $Y$ . L'ensemble des prédictors (variables explicatives) est appelé « block X » et l'ensemble des variables à expliquer est appelé « block Y ». Plus précisément, la régression PLS cherche des composantes liées aux blocks  $X$  et à  $Y$ , appelées respectivement  $T$  et  $U$ , servant à exprimer la régression de  $Y$  sur ces composantes et finalement de  $Y$  sur  $X$  (Tenenhaus, 1999). Ce type de régression est particulièrement utile quand on a besoin de prédire un ensemble de variables dépendantes à partir d'un ensemble très grand de variables explicatives qui peuvent être fortement corrélées entre elles (Vancolen, 2004 ; Geladi & Kowalski, 1986). Cette analyse a été réalisée à l'aide des packages `plsdepot` (Sanchez, 2012) et `plsrm` dans le logiciel R v. 3.4.0.

## 4. RÉSULTATS

Comme expliqué au paragraphe précédent, ce chapitre sera subdivisé en deux phases. La première est exploratoire, nous y présenterons des statistiques descriptives à propos de la communauté végétale étudiée et son état d'abrouissement, de manière quantitative et de manière spatiale. Dans la deuxième phase seront présentés les résultats de l'analyse PLS proprement dite. Enfin, à la suite de ces deux phases exposant les principaux résultats, un paragraphe de résultats complémentaires à l'analyse sera consacré à l'état des lieux de la régénération ligneuse.

### 4.1. PREMIÈRE PHASE : EXPLORATION DES DONNÉES

#### 4.1.1. L'ABROUISSEMENT EN CHIFFRES

Au total, 10 338 plantes réparties sur les 231 transects se sont vues attribuer un BI. Le Tableau 4 présente certains paramètres descriptifs pour les deux zones d'étude.

Tableau 4 Paramètres caractérisant la communauté végétale à La Victoria, à Son Fortuny et sur l'ensemble des deux zones.

	La Victoria	Son Fortuny	Total
<b>Superficie (ha)</b>	945	252	1197
<b>Nb transects</b>	172	59	231
<b>Nb individus</b>	7026	3312	10338
<b>Nb moyen d'individus/transect</b>	40,8 ( $\sigma = 14,4$ )	56,1 ( $\sigma = 46,1$ )	44,75
<b>Nb espèces</b>	22	24	29
<b>Nb moyen espèces/transect</b>	3,8	5,31	4,19

*Ampelodesmos mauritanica* constitue la matrice végétale. Elle est présente sur 97 % des transects et représente 52 % de l'ensemble des individus. À La Victoria, trois espèces, *Ampelodesmos mauritanica*, *Pistacia lentiscus* et *Chamaerops humilis* représentent à elles seules plus de 90 % des individus de la strate arbustive. À Son Fortuny, il faut cumuler huit espèces pour représenter 90 % des individus. On rencontre en moyenne plus d'individus à Son Fortuny qu'à La Victoria et environ trois fois plus d'espèces différentes par transect.

Les trois espèces les plus appétentes *Olea europaea*, *Cistus sp.* et *Smilax aspera* (selon Rivera Sánchez et al., 2014) ont un BI toujours très élevé à l'exception de *Cistus sp.* Les espèces du genre *Cistus* sont *Cistus albidus* qui obtient un BI moyen de 0,04, *Cistus monspeliensis* (BI moyen = 0,41) et *Cistus salvifolius* (BI moyen = 1,76). *Rhamnus bourgeanus*, *Olea europaea*, *Smilax aspera*, *Teucrium sp.* et *Quercus ilex* sont les espèces les plus abrouties avec des BI moyens supérieur à 2,5 et une bonne représentativité ( $N > 70$ ). Le BI moyen à La Victoria est de 1,31 tandis qu'il est de 1,94 à Son Fortuny. Enfin globalement, le BI total moyen pondéré par le nombre d'individus atteint la valeur très élevée de 1,51 (Tableau 5).

Tableau 5 Abondance des différentes espèces et leur BI moyen pour chaque zone d'étude et pour les deux zones confondues.

	La Victoria		Son Fortuny		Total	
	Nb individus	BI moyen	Nb individus	BI moyen	Nb individus	BI moyen
<i>AMPELODESMOS MAURITANICA</i>	4934	1,21	1130	1,22	6064	1,21
<i>ARBUTUS UNEDO</i>			69	1,64	69	1,64
<i>ASPARAGUS ACUTIFOLIUS</i>	132	2,39			132	2,39
<i>ASTRAGALUS BALEARICUS</i>	4	0,00	6	0,00	10	0,00
<i>BUXUS BALEARICA</i>			4	1,50	4	1,50
<i>CISTUS ALBIDUS</i>	24	0,00	3	0,33	27	0,04
<i>CALICOTOME SPINOSA</i>	28	1,75	27	1,93	55	1,84
<i>CHAMAEROPS HUMILIS</i>	424	1,62	4	2,00	428	1,62
<i>CISTUS MONSPELIENSIS</i>	17	0,41			17	0,41
<i>CNEORUM TRICOCCUM</i>			12	1,58	12	1,58
<i>CISTUS SALVIFOLIUS</i>	1	0,00	54	1,80	55	1,76
<i>EUPHORBIA DENDROIDES</i>	5	3,00	1	3,00	6	3,00
<i>EPHEDRA FRAGILIS</i>	2	0,50			2	0,50
<i>EUPHORBIA PITHYUSA</i>			2	2,50	2	2,50
<i>ERICA MULTIFLORA</i>	60	1,05	210	1,36	270	1,29
<i>HYPERICUM BALEARICUM</i>	16	0,06	121	0,02	137	0,03
<i>JUNIPERUS OXYCEDRUS</i>			35	2,34	35	2,34
<i>LAVANDULA SP.</i>	1	3,00			1	3,00
<i>LONICERA IMPLEXA</i>			1	0,00	1	0,00
<i>OLEA EUROPAEA</i>	208	2,99	11	3,00	219	2,99
<i>PINUS HALEPENSIS</i>	53	1,74	65	2,23	118	2,01
<i>PISTACIA LENTISCUS</i>	1052	1,18	208	1,48	1260	1,23
<i>QUERCUS ILEX</i>	2	1,50	42	2,88	44	2,82
<i>RHAMNUS ALATERNUS</i>	1	2,00			1	2,00
<i>RHAMNUS BOURGEANUS</i>			72	3,00	72	3,00
<i>ROSMARINUS OFFICINALIS</i>	29	0,59	38	0,08	67	0,30
<i>SMILAX ASPERA</i>	25	2,56	979	2,99	1.004	2,98
<i>TEUCRIUM ASIATICUM</i>			3	3,00	3	3,00
<i>TEUCRIUM CAPITATUM</i>	1	3,00			1	3,00
<i>TEUCRIUM MARUM</i>	7	2,00	215	2,94	222	2,91
<b>TOTAL GÉNÉRAL</b>	<b>7026</b>	<b>1,31</b>	<b>3312</b>	<b>1,94</b>	<b>10338</b>	<b>1,51</b>

#### 4.1.1. L'ABROUTISSEMENT DANS L'ESPACE

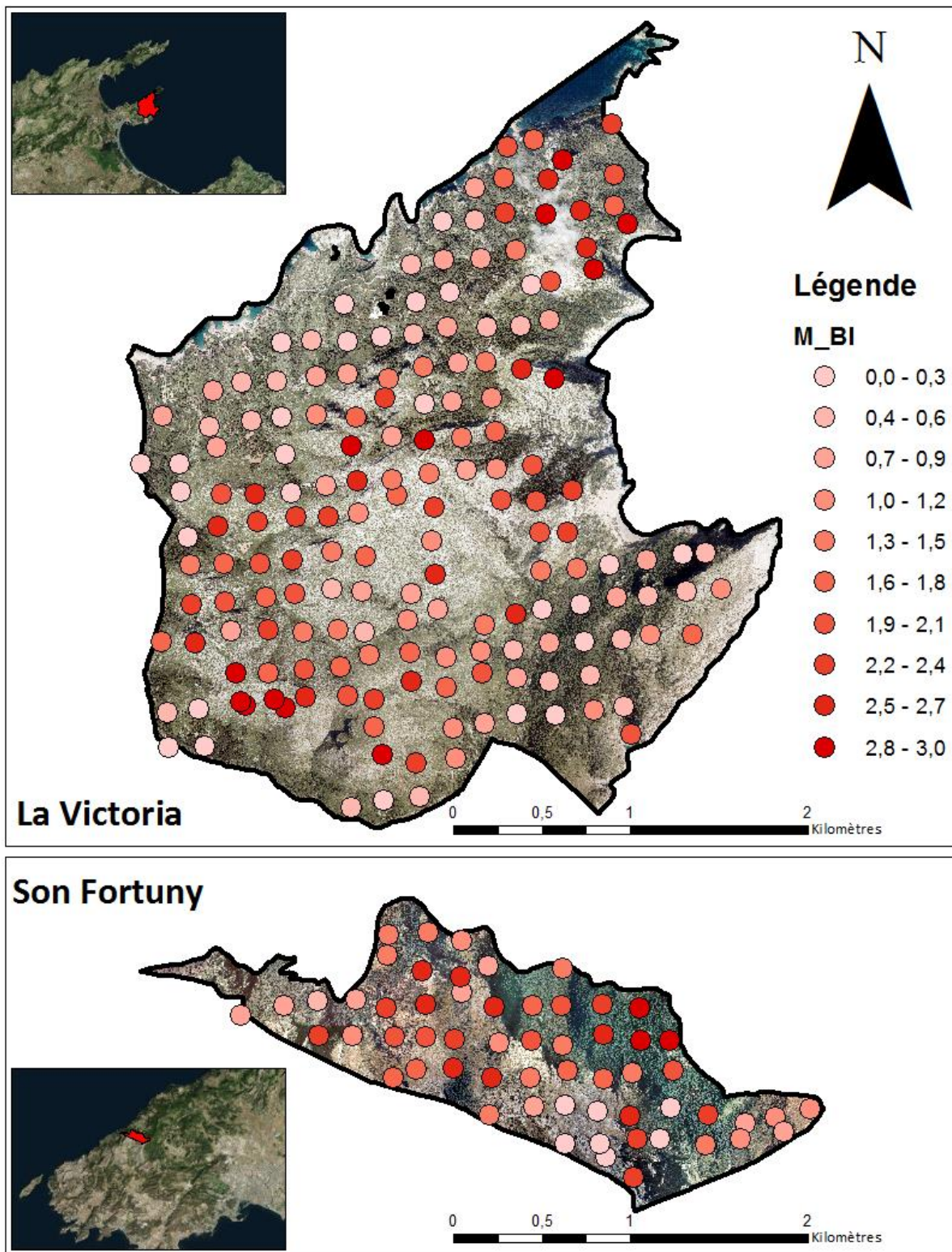


Figure 11  $M_{BI}$  : BI moyen par transect et toutes espèces confondues sur les deux zones d'étude.

On peut observer des gradients spatiaux dans le degré d'abrutissement moyen sur les deux zones d'étude (Figure 11).

#### 4.1.2. ÉTUDE DES CORRÉLATIONS ENTRE PRÉDICTEURS

Les matrices des corrélations permettent une première visualisation des relations qui lient les différentes variables deux à deux. Cette étude est préliminaire, elle ne permet pas de répondre statistiquement à la question posée mais donne des pistes de réponses. Une matrice a été dressée par zone d'étude. La diagonale principale représente les distributions de chaque variable au moyen d'histogrammes. Sous la diagonale principale sont représentées les corrélations croisées entre les variables deux par deux en nuage de points et leur courbe de tendance. Au-dessus de la diagonale principale sont affichés les coefficients de corrélation selon la méthode de Pearson entre les variables deux par deux.

##### 4.1.2.1. LA VICTORIA

La Figure 12 représente la matrice des corrélations entre toutes les variables quantitatives pour La Victoria. Malgré la grande taille de l'effectif ( $N = 172$ ), les populations des variables environnementales ne présentent pas systématiquement une distribution normale. Pour la variable « cosx », la dissymétrie gauche s'explique par le fait que la zone d'étude est beaucoup plus exposée au Sud qu'au Nord. Pour la variable « RI », la normalité de la distribution n'est pas flagrante puisqu'on a seulement 4 classes de couverture rocheuse. Pour « Dways », la dissymétrie est due au hasard. Les variables « Altitude », « Dwater » et « Slope » ont une distribution normale. Les transects avec de très fortes pentes sont néanmoins moins bien représentés<sup>5</sup>. La variable « Pref » présente une forte dissymétrie gauche.

Après avoir observé la distribution des effectifs au sein des différentes populations de variables, il est intéressant de regarder le comportement de la variable réponse « M\_BI » par rapport à toutes les autres. En observant les courbes de tendance, on peut constater les résultats préliminaires suivants. D'une manière générale et dans des mesures différentes, « M\_BI » varie en même temps que « PI », « Altitude », « Dways », « RI », « Slope » et « Cosx ». Il est indifférent à « Dwater » et « Pref ». Ces constatations sont confirmées par les valeurs des coefficients de corrélation. Le fait que cette dernière variable ne soit pas corrélée à « M\_BI » et présente une forte dissymétrie gauche fera l'objet d'un paragraphe dans la discussion.

Enfin, la Figure 12 met en évidence l'importante multicolinéarité qui lie l'ensemble des variables.

---

<sup>5</sup> Parce que difficiles d'accès ou parfois trop dangereux pour effectuer le relevé. Cependant, puisque les chèvres sont non-suicidaires, on pourrait considérer l'abrutissement nul à partir d'un certain pourcentage de pente. Il était néanmoins aussi impossible d'effectuer le relevé dans la majorité des cas, ce qui explique le peu de transects avec des pentes > 100 %.



