

Année 2024 - 2025

Master : Biodiversité, écologie et évolution (BEE)

Finalité : Gestion adaptative de la biodiversité (GABI)

Responsables du Parcours GABI :

Agathe Leriche

Alexandre Millon

Le réensauvagement est-il une alternative au pastoralisme pour conserver la biodiversité des pelouses sèches du Causse Méjean (France) ? Le cas des communautés d'araignées.



Présenté par Manon XUCLA

Réalisé sous les directions de :

Clémentine Mutillod

Thierry Dutoit

Christophe Mazzia

Charte relative à la lutte contre le plagiat de l'Université d'Aix-Marseille

Approuvée par le Conseil des Études et de la Vie Universitaire de l'Université d'Aix-Marseille en date du 4 octobre 2012,

Approuvée par le Conseil Scientifique de l'Université d'Aix-Marseille en date du 16 octobre 2012,

Approuvée par le Conseil d'Administration de l'Université d'Aix-Marseille en date du 27 novembre 2012,

Préambule

Afin de garantir la qualité des diplômes délivrés à ses usagers, l'originalité des publications pédagogiques et scientifiques de ses personnels enseignants et/ou chercheurs, et faire respecter les droits de propriété intellectuelle des auteurs, l'Université d'Aix-Marseille est engagée dans la lutte contre le plagiat.

Les travaux réalisés par les usagers et par les personnels de l'Université doivent répondre à l'ambition de produire un savoir inédit et d'offrir une lecture nouvelle et personnelle d'un sujet.

Les travaux concernés par cette obligation sont notamment : les thèses, les mémoires, les articles, les supports de cours, sans que cette liste soit exhaustive.

Article 1

Le plagiat consiste à reproduire un texte, une partie d'un texte, toute production littéraire ou graphique, ou les idées originales d'un auteur, sans lui en reconnaître la paternité.

Tout plagiat, quel qu'en soit le support, constitue une faute.

Le plagiat constitue à la fois la violation la plus grave de l'éthique universitaire et un acte de contrefaçon. C'est un délit au sens de l'article L. 335-2 du code de la propriété intellectuelle.

En outre, le fait de commettre un plagiat dans un document destiné à être publié constitue une circonstance aggravante.

Article 2

Les usagers et les personnels de l'Université ne doivent pas commettre de plagiat dans leurs travaux.

Article 3

Les reproductions de courts extraits de travaux préexistants en vue d'illustration ou à des fins didactiques sont admises sans nécessité de demander le consentement de l'auteur, uniquement dans le strict respect de l'exception de courte citation.

Dans ce cadre, les usagers et les personnels de l'Université s'engagent, lorsqu'ils reproduisent de courts extraits de tels travaux, à identifier clairement qu'il s'agit d'un emprunt, en apposant des guillemets, et en indiquant le nom de l'auteur et la source de l'extrait.

Article 4

L'Université d'Aix-Marseille est attachée au respect des droits de propriété intellectuelle et se réserve la possibilité de rechercher les tentatives de plagiat, notamment par l'utilisation d'un logiciel adapté.

Article 5

Les cas présumés de plagiat feront l'objet de poursuites engagées par l'Université devant les instances compétentes, et leurs auteurs seront passibles de sanctions disciplinaires.

Ces violations des droits de propriété intellectuelle pourront également donner lieu à des poursuites judiciaires.

Je soussignée Manon XUCLA certifie avoir pris connaissance de la présente charte et l'avoir respectée.

Fait à Salon de Prvc , le 18/08/2025 noms et signature(s) :

XUCLA



Le réensauvagement est-il une alternative au pastoralisme pour conserver la biodiversité des pelouses sèches du Causse Méjean (France) ? Le cas des communautés d'araignées.

Is rewilding an alternative to pastoralism for conserving the biodiversity of dry grasslands in the Causse Méjean (France)? The case of spider communities.

Résumé

Le pastoralisme maintient les espaces ouverts en empêchant les successions végétales tout en permettant la présence d'une grande biodiversité. Cependant, l'abandon des pratiques agro-pastorales depuis le XX^{ème} siècle, en Europe, engendre une fermeture des milieux. Face à ce constat, le réensauvagement, notamment avec la (ré)introduction de grands herbivores, est présenté comme une solution alternative pour la conservation et la restauration des écosystèmes. Le type d'herbivore qui pâture ainsi que le type de gestion (domestique ou sauvage) influence la structure des communautés végétales. Cependant, très peu d'études ont comparé l'effet de ces deux modes de gestions sur les arthropodes, notamment les araignées, bien qu'elles soient d'excellentes bioindicatrices des changements environnementaux. Dans cette étude, les effets de différentes modalités de pâturage liées au pastoralisme (brebis, chevaux domestiques) et au réensauvagement (chevaux de Przewalski) ont été mesurés sur la composition des communautés d'araignées des pelouses sèches du Causse Méjean. Les hypothèses étaient que l'abondance ainsi que la diversité taxonomique et fonctionnelle seraient plus élevées dans la modalité de pâturage par les chevaux de Przewalski et plus faible pour les brebis. Pour cela, 45 pièges Barbers ont été placés pour chaque modalité. Les résultats ont permis de mettre en évidence que les chevaux de Przewalski permettent de conserver des communautés d'araignées similaires à celles chez les brebis, l'écosystème de référence. Le pâturage, plus récent, par des chevaux domestiques entraînerait en revanche des modifications avec des diversités taxonomiques et fonctionnelles moindres. Cependant, ces derniers résultats sont à nuancer, du fait notamment de la présence d'un front de colonisation de pins noirs dans cet enclos. Il serait donc important de réaliser des analyses complémentaires, notamment des suivis sur le long terme ou encore sur d'autres compartiments (tels que les arthropodes herbivores), afin d'affiner la gestion pour la préservation de ces pelouses steppiques et de leur biodiversité.

Mots-clés : Réensauvagement trophique, conservation, araignées, chevaux de Przewalski, pâturage

Abstract

Pastoralism maintains open spaces by preventing plant succession while allowing for a high level of biodiversity. However, the abandonment of agro-pastoral practices since the 20th century in Europe has led to the closure of these environments. In response to this situation, rewilding, particularly through the (re)introduction of large herbivores, is presented as an alternative solution for the conservation and restoration of ecosystems. The type of herbivore that grazes and the type of management (domestic or wild) influence the structure of plant communities. However, very few studies have compared the effect of these two management methods on arthropods, particularly spiders, even though they are excellent bioindicators of environmental change. In this study, the effects of different grazing methods related to pastoralism (sheep, domestic horses) and rewilding (Przewalski's horses) were measured on the composition of spider communities in the dry grasslands of the Causse Méjean. The hypotheses were that abundance and taxonomic and functional diversity would be higher in the Przewalski's horse grazing modality and lower for sheep. To test this, 45 Barbers traps were placed for each modality. The results showed that Przewalski's horses help to preserve spider communities like those found in sheep, the reference ecosystem. More recent grazing by domestic horses, on the other hand, would lead to changes with lower taxonomic and functional diversity. However, these latest results should be viewed with caution, particularly given the presence of a black pine colonization front in this enclosure. It would therefore be important to carry out additional analyses, including long-term monitoring or monitoring of other compartments (such as herbivorous arthropods), to refine management practices for the preservation of these steppe grasslands and their biodiversity.

Keywords: Trophic rewilding, conservation, spiders, Przewalski's horses, grazing

Remerciements

Je tiens à remercier mes encadrants de stage : Clémentine Mutillod (ATER à l'IMBE-Université d'Avignon) pour toute son aide depuis le début du stage, pour sa générosité ainsi que pour sa patience