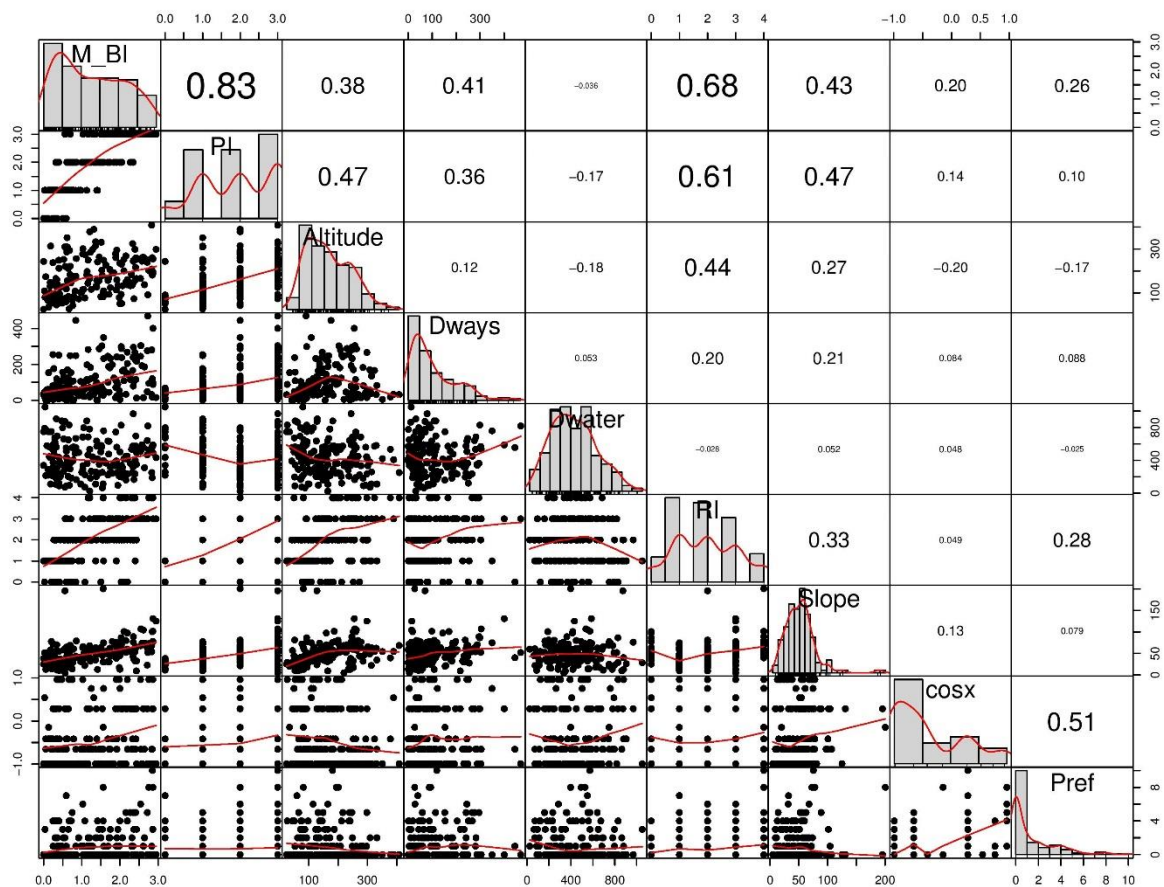


Figure 12 Matrice de corrélation selon la méthode de Pearson entre les différentes variables pour La Victoria. Abréviations : M\_BI = BI moyen, PI = couverture d'excréments, Altitude, Dways = Distance aux chemins et routes, Dwater = distance aux points d'eau, RI = couverture rocheuse, Slope = pente, cosx = Exposition, Pref = appétence.

4.1.2.2. SON FORTUNY

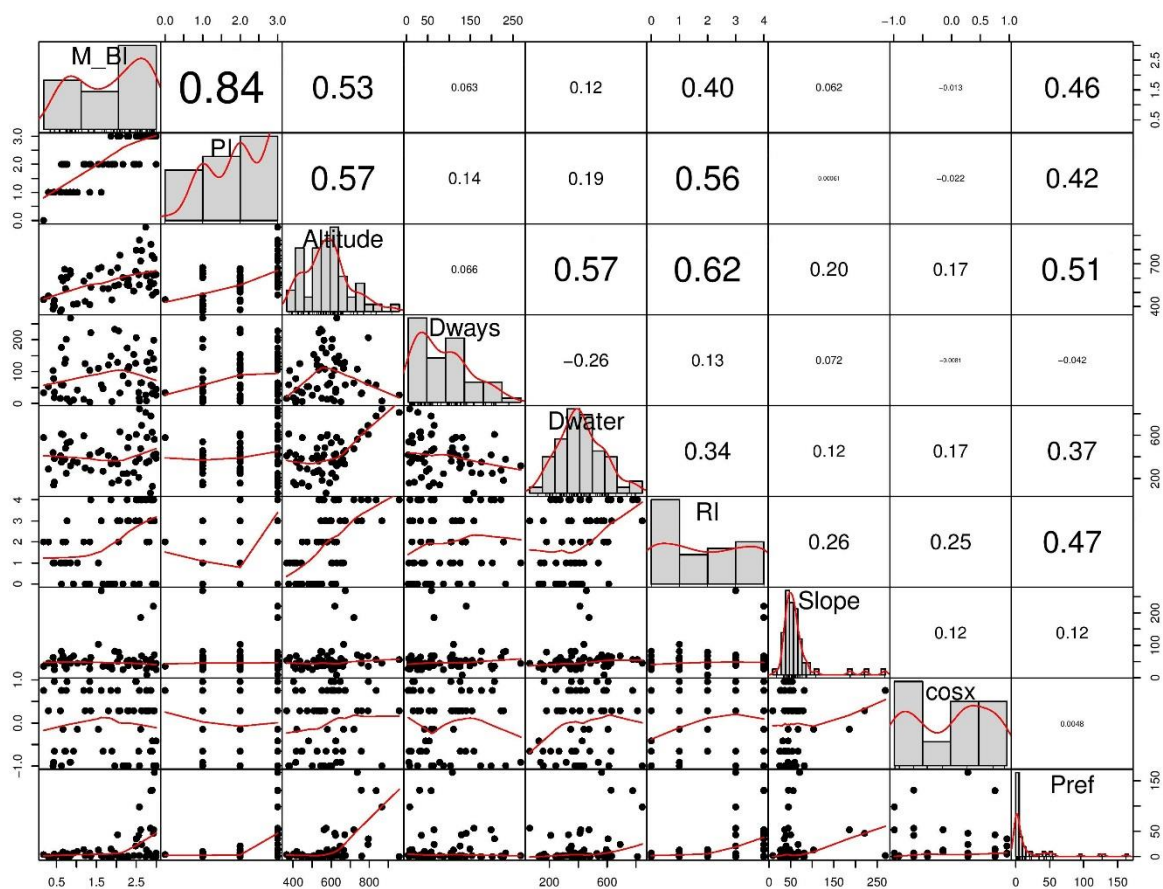


Figure 13 Matrice de corrélation selon la méthode de Pearson entre les différentes variables pour Son Fortuny. Abréviations : M\_BI = BI moyen, PI = couverture d'excréments, Altitude, Dways = Distance aux chemins et routes, Dwater = distance aux points d'eau, RI = couverture rocheuse, Slope = pente, cosx = Exposition, Pref = appétence.

De manière très évidente, à l'exception de légères différences (proportion de surfaces exposées au Nord ou au Sud plus homogène par exemple), les distributions des variables à Son Fortuny sont fortement similaires aux distributions observées à La Victoria (Figure 13).

Pour Son Fortuny comme à La Victoria, d'une manière générale et dans des mesures différentes, « M\_BI » varie en même temps que « PI », « Altitude », « Dways » et « RI ». Cette fois, il ne semble pas varier en même temps que « Slope » et « cosx ».

Cette fois encore, on observe une grande multicolinéarité entre l'ensemble des variables. Ces constatations sont confirmées par les valeurs des coefficients de corrélation.

Les indices de Moran ont été calculés afin de tester l'autocorrélation spatiale entre les transects, par variable et par zone d'étude.

### 4.1.3. AUTOCORRÉLATION SPATIALE

Pour La Victoria, l'altitude et la distance aux points d'eau sont assez fortement corrélées spatialement. La couverture rocheuse, la distance aux chemins et la pente sont assez corrélées spatialement. À Son Fortuny, l'exposition, la distance aux chemins et la pente semblent être très peu corrélées spatialement (Tableau 6).

Tableau 6 Indices de Moran calculés pour chaque variable et par zone d'étude.  $I_{Moran} = 1$  la variable est spatialement corrélée ;  $I_{Moran} = -1$  la variable est spatialement inversement corrélée ;  $I_{Moran} = 0$  absence de corrélation spatiale.

	cosx	Altitude	Dwater	RI	Dways	Slope
<b>La Victoria</b>	0,086	0,663	0,515	0,334	0,288	0,309
<b>Son Fortuny</b>	-0,047	0,539	0,523	0,478	0,095	0,181

### 4.1.4. DISTANCES ENVIRONNEMENTALES ENTRE OBSERVATIONS

Une analyse en composantes principales a été réalisée par zone d'étude. Elles permettent de dresser une carte des distances environnementales entre les transects selon les neuf variables explicatives. Chaque point représente un transect. La variable réponse « M\_BI » a été greffée à l'analyse en tant que variable supplémentaire mais n'a pas participé à la construction des différentes composantes. La variable « Stratum » étant qualitative n'a pas non plus participé à la construction des composantes mais a été surimposée aux graphiques par une coloration des points. Pour cette variable, les centres de gravité des nuages de points sont représentés par un symbole plus grand.

4.1.4.1. LA VICTORIA

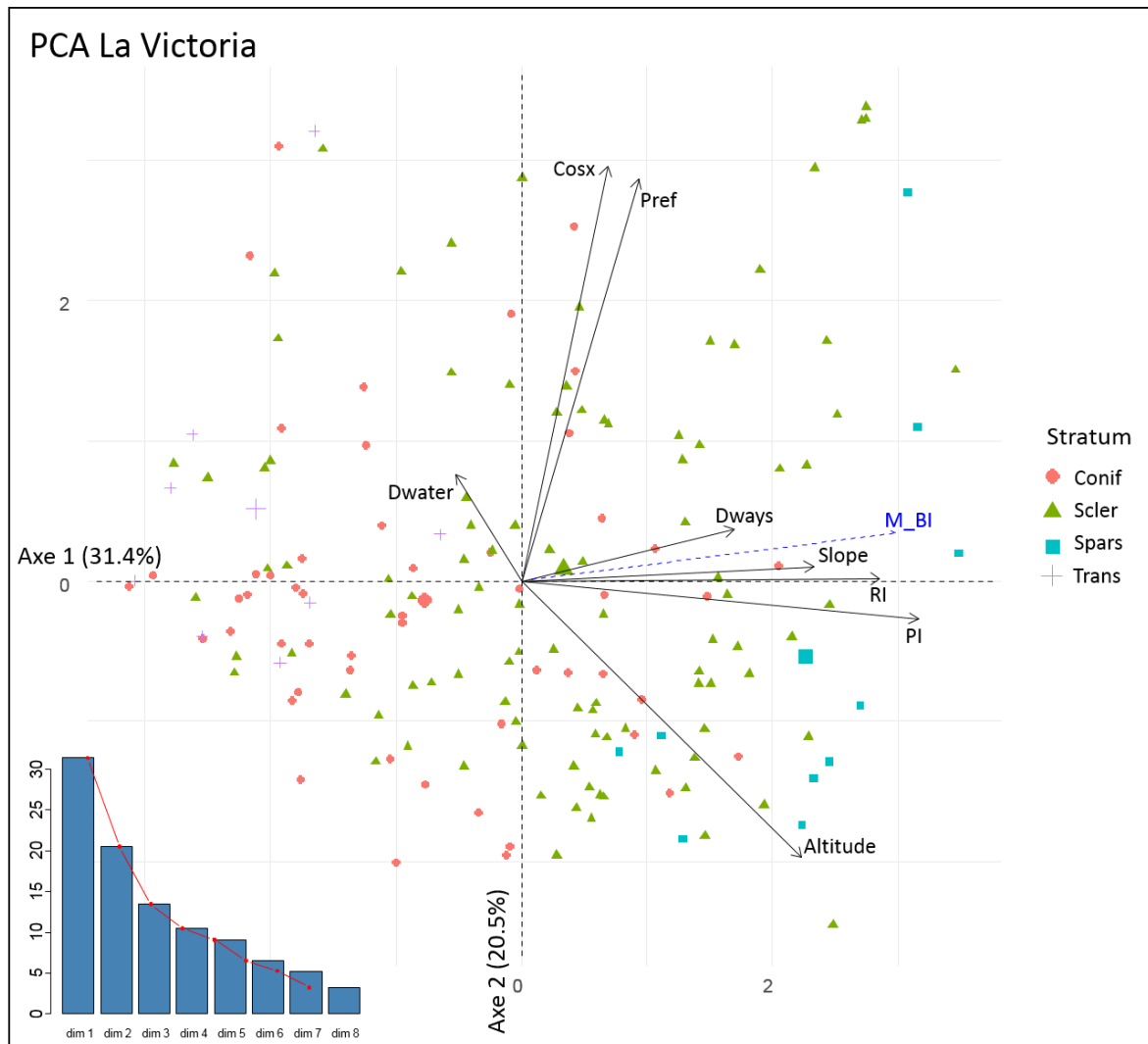


Figure 14 Analyse en composantes principales avec les variables explicatives de l'herbivorie. Variables quantitatives ayant participé à la construction des composantes : Cosx = Exposition, Pref = Appétence, Dwater = distance aux points d'eau, Dways = distances aux routes et chemins, Slope = pente, RI = couverture rocheuse, PI = couverture d'excréments, Altitude. Variable quantitative n'ayant pas participé à la construction des composantes : M\_BI = Indice d'abrouissement moyen. Variable qualitative : Stratum = Strate végétale ; Confi = Coniferous forest, Scler = Sclerophyllous vegetation, Spars = Sparsely vegetated areas, Trans = Transitional woodland-shrub.

Tableau 7 Contributions des variables à la construction des deux premières composantes et corrélations entre les variables et les trois premières composantes (La Victoria).

	Contributions (%)		Corrélations		
	Composante 1	Composante 2	Composante 1	Composante 2	Composante 3
<b>Altitude</b>	15,0	17,9	0,61	-0,54	-0,11
<b>RI</b>	24,7	0,0	0,79	0,00	-0,06
<b>Slope</b>	16,4	0,1	0,64	0,03	0,28
<b>cosx</b>	1,4	40,3	0,19	0,81	-0,11
<b>Dways</b>	8,8	0,6	0,47	0,10	0,40
<b>Dwater</b>	0,8	2,7	-0,14	0,21	0,86
<b>Pref</b>	2,7	38,1	0,26	0,79	-0,26
<b>PI</b>	30,2	0,3	0,87	-0,07	-0,04

Les 2 premiers axes expliquent 51,9 % de la variance. Les 170<sup>6</sup> transects forment un nuage de points homogène dans le plan factoriel (Figure 14). Cela signifie que tous les gradients environnementaux sont représentés au sein du jeu de transects. Cela peut s'expliquer par la nature systématique de l'échantillonnage.

L'axe 1 est intimement lié aux variables PI, RI, Slope et Altitude. Leur corrélation avec celui-ci sont respectivement de 0,87 ; 0,79 ; 0,64 et 0,61 et elles contribuent pour 86 % à elles seules à la construction de la première composante (Tableau 7). Par conséquent, les transects présentant beaucoup d'excréments, une forte couverture rocheuse, de fortes pentes et élevés en altitude vont se retrouver plutôt en positif par rapport à l'axe 1. À l'inverse, les transects avec peu d'excréments, une faible couverture rocheuse, de faibles pentes et en basse altitude vont plutôt se retrouver en négatif par rapport à l'axe 1. Dans une moindre mesure que les variables déjà citées, la variable Dways est corrélée de manière non-négligeable à l'axe 1 et fera l'objet d'un paragraphe dans la discussion.

L'axe 2 est assez fortement lié à cosx (exposition), Pref et Altitude. Les contributions de ces variables à la construction de la seconde composante principale sont respectivement de 40,3 %, 38,1 % et 17,9 %. Les transects avec une exposition plutôt Nord, beaucoup d'espèces appétentes et en basse altitude se trouvent donc en positif par rapport à l'axe 2 et les transects avec une exposition plutôt Sud, peu d'espèces appétentes et en haute altitude en négatif par rapport à l'axe 2.

On remarque que la variable « Stratum » (matérialisée par les couleurs) se décline clairement selon l'axe 1 qui est assez bien lié à RI, Slope et Altitude. En effet, la strate « *Sparingly vegetated* » va se retrouver plutôt dans des paysages en haut de versant, avec de fortes pentes et une couverture rocheuse affleurante importante. A l'inverse, des paysages avec peu de roches affleurantes, moins de pente et en bas de versants accueilleront un couvert plus dense (strate *Transitional woodland shrub*).

La variable réponse M\_BI greffée comme variable supplémentaire à la carte environnementale semble présenter beaucoup d'affinités avec la première composante et donc avec les variables qui lui sont liées.

<sup>6</sup> Deux transects présentant des valeurs extrêmes ont été écartés de l'analyse.

4.1.4.2. SON FORTUNY

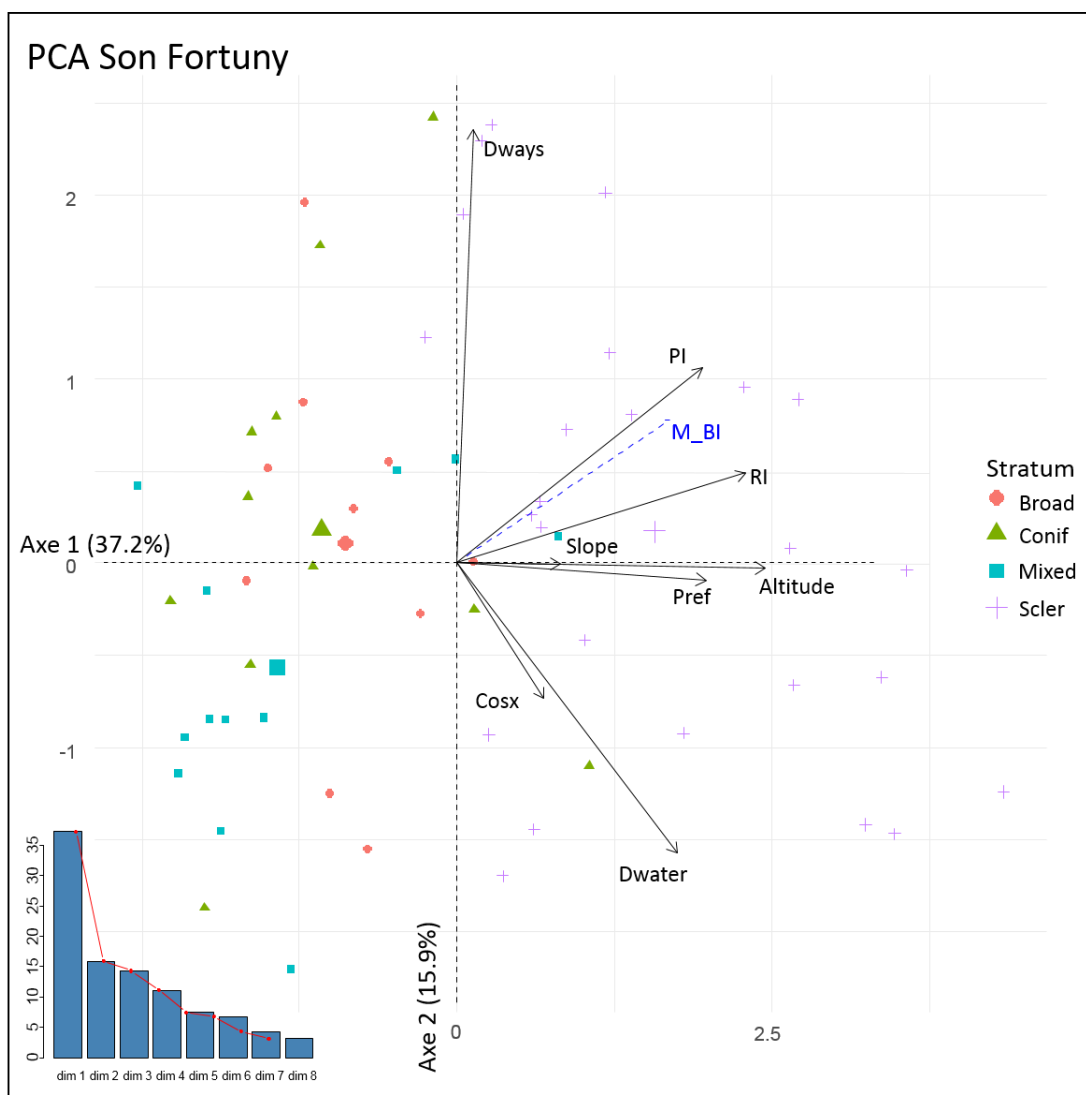


Figure 15 Analyse en composantes principales avec les variables explicatives de l'herbivorie. Variables quantitatives ayant participé à la construction des composantes : Cosx = Exposition, Pref = Appétence, Dwater = distance aux points d'eau, Dways = distances aux routes et chemins, Slope = pente, RI = couverture rocheuse, PI = couverture d'excréments, Altitude. Variable quantitative n'ayant pas participé à la construction des composantes : M\_BI = Indice d'abrouissement moyen. Variable qualitative: Stratum = Strate végétale ; Broad = Broad-leaved forest, Conif = Coniferous forest, Mixed = Mixed forest, Scler = Sclerophyllous vegetation.

Tableau 8 Contributions des variables à la construction des deux premières composantes et corrélations entre les variables et les trois premières composantes (Son Fortuny).

	Contributions (%)		Corrélations		
	Composante 1	Composante 2	Composante 1	Composante 2	Composante 3
<b>Altitude</b>	25,9	0,0	0,88	-0,01	-0,04
<b>RI</b>	22,7	2,4	0,82	0,18	0,14
<b>Slope</b>	2,9	0,0	0,29	0,00	0,63
<b>cosx</b>	2,0	5,4	0,25	-0,26	0,68
<b>Dways</b>	0,1	55,8	0,05	0,84	0,27
<b>Dwater</b>	13,2	24,9	0,63	-0,56	-0,06
<b>Pref</b>	16,8	0,1	0,71	-0,03	-0,28
<b>PI</b>	16,4	11,3	0,70	0,38	-0,31

D'une manière générale, la carte environnementale se comporte de la même manière à Son Fortuny qu'à La Victoria (Figure 15). Les 2 premières composantes expliquent 53,1 % de la variance et les 59 transects forment également un nuage de points homogène dans le plan factoriel.

Les variables fortement corrélées au premier axe restent « Altitude », « PI », « RI » et « Slope » avec 65 % de contribution à la construction de la première composante (Tableau 5.) À celles-ci vient s'ajouter la variable « Pref », contribuant pour 17 % à la construction de la première composante alors qu'elle n'y contribuait quasi pas à La Victoria. La variable « Dways » contribue ici à elle seule pour 56 % à la construction de l'axe 2 alors qu'elle avait peu de poids à La Victoria. Par conséquent, les transects éloignés des chemins vont plutôt se retrouver en positif sur cet axe alors qu'à l'inverse, des transects proches des chemins vont s'y retrouver en négatif. Encore une fois, la variable « Stratum » se décline selon l'axe 1, avec des strates différentes mais pour les mêmes raisons qu'à La Victoria. Enfin, la variable réponse semble présenter de l'affinité avec les mêmes variables qu'à La Victoria.

## 4.2. DEUXIÈME PHASE : LE DEGRÉ D'ABROUTISSEMENT EXPLIQUÉ AU MOYEN DE LA RÉGRESSION PLS

On a vu au point 4.1.2. que les variables étaient assez fortement multicorrélées entre elles (cfr supra p. 38) et au point 4.1.3. que certaines variables étaient spatialement autocorrélées (cfr supra p. 41). La régression PLS est une méthode qui donne des résultats valides malgré cette autocorrélation (cfr supra p. 33).

Les abrouissements moyens par transect de trois espèces par zone d'étude ont été retenus afin de constituer les variables réponses (block Y). Elles correspondent aux espèces les mieux représentées sur les transects. Ces espèces sont « *Ampe* », « *Pist* » et « *Cham* » pour La Victoria et « *Ampe* », « *Pist* » et « *Smil* » pour Son Fortuny.

Seule la première composante des variables du block X (prédicteurs) est statistiquement significative pour chacune des variables du block Y (réponses) dans les deux zones d'étude. Dès lors, les résultats qui suivent seront présentés uniquement pour la première composante. À La Victoria, 56 % de la variabilité observée du block Y est expliquée par la première composante du block X. Les 44 autres pourcents sont expliqués par des facteurs externes. À Son Fortuny, 39 % de la variabilité observée du block Y est expliquée par la première composante du block X (Tableau 9).

Tableau 9 Valeurs des tests  $R^2$  et Stone-Geysers-  $Q^2$  pour l'analyse PLSR.  $R^2Y$  renseigne le pourcentage de variabilité de l'abrouissement observée expliquée par la meilleure combinaison de variables environnementales. Pour le test  $Q^2$  de Stone-Geysers, le block X explique significativement chaque composante du block Y si  $Q^2 \geq 0,0975$ .

Zone d'étude	$R^2Y$		$Q^2$	
	T1	T2	T1	T2
La Victoria	56 %	3 %	0,54	-0,12
Son Fortuny	39 %	7 %	0,25	-0,01

Tableau 10 Modèle PLSR expliquant l'abrouissement (block Y) par les variables environnementales (block X) pour les zones d'étude de La Victoria et Son Fortuny. La colonne Loads représente les contributions de chaque variable X ou Y avec la première composante de leur block respectifs PLS X ou PLS Y. La colonne weights représente le poids de chaque variable du block X dans la construction des scores PLS. Les variables du block X expliquant plus de 10 % de la variance totale dans chaque variable réponse sont notées en gras. La colonne corrélations-croisées représente les corrélations entre chaque variable et la première composante du block opposé (i.e. X avec U et Y avec T). Abréviations : Altitude, Slope = pente Dways = Distance aux chemins et routes, Dwater = distance aux points d'eau, Cosx = Exposition, RI = couverture rocheuse, PI = couverture d'excréments, Pref = appétence.

Study area	PLSR component	Predictor variables	Loads	Weights	Percent	Cross-correlations
La Victoria	X	<b>Altitude</b>	0,34	0,29	12,3	0,38
		<b>Slope</b>	0,41	0,33	14,0	0,43
		<b>Dways</b>	0,33	0,32	13,6	0,41
		Dwater	-0,01	-0,01	0,4	-0,01
		Cosx	0,19	0,17	7,2	0,23
		<b>RI</b>	0,50	0,52	22,0	0,68
		<b>PI</b>	0,56	0,62	26,3	0,81
		Pref	0,13	0,10	4,2	0,13
Son Fortuny	Y	Ampe	0,53	(0,94)	-	0,83
		Pist	0,41	(0,87)	-	0,65
		Cham	0,48	(0,93)	-	0,75
	X	<b>Altitude</b>	0,47	0,47	19,0	0,61
		Slope	0,14	0,04	1,6	0,05
		<b>Dways</b>	0,32	0,28	11,3	0,36
		Dwater	0,10	0,14	5,6	0,18
		Cosx	0,08	0,21	8,5	0,27
		<b>RI</b>	0,49	0,41	16,5	0,54
Y	<b>PI</b>	0,52	0,61	24,6	0,79	
	<b>Pref</b>	0,42	0,32	12,9	0,41	
	Ampe	0,40	(0,89)	-	0,69	
	Pist	0,35	(0,85)	-	0,60	
		Smil	0,33	(0,73)	-	0,58

Les valeurs de loads pour les deux zones d'étude sont toujours du même signe dans les blocks X et Y. Cela signifie qu'une augmentation des variables du block X ayant le plus de poids conduit à une augmentation de l'abrouissement, qu'elle que soit l'espèce végétale (Tableau 10, Figure 16). Le paramètre « loads » donne la contribution de chaque variable au sein de son block. Certaines variables sont plus représentées que d'autres au sein du block X (i.e. ont des plus grandes valeurs de « loads »). Au sein du block Y, les trois espèces ont une bonne contribution et y sont représentées quasi de la même



manière (I.e. ont des valeurs de « loads » assez élevées et du même ordre de grandeur). Cela signifie que la variabilité de l'abroustissement entre les transects est expliquée équitablement pour les trois espèces, autrement dit, qu'aucune espèce ne contribue plus ou moins à l'explication de l'abroustissement par le block X (Tableau 10, Figure 16).

Le paramètre « weights » donne le poids de chaque variable X dans l'explication du block Y. Pour chaque zone d'étude, les variables du block X les plus pertinentes dans l'explication du block Y sont notées en gras. <sup>7</sup>.

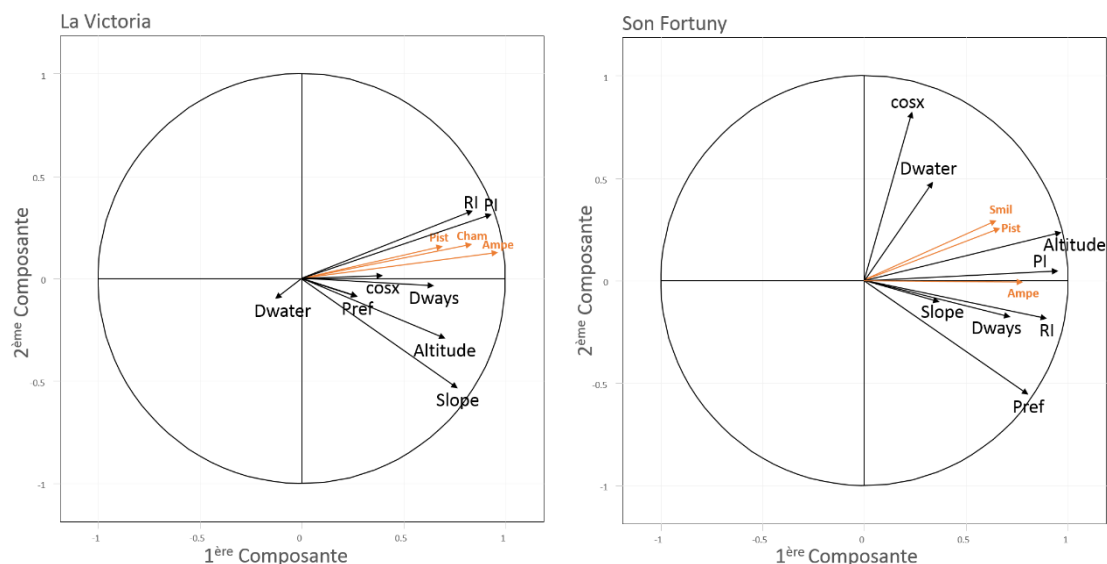


Figure 16 Cercles des corrélations pour les variables explicatives et les variables réponses avec les deux premières composantes pour chaque zone d'étude. Chaque segment représente une variable. Plus le segment est long, plus la variable est représentée dans le plan factoriel. Des segments (variables) proches les uns des autres sont fortement et positivement corrélés. A l'inverse, des segments opposés renseignent une forte corrélation négative. Des segments orthogonaux renseignent une absence de corrélation entre les variables. Les cercles des corrélations doivent être lus uniquement suivant la première composante PLS étant donné que la seconde a été écartée suite au test Q<sup>2</sup> de Stone-Geysler.

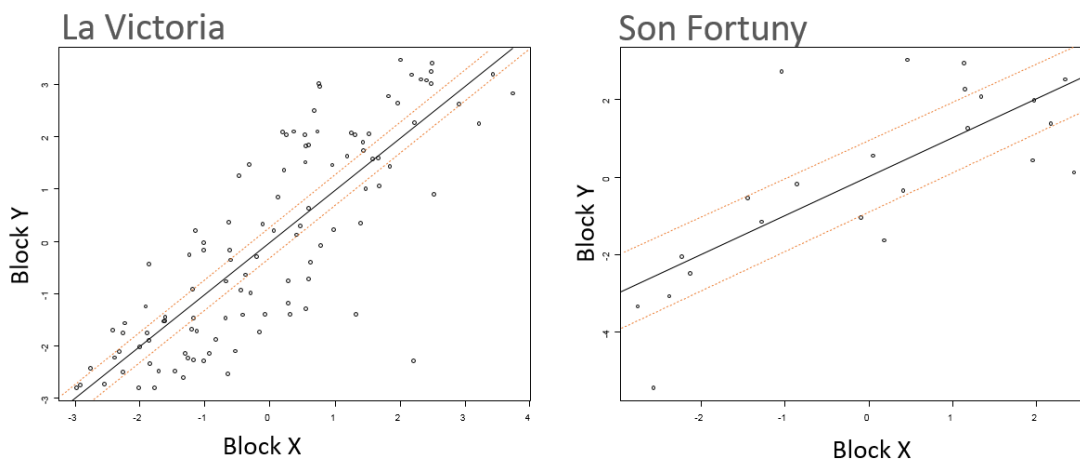


Figure 17 Régression linéaire simple à partir des scores X et Y du modèle PLS. En gris, la droite de régression et son intervalle de confiance en bleu pointillés. R<sup>2</sup> La Victoria = 67,3 % et R<sup>2</sup> Son Fortuny = 56,8 %.

<sup>7</sup> Une autre manière de classer les prédictors en termes de pouvoir explicatif du block Y est le paramètre « VIP » (Variable Importance for Projection). Les prédictors ayant une valeur VIP > 1 sont considérés comme les plus pertinents dans l'explication de Y. Des résultats similaires ont été trouvés pour cet autre paramètre.

### 4.3. ÉTAT DES LIEUX DE LA RÉGÉNÉRATION LIGNEUSE

La Figure 18 montre l'état des lieux de la régénération ligneuse et semi-ligneuse selon les indices construits au point 3.5. sur les deux zones d'étude (cfr supra p. 32). Pour les transects qui présentent de la régénération, celle-ci est systématiquement abrutie sur les deux zones d'étude. Presque la moitié des transects sont dépourvus de régénération. La présence de régénération ( $Régé_1$ ) est plus élevée à La Victoria qu'à Son Fortuny. De même, la proportion de régénération abrutie par transect ( $Régé_2$ ) est plus faible à Son Fortuny qu'à La Victoria. Pour chaque indice, un exemple de bonne régénération (i. e. assurant la durabilité de l'écosystème à l'échelle d'un transect), est indiqué sur la carte. En comparant l'ensemble du territoire avec ces deux exemples, on observe que très peu de transects disposent d'un bon nombre d'individus régénérés, tout comme très peu de transects ne voient pas leur régénération (quand elle est présente) systématiquement très abrutie. Globalement, la pression de l'herbivorie sur la régénération ligneuse est très forte sur les deux zones d'étude.

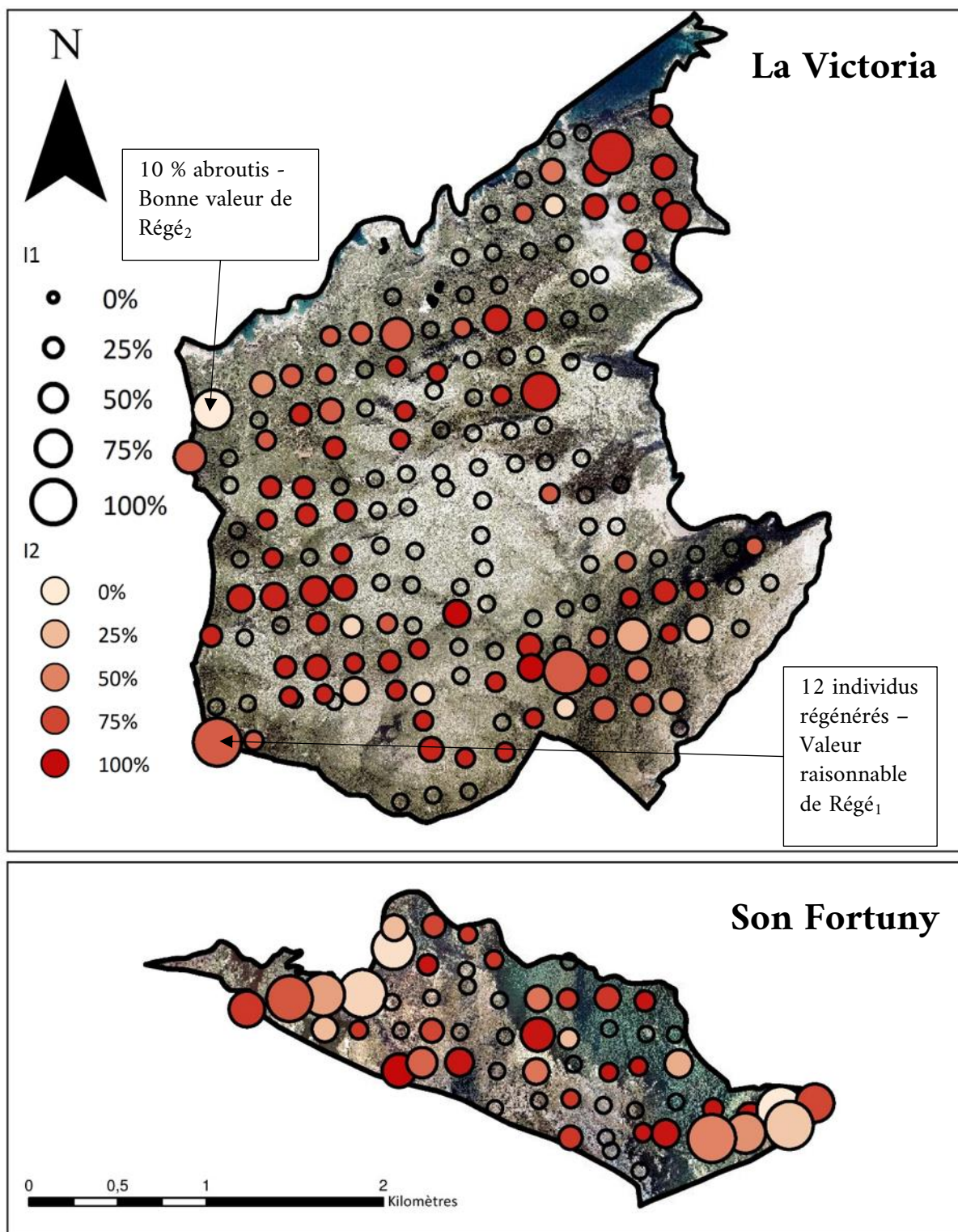


Figure 18 État des lieux de la régénération ligneuse et semi-ligneuse pour les deux zones d'étude. L'indice de présence de régénération (Régé<sub>1</sub>) est représenté par la taille des cercles. Plus un cercle est grand, plus il y a de régénération. Les cercles vides correspondent aux transects dépourvus de régénération. La proportion de régénération abroustie par transect (Régé<sub>2</sub>) est représentée par l'intensité du rouge. Plus le rouge est intense, plus cette proportion est grande. N.B. Pour rappel, les espèces relevées sont les mêmes que dans le cas de l'étude du BI à la différence près que l'on ne s'intéresse ici qu'aux jeunes individus.

## 5. DISCUSSION

Cette étude révèle que les traces laissées sur la végétation par les herbivores peuvent être des outils très utiles afin de caractériser la durabilité écologique d'écosystèmes pâturés. Dans cette partie, nous revisiterons plus en détail les résultats clés mis en évidence par cette étude, au moyen de l'exploration des données d'une part, et du modèle PLSR d'autre part. Dans un second temps, sur base de ces résultats et dans le cadre de la problématique de l'atteinte d'un équilibre faune-flore, nous proposerons des pistes d'amélioration en termes de gestion.

### 5.1. EXPLORATION DES DONNÉES

Nous l'avons vu, d'un point de vue simplement descriptif, l'analyse exploratoire du jeu de données permet déjà de faire ressortir des éléments intéressants. En outre, le fait de disposer d'une grande quantité de données récoltées sur la végétation permet de tirer des conclusions robustes à propos du comportement de la communauté végétale en réponse à l'herbivorie.

Premièrement, le Tableau 4 permet de mettre en évidence d'une manière globale quelques différences intéressantes qui séparent les deux zones d'étude au niveau de leur communauté végétale. Les nombres moyens d'individus par transect et les nombres moyens d'espèces par transect sont plus élevés à Son Fortuny qu'à La Victoria. De même, les écarts-type de ces deux paramètres sont aussi plus élevés à Son Fortuny qu'à La Victoria. Par conséquent, on a donc plus d'hétérogénéité à Son Fortuny au niveau de la distribution de la végétation. Ensuite, on a observé une répartition plus équitable des nombres d'individus par espèce et un plus grand nombre absolu d'espèces à Son Fortuny qu'à La Victoria et ce, malgré la plus grande superficie de cette dernière. Autrement dit, il y a moins de dominance et plus de richesse spécifique dans la première zone que dans la seconde. Nous connaissons les différences environnementales qui séparent ces deux zones (notamment en termes de pluviométrie) et qui pourraient expliquer cette disparité. Néanmoins, la différence de densité d'ongulés qui les sépare semble aussi être un élément majeur dans l'explication de ces disparités.

Deuxièmement, si l'on s'intéresse plus précisément aux BI moyens (degrés d'abrouissement moyens) obtenus par espèce, d'autres informations intéressantes peuvent être dégagées (Tableau 5). D'abord, les espèces *Smilax aspera*, *Rhamnus bourgeanus* et *Olea europaea* obtiennent un BI moyen quasi-systématique de valeur maximale, et ce, malgré leur grande abondance. Ces trois espèces sont très appréciées de la chèvre (Tableau 3

, N. B. : *Rhamnus bourgeanus* ne figure pas dans le tableau mais on peut supposer qu'elle est également très appréciée). Cette observation donne une information capitale sur le comportement de sélectivité nutritionnelle de l'animal. Elle démontre que les chèvres circulent sur l'ensemble du territoire puisqu'elles ont déniché la quasi-totalité des individus appétents à leur portée<sup>8</sup>. La persistance de la haute pression herbivore sur ces trois espèces pourrait avoir des conséquences néfastes sur la durabilité de leurs populations. En effet, sollicitant toute leur énergie dans la survie, elles ne sont plus capables de produire des diaspores et de maintenir ainsi des populations viables. Ensuite, le genre *Cistus sp.* est classé préféré selon les analyses histologiques de Rivera. Or, on peut observer qu'il n'obtient pas un BI moyen élevé, à l'exception de l'espèce *Cistus salvifolius* qui est au-dessus de la moyenne. Par conséquent, la présente étude permet de compléter les analyses histologiques de (Rivera-sánchez et al., 2015) qui s'arrêtent à la

---

<sup>8</sup> Des individus appétents épargnés de la dent des chèvres car hors de portée ont été observé mais ne rentrent cependant pas dans le relevé (point 3.3.2. cfr supra p. 28).

détermination du genre. En effet, nous démontrons ici que seule l'espèce *salvifolius* du genre *Cistus* semble préférée. Ensuite encore, concernant le Tableau 4, il peut être intéressant de s'attarder sur la biologie des espèces végétales relevées. Les trois espèces les plus abondantes (*Ampelodesmos mauritanica*, *Pistacia lentiscus* et *Chamaerops humilis*) sont en fait des espèces qui ont la capacité de repousser après des tailles intensives et fréquentes. L'abroustissement encourage en fait le développement d'une végétation dominée par des espèces non-abroustées ou tolérantes à l'herbivorie (Anderson & Katz, 1993). Enfin, d'un point de vue critique, ce tableau présente néanmoins un défaut. Le BI moyen total par zone d'étude dépend très fortement du nombre d'espèces appétentes sur la zone d'étude. En effet, le BI moyen total (pondéré par le nombre d'espèces) à La Victoria est de 1,31 contre 1,94 à Son Fortuny. Or, nous savons que La Victoria souffre globalement plus de l'herbivorie que Son Fortuny. L'explication de cette anomalie vient du fait que l'on retrouve plus d'espèces appétentes à Son Fortuny, obtenant plus systématiquement des valeurs extrêmes maximales de BI et tirant ainsi la moyenne à la hausse. Des précautions doivent donc être prises lorsque l'on compare l'abroustissement de communautés végétales distinctes uniquement par leur BI moyen total.

Troisièmement, les analyses en composantes principales nous apportent une information très intéressante lorsque l'on surimpose des couleurs sur les différentes observations (transects) selon la strate végétale. En effet pour les deux zones d'étude, un gradient clair des différentes strates se décline selon le premier axe, lui-même fortement corrélé à l'abroustissement. Les strates les plus ouvertes (maquis, végétation clairsemée) sont plutôt liées à un abroustissement élevé alors que les strates les plus fermées<sup>9</sup> (chênaies, forêts de conifères) sont plutôt liées à un faible abroustissement. Au centre, on retrouve les strates de transition entre la forêt et le maquis, qui présentent un abroustissement moyen. Ceci signifie que les chèvres semblent préférer paître en milieu ouvert plutôt qu'en milieu fermé. Plusieurs explications peuvent découler de ce constat. D'abord, les espèces appétentes sont plutôt des espèces des milieux ouverts (et c'est notamment vrai pour *Olea europaea* qui est l'espèce la plus appétée). Ensuite, la nourriture est plus facilement repérable en milieu ouvert, augmentant ainsi la capacité de sélectivité. Enfin, et comme nous allons en traiter plus loin, un champ de vision plus grand dans les milieux ouverts pourra faciliter les pistes de fuite face à un prédateur.

Quatrièmement et dernièrement en ce qui concerne l'exploration des données, l'état des lieux sur la régénération ligneuse réalisé au point 4.3. a permis de conforter les résultats exploratoires depuis un autre angle (cfr supra p. 48). Nous l'avons vu, la pression de l'herbivorie sur la régénération ligneuse est très forte sur les deux zones d'étude. Attention toutefois à ne pas tirer de conclusions hâtives lorsque l'on n'observe pas de régénération sur une zone. La présence de régénération dépend en effet d'abord de la présence de semenciers, mais aussi de la phylogénie des espèces, des conditions climatiques, biotiques et abiotiques du milieu. En l'occurrence dans le cas qui nous concerne, l'absence de régénération est spatialement corrélée avec les zones où BI et PI sont élevés. Or, puisque l'on sait aussi que les chèvres préfèrent les jeunes pousses, l'absence de régénération sur ces zones est probablement la conséquence de l'herbivorie. Enfin, une critique peut être apportée aux indices qui ont permis de tirer ces conclusions à propos de la régénération. Les indices Régé<sub>1</sub> et Régé<sub>2</sub> ont été construits de toute pièce, ne s'appuyant sur aucune méthodologie dans la littérature scientifique. Toutefois, ils représentent l'état de la régénération de manière intuitive<sup>10</sup>, ce qui en fait de bons indicateurs dans le cadre d'un simple état des lieux. Par contre, ces indices étudient la régénération toutes espèces confondues, ne tenant ainsi pas compte des préférences nutritionnelles de l'herbivore.

---

<sup>9</sup> Strate fermée ne veut pas dire couverture rocheuse faible, il arrive aussi fréquemment d'observer une couverture rocheuse importante en forêt.

<sup>10</sup> Par exemple il paraît intuitif d'étudier la quantité de régénération sur une zone puisque l'on s'attend à observer de la régénération de chênes en chênaie et de la régénération d'arbustes de maquis dans un maquis. Cette quantité est donnée par Régé<sub>1</sub>. Le fait d'étudier la régénération toutes espèces confondues n'a alors plus d'importance.

## 5.2. LE MODÈLE PLSR

Cette étude ne vise pas à étudier les préférences écologiques de la chèvre majorquine mais bien de déterminer les facteurs qui influencent son impact sur la végétation. Néanmoins, de manière triviale, les relations mises en évidence entre BI et les variables environnementales étudiées donnent des informations exclusives sur les préférences écologiques de l'animal.

Pour en donner un exemple, au point 4.1.2., nous avons relevé les éléments clés qui se dégagent de la matrice des corrélations (cfr supra p. 38). En s'intéressant plus précisément aux courbes de tendance de chaque variable avec la réponse « M\_BI », on peut poursuivre l'interprétation et tirer des conclusions sur les préférences de l'animal en termes d'utilisation de l'habitat. Pour la variable « Altitude » par exemple, BI augmente jusqu'à un certain point puis se stabilise. Cela signifie que les chèvres préféreront atteindre une altitude minimale et qu'une fois cette altitude atteinte, il leur sera égal de monter plus haut. De même, nous avons vu que le degré d'abrutissement était très fortement corrélé avec le taux d'accumulation d'excrément, ce qui signifie que les chèvres mangent là où elles séjournent.

Ensuite, tout comme la matrice des corrélations, l'analyse PLSR donne également des informations sur les préférences écologiques de l'animal. Premièrement, nous avons vu que BI augmentait significativement avec la distance aux chemins et routes. Cela signifie que les chèvres semblent bel et bien préférer se tenir à distance de l'activité humaine, comme le stipulait les témoignages des chasseurs. Cette conclusion est néanmoins à nuancer puisqu'elle ne se vérifie certainement pas pour toutes les populations, ni pour tous les individus. D'après de nombreux témoignages d'habitants, de touristes et de scientifiques au sujet de La Victoria, les animaux sont parfois si affamés qu'ils en viennent à suivre des randonneurs sur les chemins pour leur soudoyer de la nourriture. Dès lors, il serait intéressant d'expliquer pourquoi les chèvres ont tendance à paître loin des chemins et si ce comportement est lié ou non à un évitement de l'activité humaine.

Deuxièmement, le fait que BI n'augmente pas de manière significative lorsque l'on se rapproche de points d'eau peut sembler incohérent. Or, les autorités gouvernementales s'efforcent de ravitailler, régulièrement, et *a fortiori* durant l'été, des points d'eau conçus pour la faune. L'explication à cette incohérence pourrait venir du fait que d'autres points d'eau naturels, non pris en compte dans l'analyse, puissent se former ou bien que les informations transmises par le gouvernement étaient incomplètes. Par ailleurs, l'écologie de l'animal pourrait aussi expliquer cette observation. Les besoins en eau de l'animal ne sont peut-être pas les mêmes toute l'année ou bien la fréquence journalière à laquelle il boit est peut-être faible. Une étude sur l'écologie alimentaire de la chèvre majorquine permettrait de lever cette incertitude.

Troisièmement par contre, BI varie bien en même temps que la couverture rocheuse, ce qui est en accord avec (Perea et al., 2015) qui prouve les mêmes résultats pour une autre espèce d'ongulé de montagne méditerranéenne. Malgré leur pauvreté en nourriture, le fait que les chèvres apprécient demeurer dans des milieux plus ouverts et rocailleux peut provenir de plusieurs explications. Une première explication pourrait résider dans l'instinct inné de l'animal à fuir à la vue de prédateurs. Dans les milieux ouverts, les animaux disposent d'un plus grand champ de vision et il leur sera plus facile d'anticiper la fuite face à un prédateur (Lingle & Finbarr Wilson, 2001). Ensuite, dans le même ordre d'idées, la grande agilité de ces animaux transforme les parois rocheuses et escarpées de montagne en un véritable terrain de jeu, une fois de plus, idéal pour la fuite. Enfin, une explication supplémentaire pourrait venir du fait que les ongulés tentent sur ces rochers d'user leurs sabots.

Quatrièmement, nous avons vu que BI augmentait jusqu'à un certain pourcentage de pente. En effet, malgré leur agilité, les animaux ne risquent tout de même pas de s'aventurer dans les zones trop pentues. C'est d'ailleurs sur les pentes très abruptes, et donc à l'abri de la dent des chèvres, que l'on peut observer la plus grande biodiversité. Ces zones étant évidemment aussi trop dangereuses pour y effectuer les

relevés, elles ont systématiquement été légèrement déplacées<sup>11</sup>. Ces zones à l'abri de la dent des chèvres forment des taches très intéressantes dans le paysage. En effet, elles sont le refuge écologique de nombreuses espèces végétales et notamment d'espèces endémiques et/ou menacées d'extinction (Capó, 2017, com. pers.). Dans une optique de conservation des écosystèmes, il sera primordial de protéger ces refuges en priorité. Ceux-ci forment en effet un maillage écologique qui pourrait servir de base à la recolonisation, sur certaines zones, d'espèces végétales disparues suite à la forte pression herbivore. Naturellement, la protection de ces zones va de pair avec le contrôle du nombre d'herbivores. C'est très certainement grâce à ces zones intactes que la végétation d'Es Vedrà (cfr. supra., Préambule) a pu se reconstituer un an après la capture complète des chèvres sur l'île. La banque de graines du sol est un autre élément qui participerait de manière non-négligeable à la restauration des écosystèmes si les densités d'herbivores venaient à diminuer. La viabilité des graines dormantes n'est pas éternelle, néanmoins, dans des milieux où la dégradation s'est très fortement accrue seulement depuis ces dernières années (et comme c'est le cas à La Victoria), la banque de graines du sol pourrait encore jouer un rôle considérable dans la restauration des écosystèmes.

Cinquièmement, malgré les chaleurs extrêmes que peut atteindre la région, l'accessibilité à l'ombrage n'influence BI de manière significative pour aucune zone d'étude. Comme expliqué au point 3.3.2., les valeurs observées de BI sont les témoins de l'abrutissement au cours des quelques années précédant le relevé, toutes saisons confondues (cfr supra p. 27). Puisque les chèvres occupent plutôt les versants Nord en été et les versants Sud en hiver (sur lesquels il reste la nourriture qui n'a pas été mangée l'été), il est normal que ce facteur n'influence pas BI.

Enfin, cette étude invite à porter une attention particulière sur la manière avec laquelle sont construits les indices de préférence des espèces végétales. En effet, la préférence ou le rejet d'une plante par un animal est communément exprimé comme une fonction de son occurrence dans l'alimentation et de sa disponibilité (Senft et al., 2012). Or, nous l'avons vu, une densité plus forte entraîne une réduction de la sélectivité. En outre, l'état d'abrutissement de la végétation et donc les conditions sanitaires dans lesquelles se trouvent les populations d'animaux vont avoir un impact considérable dans la construction de ces indices. Par exemple, Perea et al. dans leur étude de 2014 évoquée au point 2., construisent leurs indices de préférence selon ces considérations (cfr supra p. 9). Or, nous avons vu que des espèces *a priori* rejetées pouvaient se voir très fortement abruties dans certains cas, comme c'est le cas d'*Ampelodesmos mauritanica* qui obtient des scores très élevés de BI sous certaines conditions environnementales. Ce phénomène a lieu lorsque l'on a déjà dépassé la capacité d'accueil du milieu et que les animaux affamés se rabattent sur une végétation moins appétée, voire rejetée. C'est typiquement ce qui se passe à La Victoria. On a démontré que le facteur « Pref » (qui pour rappel, correspond au nombre d'espèces préférées sur un transect) expliquait très peu la variation de l'abrutissement à La Victoria mais l'expliquait significativement à Son Fortuny. Cette différence est directement due à la pression de l'herbivorie sur les deux zones d'étude. Dans le cas de Son Fortuny, l'augmentation du nombre d'espèces appétées sur un transect explique de manière logique l'augmentation de l'abrutissement moyen du transect. À La Victoria, l'abrutissement de la végétation a dépassé de telles limites que les espèces préférées ont disparu du paysage. Aucune relation ne peut alors être mise en évidence. La question des conditions dans lesquelles sont réalisées ces mesures de l'abrutissement dans l'établissement d'indices de préférence nous en vient à nous poser une autre question sous-jacente. Dans la littérature scientifique, la détermination d'indices de préférence à partir du degré d'abrutissement est marginale. La plupart des études se basent sur des analyses histologiques quantitatives de présence des espèces dans les excréments (Shrestha et al., 2005). C'est le cas par exemple dans l'étude de Rivera et al., dont l'indice de préférence de Kautz a servi de base à la construction du facteur « Pref », construit pour notre analyse. Or, l'expérience a été réalisée en 2014 et compile des zones sur lesquelles la chèvre

---

<sup>11</sup> Pour rappel de la méthode, seuls les individus à la portée des chèvres ont été considérés.

devait alors déjà se trouver en situation de stress nutritionnel<sup>12</sup>. Dès lors, ces indices de préférence sont à employer en gardant à l'esprit qu'ils dépendent de l'état d'abrutissement de la végétation au moment du relevé et qu'ils ne reflètent donc pas toujours le régime alimentaire des animaux dans leurs conditions sanitaires optimales. On peut imaginer qu'en réalisant cette expérience dans des conditions idéales où la ressource nutritionnelle serait infinie, les espèces préférées seraient encore plus préférées et les espèces rejetées encore plus rejetées. Néanmoins dans le cas de l'étude de Rivera, l'expérience ayant été réalisée aussi dans des zones où les densités d'animaux sont faibles, équilibrant ainsi le cas extrême de La Victoria, nous avons pu considérer ces indices comme de bons indicateurs des préférences alimentaires de la chèvre majorquine.

### 5.3. IMPLICATIONS EN TERMES DE GESTION

Nous connaissons désormais les facteurs qui influencent le degré d'abrutissement d'ongulés sur la végétation de montagne dans la Serra de Tramuntana. Nous en savons également plus à propos de la réponse de la communauté végétale à l'herbivorie dans cette région. Le surpâturage entraîne une diminution de la richesse en espèces et une homogénéisation de la végétation. Dès lors, deux voies sont empruntables en termes de gestion si l'on souhaite conserver ces écosystèmes très riches en biodiversité.

La première voie consiste à jouer sur ces variables afin de réduire l'impact de l'abrutissement. Pour rappel, les variables qui expliquent significativement le degré d'abrutissement sont l'altitude, la pente, la couverture rocheuse, la présence d'espèces appétentes, (l'accumulation d'excréments) et la distance aux chemins. La plupart de ces variables sont des variables environnementales qu'il est impossible de faire varier (pente, couverture rocheuse, présence d'espèces appétentes, altitude<sup>13</sup>). L'unique variable sur laquelle il serait possible de jouer est la distance aux chemins et routes, après avoir vérifié au préalable qu'il s'agisse bien d'un proxy du dérangement humain (ceci pourrait être vérifié dans le cadre d'une nouvelle étude complémentaire). Puisque les chèvres semblent se tenir à l'écart des chemins, préconiser les promenades en montagne et augmenter le réseau de chemins de randonnée pourraient permettre à la faune de se cantonner dans des zones plus restreintes, épargnant ainsi les espaces à proximité des chemins. Malheureusement, depuis les quelques dernières années, les montagnes de Majorque souffrent de l'intensification du tourisme sportif. Le réseau de chemin, déjà relativement dense, est abondamment fréquenté tout au long de l'année, à un point tel que le gouvernement a entamé certaines procédures législatives visant à éviter des problèmes d'érosion et de modification du paysage dus au passage des touristes. En définitive, cette voie semble compromise et cette proposition serait iconoclaste.

La seconde voie consiste en la réduction des densités d'herbivores. La manière la plus naturelle d'atteindre l'équilibre faune-flore est la régulation naturelle des densités par l'écologie de la peur (i.e. la présence de prédateurs). En effet, l'absence de prédateur permet à l'herbivore de consacrer toute son énergie et son temps dans la recherche de nourriture, aussi rare et aussi pauvre soit-elle (i.e. l'animal réalise alors l'économie de la peur (Allombert et al., 2005)). L'homme a toujours chassé la chèvre majorquine pour se nourrir depuis son introduction, il y a environ 4000 ans. Étant donné qu'elle n'a pas de prédateur naturel, l'homme a joué le rôle de régulateur au fil du temps. Jusqu'à il y a peu, la question de l'impact de l'herbivore sur la végétation ne se posait pratiquement pas. Toutefois récemment, sur certaines zones, et comme c'est le cas à La Victoria, suite à sa réintroduction au début des années 2000, l'animal a eu un impact démesuré et très accéléré sur son environnement, allant jusqu'à dénaturer rapidement le paysage. Dès à présent, il s'avère primordial d'améliorer la gestion de ces espaces naturels qui, grâce à leur contexte insulaire particulier, accueillent une grande biodiversité et un taux d'endémisme élevé. Apporter des

<sup>12</sup> Notamment, une des cinq zones d'études sur lesquelles se basent cette expérience n'est autre que La Victoria.

<sup>13</sup> On pourrait imaginer de clôturer les zones de haute altitude afin de limiter l'impact des chèvres mais cela semble irréalisable d'un point de vue matériel et financier et ne ferait qu'accroître l'impact hors des clôtures.



améliorations dans la gestion cynégétique semble être la manière la plus appropriée pour atteindre cet objectif.

Tout d'abord, une connaissance plus précise des effectifs de population permettrait une meilleure gestion. Nous l'avons vu, les enjeux économiques liés à l'établissement des plans de tirs, et donc directement liés à la manière avec laquelle sont effectués les recensements, sont considérables. Or, la méthode de comptage actuellement utilisée par le Consell de Mallorca est source de biais à plusieurs niveaux. En effet premièrement, dans le simple choix de la méthode, la technique de recensement par points fixes est très fortement biaisée : 75 % d'erreur selon (Serrano et al, pas encore publié). Deuxièmement, les effectifs totaux sont obtenus en multipliant simplement le nombre d'individus observés par la superficie de la zone de chasse, ce qui ne donne pas lieu à l'établissement d'un intervalle de confiance mais à une valeur absolue de la densité, sans signification statistique. Troisièmement, les recensements ne sont pas effectués à dates fixes au cours des années. La théorie voudrait que le recensement soit effectué au printemps avant les naissances des chevreaux et en fin d'année, après la plus grande activité de la chasse. En réalité, les recensements sont effectués à dates variables d'années en années. Enfin, dans l'application de la méthode, les observateurs n'effectuent le recensement que durant 40 minutes par point fixe, sans répétition au cours de la journée et par des observateurs différents entre comptages. En conclusion, les effectifs annoncés par le Consell correspondent plutôt aux effectifs qui permettent aux conseils cynégétiques de satisfaire la grande demande de chasse touristique plutôt qu'aux effectifs réels. Une méthode un rien plus chronophage mais qui donne de meilleurs résultats dans cette estimation lorsqu'elle est appliquée rigoureusement est la méthode du Distance Sampling (Thomas et al., 2010). Cette méthode met en relation la probabilité de détection d'un animal avec sa distance à l'observateur et serait réalisable pour le suivi des populations de chèvres majorquines<sup>14</sup>

Ensuite, une bonne connaissance de l'état sanitaire des populations d'animaux serait également très utile à la mise en place d'une gestion plus raisonnée. En effet, les ongulés ont besoin de varier leur régime alimentaire pour éviter les intoxications (Shrestha et al., 2005). Dans les zones sur-densifiées, les animaux ne sont plus capables de varier leur régime du fait de l'homogénéisation du paysage<sup>15</sup>. Voilà peut-être une explication au fait que nous avons observé que la chèvre mange en grandes quantités des espèces qu'elle rejette *a priori*, espèces qui sont aussi tolérantes à l'herbivorie et donc abondamment présentes. Si l'on observe des anomalies après des examens sanitaires rigoureux (paramètres biométriques anormaux, pathologies) et que celles-ci sont liées au dépassement de la capacité d'accueil du milieu, une réduction des densités devra s'imposer (afin aussi d'éviter la propagation des maladies). En effet, les chasseurs n'ont pas non plus intérêt à ce que le gibier meure à l'insu de leurs coups de fusil. La réduction des densités dans le but d'améliorer l'état sanitaire des populations (se traduisant par une diminution du nombre de têtes abattues sur le long terme) pourrait peut-être être compensée par une amélioration de et de la qualité de la reproduction et des trophées.

---

<sup>14</sup> Cette méthode a été testée personnellement sur les zones d'études démographiquement fermées et ouvertes de La Victoria et Son Fortuny, respectivement. Après une première exploration, les résultats qui en découlent semblent beaucoup plus proches de la réalité que les recensements effectués par le gouvernement qui sous-estiment les densités. Cet essai montre déjà que c'est une méthode réalisable techniquement. Les densités calculées par la méthode du Distance Sampling seront validées au cours de l'année par des techniques de comptages infra-rouge dans le cadre d'une thèse de doctorat. La connaissance de l'abondance réelle observée (donnée par la méthode infra-rouge) permettra alors de calibrer la méthode du Distance Sampling (abondance théorique) pour les recensements de cette chèvre en conditions de montagne méditerranéenne. Le détail de cette étude sort néanmoins du cadre de ce travail. L'Annexe 4 montre les données récoltées et non-complètement traitées pour la méthode du Distance Sampling sur les deux zones d'étude ainsi qu'un exemple de feuille de terrain.

<sup>15</sup> Certains ongulés sont néanmoins capables de modifier leur flore intestinale dans une certaine mesure pour s'adapter à l'homogénéisation du paysage (Allombert et al., 2005).

## 6. CONCLUSION GÉNÉRALE

D'un point de vue socio-économique, l'opinion est tranchée entre, d'une part les conseils cynégétiques qui souhaitent conserver des densités élevées d'animaux pour les rentrées économiques qu'ils engendrent et, d'autre part, les écologues et botanistes (COFIB<sup>16</sup>) qui souhaitent conserver et protéger le patrimoine naturel des Iles Baléares. En plus de ce conflit principal, viennent parfois s'ajouter aux débats les associations d'animalistes (ASSAIB<sup>17</sup>) dénonçant les actions criminelles des gestionnaires.

Dans le but d'apporter une aide aux gestionnaires dans leurs prises de décision, cette étude a permis de mieux comprendre la relation herbivore-végétation à fine échelle en montagne méditerranéenne. Elle révèle des informations jusqu'alors exclusives sur les préférences écologiques de la chèvre majorquine, un animal encore à ce jour assez peu documenté scientifiquement. Ensuite, elle a aussi prouvé que l'unique facteur étudié sur lequel il aurait été possible de jouer afin de réduire l'impact de l'herbivorie sur la végétation était la distance aux chemins. Pour des raisons sociales et environnementales, nous avons vu qu'il était impossible d'altérer ce facteur à ces fins. Par défaut, l'augmentation de l'effort de chasse paraît la solution la plus adaptée pour rétablir un équilibre entre l'herbivore et l'environnement qui l'accueille.

Toutefois, nous savons que la végétation des Iles Baléares a co-évolué pendant des dizaines de milliers d'années avec l'herbivore éteint *Myotragus balearicus* et une capture complète des animaux mènerait certainement au phénomène d'« encroachment » (opposé au surpâturage), qui a aussi un effet négatif sur les écosystèmes (Morages et al. 2013 ; Cursach et al. 2013). Un autre impact positif de la présence d'herbivores a lieu par exemple en forêt, puisqu'ils diminuent la biomasse combustible dans le sous-bois et, dès lors, la propagation du feu. En réalité, les écosystèmes sont dynamiques et il vaut mieux parler du rétablissement d'une dynamique positive plutôt que d'un équilibre faune-flore.

La question se pose alors sur la manière avec laquelle quantifier les dégâts sur les écosystèmes afin de mesurer l'effort de chasse à adopter dans l'atteinte de cette dynamique positive. À ces fins, des chercheurs ont tenté de prédire, par des modèles mathématiques<sup>18</sup>, la réponse temporelle de la végétation sous différentes densités d'herbivores (i.e. ils ont tenté de mesurer la capacité d'accueil des milieux). Ces modèles sont malheureusement trop grossiers et ne suffisent pas à répondre à cette question. Par ailleurs, des études *in vivo* ont déjà été réalisées dans des conditions insulaires en climat tempéré (Allombert et al., 2005). Ce genre d'études se réalise au moyen de monitorings sur la biodiversité de milieux anciennement dégradés, sur plusieurs années, et sur lesquels on a diminué la pression de l'herbivorie. Dans le cas qui nous concerne, l'île d'Es Vedrà évoquée au préambule de ce document, rassemble les conditions parfaites pour étudier la réponse de la végétation après la capture des herbivores en conditions d'insularité en Méditerranée.

Des études complémentaires sur le sujet seront encore nécessaires afin d'améliorer les connaissances scientifiques dans le but de protéger et conserver le riche patrimoine naturel des Iles Baléares, alliant les aspects environnementaux, économiques et sociaux.

---

<sup>16</sup> Consortium pour le recouvrement de la faune des Iles Baléares

<sup>17</sup> Association des Animalistes des Iles Baléares

<sup>18</sup> Par exemple, les modèles « PROCOS » (Thalen et al., 1987) et « WetDyn » (Van Deursen and Van Oene, 1996)

## 7. BIBLIOGRAPHIE

- Acevedo P. et al., 2010. Estimating roe deer abundance from pellet group counts in Spain: An assessment of methods suitable for Mediterranean woodlands. *Ecological Indicators*, **10**(6), 1226–1230.
- Aldezabal A. et al., 2000. Browsing preference of feral goats ( *Capra hircus* L .) in a Mediterranean mountain scrubland. , 133–142.
- Allombert S., Stockton S. & Martin J., 2005. A Natural Experiment on the Impact of Overabundant Deer on Forest Invertebrates. *Conservation Biology*, **19**, 1917–1929.
- Altaba C.R., 2006. A new land snail from the Quaternary of Mallorca ( Balearic Islands , Western Mediterranean ): *Darderia bellverica* n . gen ., n . sp . ( Gastropoda , Pulmonata , Helicodontidae ). *Animal Biodiversity and Conservation*, **2**, 195–200.
- Anderson R.C. & Katz A.J., 1993. Recovery of browse-sensitive tree species following release from white-tailed deer *Odocoileus virginianus* Zimmerman browsing pressure. *Biological Conservation*, **63**, 203–208.
- Badenhorst S. & Plug I., 2003. The archaeozoology of goats, *Capra hircus* (Linnaeus, 1758): their size variation during the last two millennia in southern Africa (Mammalia: Artiodactyla: Caprini). *Annals of the Transvaal Museum*, **40**, 91–121.
- Bakker, J.P., 1989, *Nature Management by Grazing and Cutting*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bertrand G., 1966. Pour une étude géographique de la végétation. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, **37**, 129–144.
- Candela L. et al., 2009. Impact assessment of combined climate and management scenarios on groundwater resources and associated wetland ( Majorca , Spain ). *Journal of Hydrology*, **376**(3–4), 510–527. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.057>.
- Carl P. & Peterson B.G., 2014. *PerformanceAnalytics Charts and Tables Overview*,
- Consell de Mallorca. (2015). *Boc balear*. Récupéré le 15 juin 2017 de [http://www.conselldemallorca.net/?id\\_section=6587](http://www.conselldemallorca.net/?id_section=6587)
- Couturier M.A.J., 1958. Parallèle anatomique, physiologique et écologique entre le peid du bouquetin des Alpes (*Capra aegagrus ibex*) et celui du chamois (*Rupicapra rupicapra*) en rapport avec l'adaptation à la montagne de ces deux espèces. *Mammalia*, **22**, 76–89.

- De Thier O., Handerek D., Modave M., Quevauvillers S., Lejeune P., 2015, *Grille : Plugin de création de grilles d'échantillonnage pour le logiciel QGIS*
- Figarolas, J., 2017. Chasse du boc des Baléares. Récupéré le 10 juin 2017 de <http://www.abchasses.com/portfolio-item/chasse-boc-baleares/>
- Geladi P. & Kowalski B.R., 1986. Partial least-squares regression: a tutorial. *Analytica Chimica Acta*, **185**, 1–17.
- Giannatos, G., Herrero, J., Sandro Lovari, S., 2007. *Capra hircus*. Récupéré le 15 juin 2017 de <http://www.iucnredlist.org/details/136383/1>
- Herrera J., 1991. Herbivory, seed dispersal, and the distribution of a ruderal plant living in a natural habitat. *Nordic Society Oikos*, **62**, 209–215.
- Hotelling H., 1933. Analysis of complex statistical variables into principal components 1. In: *The Journal of Educational Psychology*. 417–441.
- Husson, F., Lê, S., Pagès, J., 2011. *Exploratory Multivariate Analysis by Example Using R*. Boca Raton : CRC Press
- Kautz, J. E., & Van Dyne, G. M., 1978. Comparative analyses of diets of bison, cattle, sheep, and pronghorn antelope on shortgrass prairie in northeastern Colorado. *USA Proc. 1st Int. Rangeland Congr.*
- Kleimann, D.G., Stanley Price, M.R., Beck, B.B., 1994. Criteria for reintroductions. In: Olney, P.J.S., Mace, G.M., Feistner, A.T.C. (Eds.), *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*. Chapman and Hall, London and New York, pp. 288–303.
- Köhler M. & Moyà-Solà S., 2009. Physiological and life history strategies of a fossil large mammal in a resource-limited environment. *PNAS*, **106**(48), 20354–20358.
- Lê S., Josse J. & Husson F., 2008. FactoMineR : An R Package for Multivariate. *Journal of statistical software*, **25**(1), 1–18.
- Lingle S. & Finbarr Wilson W., 2001. Detection and Avoidance of Predators in White - Tailed Deer (*Odocoileus virginianus*) and Mule Deer (*O. hemionus*). *Ethology*, **107**(March), 125–147.
- Lovari, S., Ferretti, F., Corazza, M., Minder, I., Troiani, N., Ferrari, C., Saggi, A., 2014. Unexpected consequences of reintroductions: competition between increasing red deer and threatened Apennine chamois. *Anim. Conserv.* **17** (4), 359–370.
- Macnab J., 1983. Wildlife Management as scientific experimentation. *Wildlife Society Bulletin*, **11**(4), 397–401.
- Mallorca Convention Bureau., 2011. *Mallorca*. Récupéré le 15 juillet 2017 de <http://www.mallorcacb.com/presentacion/?lang=en>

- Magro, A., 2011. Enseigner l'écologie : Une autre approche didactique. Dijon : Educagri. Récupéré de <http://editions.educagri.fr/livres/4610-enseigner-l-ecologie.html>
- Masseti M., 2009. The wild goats *Capra aegagrus* Erxleben , 1777 of the Mediterranean Sea and the Eastern Atlantic Ocean islands. *Mammal review*, **39**(2), 141–157.
- Médail F. & Quézel P., 1999. Biodiversity Hotspots in the Mediterranean Basin : Setting Global Conservation Priorities. , **13**(6), 1510–1513.
- Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K., 1993, Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range environment, *Ecological Monographs*, **63**, 327-366
- Miller H.J., 2004. *Tobler ' s First Law and Spatial Analysis.*, **94**, 284–289.
- Miles, J.,1987. Soil variation caused by plants: a mechanism of floristic change in grassland, *Disturbance in Grasslands*, pp. 37-49, Junk, Dordrecht
- Morellet N. et al., 2001. The browsing index : new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, **29**(4), 1243–1252.
- Nawijn J. & Mitas O., 2012. Resident Attitudes to Tourism and Their Effect on Subjective Well-Being : The Case of Palma de Mallorca. *Journal of Travel Research*, **51**(5), 531–541.
- O'Brien P.H., 1988. Feral Goat Social Organization : A Review and Comparative Analysis. *Applied Animal Behaviour Science*, **21**, 209–221.
- Palomo, L.F. & Gisbert, J., eds. (2002) Atlas de los mamíferos de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid, Spain
- Perea R. et al., 2015. The reintroduction of a flagship ungulate *Capra pyrenaica* : Assessing sustainability by surveying woody vegetation. *Biological Conservation*, **181**, 9–17.
- Perea R., Girardello M. & San Miguel A., 2014. *woody plant diversity and vegetation dynamics*,
- Pidancier N. et al., 2006. Evolutionary history of the genus *Capra* ( Mammalia , Artiodactyla ) : Discordance between mitochondrial DNA and Y-chromosome phylogenies. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **40**, 739–749.
- Rashid M., 2008. Goats and their Nutrition. *Manitoba Goat Association*, 1–4.
- Rivera-sánchez L. et al., 2015. Comparative study of trophic behaviour and herd structure in wild and feral goats living in a Mediterranean island : Management implications. *Applied Animal Behaviour Science*, **165**, 81–87. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.applanim.2015.01.015>.
- Rivera Sánchez L., 2014. *Ecología trófica de ungulados en condiciones de insularidad*.

- Rooney T.P., 2009. High white-tailed deer densities benefit graminoids and contribute to biotic homogenization of forest ground-layer vegetation. *Plant Ecol*, **202**, 103–111.
- Salvador, E. (2017). Esperas Boc Balear. Récupéré le 1 juillet 2017 de <http://www.perdizroja.com/bocbalear/>
- Sanchez G., 2012. *R package plsdepot PLS Regression 2*,
- Seguí B. et al., 2005. La cabra salvaje mallorquina: origen, genética, morfología, notas ecológicas e implicaciones taxonómicas. *Societat d'Història natural de les Iles Balears*, **48**, 122–151.
- Seguí Campaner, B., Sanz Rueda, A., Barceló Adrover, A., Garcia Amengual, À., Santandreu Jaume, J., Vidal Fueris, F.J. (2014). *Boc Balear cuatro milenios de historia, diez años de homologación*. Mallorca : Departament de Medi Ambient
- Senft R.L. et al., 2012. Large Foraging and Herbivore Hierarchies Ecological Landscape ecology can enhance traditional foraging theory. *American Institute of Biological Sciences*, **37**(11), 789–795.
- Shakesby R.A., 2011. Earth-Science Reviews Post-wild fire soil erosion in the Mediterranean : Review and future research directions. *Earth Science Reviews*, **105**, 71–100. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>.
- Shrestha R., Wegge P. & Koirala R.A., 2005. Summer diets of wild and domestic ungulates in Nepal Himalaya. *The zoological Society of London*, **266**(2), 111–119.
- Silva P.G. et al., 2005. Mallorca island : geomorphological evolution and neotectonics. In: *Field Trip Guide*. 1–44.
- Tenenhaus M., 1999. L'approche PLS. *Revue de Statistique appliquée*, **47**(2), 5–40.
- Ter Heerdt, G.N.J., Bakker, J.P. and De Leeuw, J., 1991, Seasonal and spatial variation in living and dead plant material in a grazed grassland as related to plant species diversity, *Journal of Applied Ecology*, **28**, 120–127.
- Thaker M. et al., 2011. Minimizing predation risk in a landscape of multiple predators : effects on the spatial distribution of African ungulates. *Ecology*, **92**(2), 398–407.
- Thomas L. et al., 2010. Distance software : design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 5–14.
- Vancolen S., 2004. *La régression PLS*.
- WallisDeVries, M.F., Bakker, J.P., Van Wieren, S.E. (1998). *Grazing and Conservation Management*. Great Britain : Kluwer Academic Publishers

## 8. ANNEXES

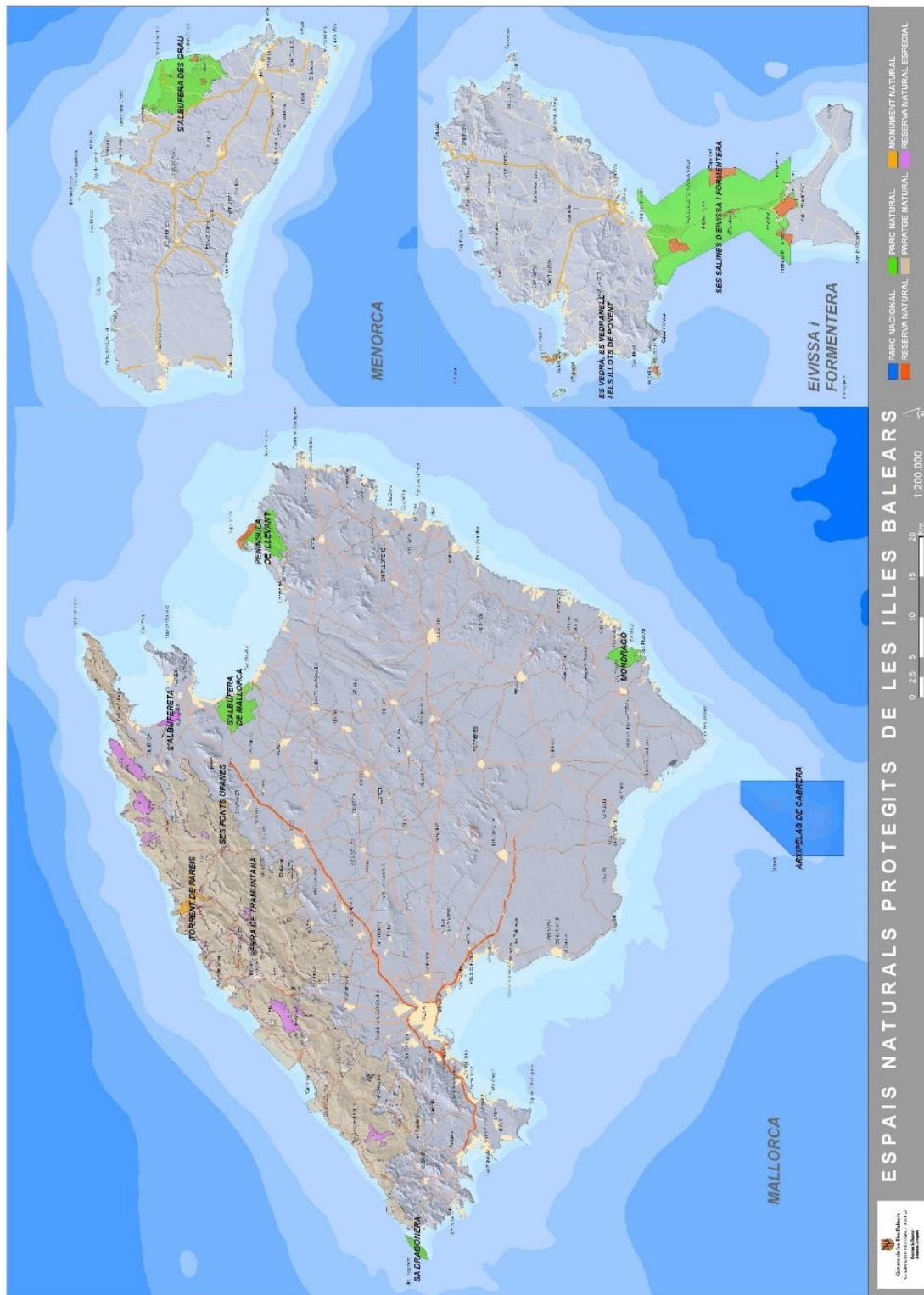
Annexe 1 : Liste exhaustive des habitats taxonomiques à Majorque (en italique : La Victoria, en gras : Son Fortuny).

<b>Habitat</b>	
Acrocladio-Eleocharitetum palustris	Comunidad de Limonium fontqueri
Agrostio-Achilleetum agerati	Comunidad de Limonium migjornense y L. camposanum
Airo cupaniana-Chaenorhinetum formenterae	Comunidad de Limonium virgatum y Inula crithmoides
Alliarion petiolatae Oberdorfer	Comunidad de Lotus halophilus y Linaria pedunculata
Ammophilion australis	Comunidad de Lycium intricatum y Salsola vermiculata
Ampelodesmo-Ericetum scopariae	Comunidad de Marsilea strigosa y Callitriche bruti
<i>Andropogonetum hirta-pubescentis</i>	Comunidad de Myriophyllum
<b><i>Anthyllido cytisoidis-Teucrietum majorici</i></b>	Comunidad de Naufraga balearica y Solenopsis balea
Arenarion balearicae	Comunidad de Potamogeton coloratus
Aro picti-Phyllireetum rodriguezii	Comunidad de Potamogeton crispus
Artemisio vulgaris-Epilobietum hirsuti	Comunidad de Potamogeton pectinatus
Arthrocnemion glauci	Comunidad de Sarcocornia alpini
Arthrocnemetum macrostachyi (glauci)	Comunidad de Soleirolia soleirolii
Arundini-Convolvuletum sepium	Comunidad de Tamarix africana
Asplenion petrarchae (glandulosi)	Comunidad de Zannichellia pedicellata
Astragalo balearici-Teucrietum mari	Cratoneurion commutati W. Koch 1928
Bellio bellidioidis-Crocetum cambessedesii	Cressetum creticae Brullo & Furnari 1970
<i>Brachypodietum phoenicoidis</i>	Crithmo-Limonienion (acantilados mediterraneos)
Brachypodio phoenicoidis-Kundmannietum siculae	<b><i>Crithmo-Limonietum balearici</i></b>
Brassico-Helichrysum rupestre	Crithmo-Limonietum heterospicati
<b>Buxo balearicae-Genistetum majoricae</b>	Cuevas marinas sumergidas o parcialmente sumergida
Callitriche-Batrachion	Cuevas no explotadas por el turismo
Callitriche-Ranunculetum baudotii	Cyclamini balearici-Quercetum ilicis
Caricetum divisae	Cymodoceetum nodosae
Chaenorrhino formenterae-Silenetum cambessedesii	<b><i>Cypero mucronati-Agrophyretum juncei</i></b>
Charetum vulgaris	Cytiso fontanesii-Genistetum dorycnifoliae
Charion asperae	Dauco gingidii-Limonietum biflori
Cladio marisci-Caricetum hispidae	Elymo elongati-Juncetum maritimi
Clematido balearicae-Juniperetum turbinatae	Eucladio-Adiantetum capilli-veneris
Clematido balearicae-Myrtetum communis	Euphorbietum dendroides
<b><i>Clematido cirrhosae-Quercetum rotundifoliae</i></b>	Euphorbion peplis
<b><i>Cneoro tricocci-Ceratonietum siliquae</i></b>	Frangulo alni-Pyretum cordatae
Cneoro tricocci-Pistacietum lentisci	Frankenio pulverulenti-Limonietum grosii
Comunidad de Anagallis tenella	Fraxino-Ulmenion minoris (bosques de fresnos)
Comunidad de Cheilanthes acrosticha y Cosentinia v	<b>Genisto fasciculatae-Thymelaeetum velutinae</b>
Comunidad de Crassula vaillantii y Elatine macropo	Helianthemo serraiae-Micromerietum microphyllae
Comunidad de Erodium reichardii	Helichryso microphylli-Dorycnietum fulgurantis
Comunidad de Isoetes histrix	<b><i>Hippocrepidetum balearicae</i></b>
Comunidad de Isoetes velatum	Holoschoenetum romani
Comunidad de Laurus nobilis	Hypericetum cambessedesii
Comunidad de Limonium alcudianum y L. virgatum	Hypericion balearici
Comunidad de Limonium boirae y L. magallufianum	Hyperico perfoliati-Brachypodietum phoenicoidis
Comunidad de Limonium bonneti	Hypochoerido-Brachypodietum retusi
Comunidad de Limonium echioides	Hypochoerido-Glaucietum flavi
Comunidad de Limonium ferulaceum	Isoetion
Isoetetum duriei	Juncion maritimi

Juniperetum turbinatae (lyciae)	Rubo ulmifolii-Crataegetum brevispiniae
Juniperion turbinatae (lyciae)	Rubo ulmifolii-Nerietum oleandri
Launaeenion cervicornis	Ruppium drepanensis
<b>Launaeetum cervicornis</b>	Ruppium maritimae
Lavateretum arboreae	Ruppion maritimae
Lavateretum arboreo-creticae	Sagino maritimae-Bellietum bellidioidis
Lemnetum gibbae	Salicornietum emerici
Lemnion minoris	Salicornietum fruticosae
<b>Leucojo pulchelli-Vitacetum agni-casti</b>	Salicornion dolichostachyae
Limonietum caprariensis	Salsolo kali-Cakiletum maritima
Limonietum ebusitani	Salsolo oppositifoliae-Suaedetum verae
Limonietum majorico-gymnesici	Santolino magonicae-Anthyllidetum hystricis
Limonietum pseudodyctioclado-carregadorensis	Santolino magonicae-Astragaletum balearici
Limonietum retuso-formenterae	Saturejo filiformis-Phagnaletum sordidi
Loto cretici-Crucianelletum maritimae	Saxifrago tridactylitae-Hornungietum petraeae
Magnocaricion elatae	Schoeno-Plantaginetum crassifoliae
Medicagini marinae-Ammophiletum australis	Scirpetum compacti
Molinio-Holoschoenion	Selaginello-Anogrammetum leptophyllae
Myosuro-Bulliardetum vaillantii	<b>Sibthorpio africanae-Arenarietum balearicae</b>
Nicotiano glaucae-Ricinion communis alliancia nova	<b>Smilaco balearicae-Ampelodesmetum mauritanicae</b>
Oleo-Ceratonion	Soncho maritimi-Cladietum marisci
Oleo-Ceratonion (fruticedas de dunas)	Spartino-Juncetum maritimi
Oleo-Ceratonion (fruticedas de Euphorbia dendroid)	Stipion tenacissimae
Oleo-Ceratonion (fruticedas de Laurus nobilis)	Suaedetum verae (fruticosae)
Oleo-Ceratonion (fruticedas de Buxus balearica)	Tamaricetum gallicae
<b>Oleo-Ceratonion(com. de Ampelodesmos mauritanica)</b>	Tamaricion africanae
Ononido crispae-Scrophularietum minoricensis	Tamaricion boveano-canariensis
Ononido natricis-Scrophularietum ramosissimae	<b>Teucrietum subspinosi</b>
Paspalo-Polypogonetum semiverticillat	Teucro dunensis-Helianthemetum capitis-felicis
<b>Pastinacetum lucidae</b>	Teucro dunensis-Thymelaeetum velutinae
Phillyreo mediae-Rhamnetum angustifoliae	Teucro occidentalis-Rhamnetum bourgeani
Plantaginion crassifoliae	Teucro piifonti-Corydothymetum capitati
Polypodietum serrati	Thymelaeo hirsutae-Asteretum maritimi
Polypodium serrulati (cambrici)	Thymo ebusitani-Hippocrepidetum grosii
Poo bulbosae-Phlomidetum italicae	Trifolio fragiferi-Cynodontetum dactyli
Populenion albae	Trifolio fragiferi-Cynodontion
<b>Posidonietum oceanicae</b>	Trifolio subterranei-Periballion
Potamion pectinati	Typho angustifoliae-Phragmitetum australis
Potentillo caulescentis-Pimpinelletum balearicae	Typho angustifoliae-Phragmitetum maximi
Potentillo reptantis-Agrostietum stoloniferae	Urtico-Smyrniotum olussatri
Prasio-Oleetum sylvestris	Verbenetum supinae
Primulo balearicae-Aceretum granatensis (quejigar)	Vinco-Populetum albae
Ranunculetum baudotii (lagunas y albuferas litora)	Zosteretum marinae (fondos marinos)
Rhamno ludovici-salvatoris-Juniperetum turbinatae	Zosteretum noltii (lagunas y albuferas)
Riccietum fluitantis	
Rosmarinion officinalis (=Rosmarino-Ericion multi	

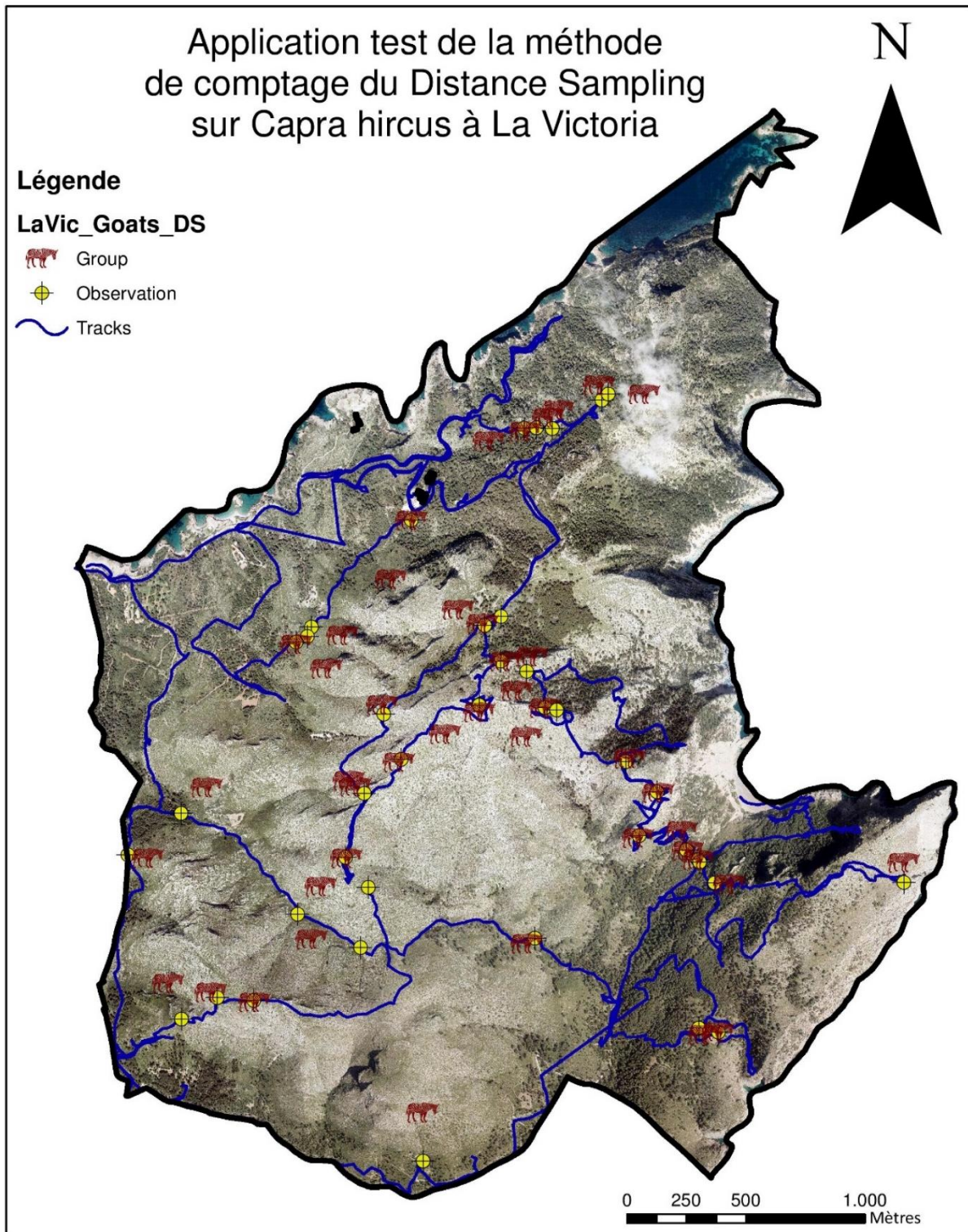


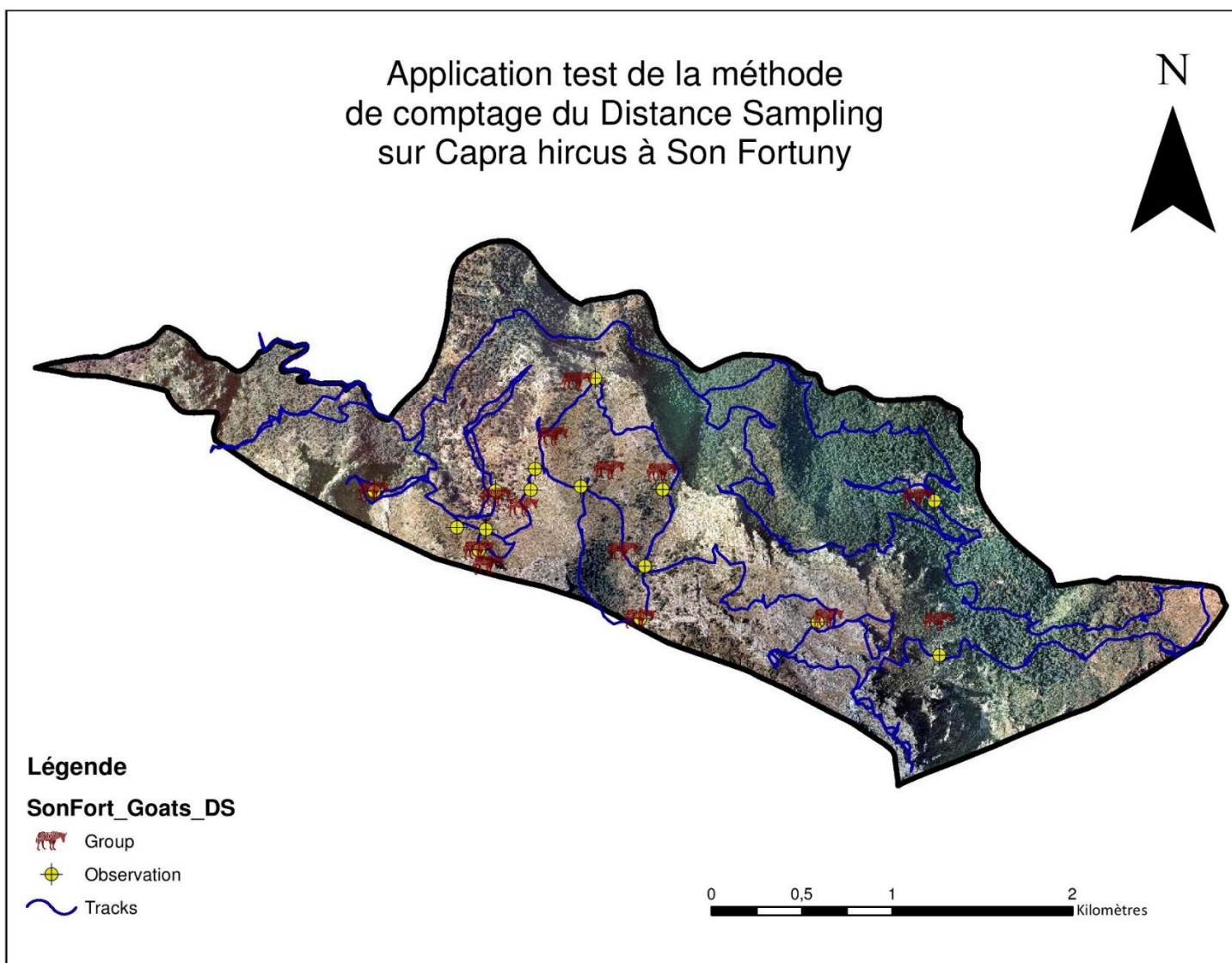
Annexe 2 : Statuts de protection des Iles Baléares



Annexe 3 : Feuille de relevé pour la collecte des données d'abrouissement et de régénération.

Transect n°	SF5	habitat :	Forest	Data	4/04/2017	
Dung accumulation (0-3)	1	Direction :	North	Time	12:47 12:55	
Browsing index				Regeneration		
Species	Bro In (0-3)	Species	Bro In (0-3)	Species	Height (cm)	B. Yes/No
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0	<i>Pinus halepensis</i>	3	<i>Pinus halepensis</i>	10	No
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0	<i>Pinus halepensis</i>	1	<i>Pinus halepensis</i>	30	Yes
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0	<i>Pinus halepensis</i>	3	<i>Pinus halepensis</i>	5	No
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0	<i>Rosmarinus officinalis</i>	0	<i>Pinus halepensis</i>	40	Yes
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0	<i>Calicotome sp</i>	2	<i>Pinus halepensis</i>	100	Yes
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0	<i>Urginea maritima</i>	0	<i>Pinus halepensis</i>	50	Yes
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0	<i>Quercus ilex</i>	0	<i>Pinus halepensis</i>	110	Yes
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0			<i>Pinus halepensis</i>	70	Yes
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0			<i>Pinus halepensis</i>	25	Yes
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0			<i>Pinus halepensis</i>	45	Yes
<i>Ampelodesmos mauri</i>	0			<i>Pinus halepensis</i>	150	Yes
<i>Pistacia lentiscus</i>	0			<i>Asparagus sp</i>	5	Yes
<i>Pistacia lentiscus</i>	0			<i>Quercus ilex</i>	10	No
<i>Pistacia lentiscus</i>	0			<i>Quercus ilex</i>	5	No
<i>Pistacia lentiscus</i>	0			<i>Smilax aspera</i>	15	Yes
<i>Pistacia lentiscus</i>	0			<i>Erica multiflora</i>	5	No
<i>Pistacia lentiscus</i>	0			<i>Ampelodesmos mauri</i>	15	No
<i>Pistacia lentiscus</i>	1			<i>Lonicera</i>	5	No
<i>Pistacia lentiscus</i>	1			<i>Lonicera</i>	5	No
<i>Pistacia lentiscus</i>	0			<i>Lonicera</i>	10	No
<i>Smilax aspera</i>	3					
<i>Smilax aspera</i>	3					
<i>Smilax aspera</i>	3					
<i>Smilax aspera</i>	3					
<i>Smilax aspera</i>	3					
<i>Smilax aspera</i>	3					
<i>Smilax aspera</i>	3					
<i>Smilax aspera</i>	3					
<i>Smilax aspera</i>	3					
<i>Smilax aspera</i>	3					
<i>Smilax aspera</i>	2					
<i>Erica multiflora</i>	2					
<i>Erica multiflora</i>	0					
<i>Erica multiflora</i>	1					
<i>Erica multiflora</i>	1					
<i>Erica multiflora</i>	0					
<i>Erica multiflora</i>	0					
<i>Erica multiflora</i>	0					
<i>Erica multiflora</i>	1					
<i>Pinus halepensis</i>	2					
<i>Pinus halepensis</i>	0					





Annexe 4c : Exemple de feuille de terrain dans l'application de la méthode du Distance Sampling

**Animal Counting Survey**

Observer: Antoine Limpens

Trail : Coll Baix

N°	Date	Hour	Species	Group Effective	Adult		Juvenile	Distance (m)	Direction (°N)	Waypoint name	GPS position		Remarks
					M	F					Latitude [N]	Longitude [E]	
1	6-mars	15:23	BOC	2	2	0	0	61	95	G1	39°51'32.51"N	3°11'7.87"E	
2	6-mars	19:00	BOC	6	1	5	0	81	0	G2	39°51'32.52"N	3°11'41.28"E	
3	7-mars	11:30	BOC	5	1	3	1	0		G3	39°51'12.21"N	3°11'8.41"E	
4	7-mars	13:45	BOC	3	3	0	0	35	140	G4	39°51'12.76"N	3°11'4.98"E	
5	8-mars	15:22	BOC	3	0	3	0	200	0	G5	39°50'54.81"N	3°10'16.13"E	
6	8-mars	08:18	BOC	2	1	1	0	150	330	refugee	39°51'35.37"N	3°11'5.05"E	
7	8-mars	08:54	BOC	6	0	1	5	85	290	G7	39°52'8.76"N	3°10'30.11"E	
8	8-mars	09:01	BOC	5	0	1	4	130	300	G8	39°52'7.52"N	3°10'27.24"E	
9	8-mars	09:23	BOC	6	0	4	2	20	90	G9	39°52'2.64"N	3°10'30.01"E	
10	8-mars	09:23	BOC	8	4	4	0	141	150	G9	39°52'2.64"N	3°10'30.01"E	
11	8-mars	10:02	BOC	4	0	2	2	29	180	G11	39°51'56.70"N	3°10'26.21"E	
12	8-mars	10:07	BOC	7	3	4	0	188	230	G11	39°51'56.70"N	3°10'26.21"E	
13	8-mars	11:26	BOC	2	0	2	0	15	220	G13	39°51'49.34"N	3°10'12.42"E	
14	8-mars	11:29	BOC	2	0	2	0	226	240	G13	39°51'49.34"N	3°10'12.42"E	
15	8-mars	12:09	BOC	2	0	2	0	5	130	G15	39°51'36.01"N	3°10'2.51"E	
16	8-mars	12:39	BOC	6	0	2	4	86	310	G16	39°51'44.72"N	3°10'5.89"E	
17	8-mars	13:37	BOC	4	0	2	2	39	350	G17	39°51'55.49"N	3°10'9.31"E	
18	8-mars	17:14	BOC	2	0	2	0	15	165	G18	39°52'34.30"N	3°10'34.36"E	
19	8-mars	17:16	BOC	1	0	1	0	199	290	G18	39°52'34.30"N	3°10'34.36"E	
20	8-mars	17:23	BOC	3	0	0	3	119	50	G19	39°52'34.32"N	3°10'36.53"E	
21	8-mars	17:38	BOC	5	0	3	2	50	340	G20	39°52'34.20"N	3°10'39.32"E	
22	8-mars	18:18	BOC	2	0	1	1	64	350	G21	39°52'38.08"N	3°10'48.04"E	
23	8-mars	18:23	BOC	1	1	0	0	150	90	G22	39°52'38.91"N	3°10'49.19"E	
24	9-mars	08:29	BOC	11	3	5	3	0		G30	39°51'35.60"N	3°11'4.94"E	
25	9-mars	08:58	BOC	2	0	1	1	10	210	G31	39°51'38.87"N	3°10'54.49"E	
26	9-mars	10:30	BOC	3	1	1	1	22	50	G32	39°51'48.97"N	3°10'52.19"E	
27	9-mars	11:35	BOC	3	0	2	1	0	0	G34	39°51'56.31"N	3°10'37.88"E	

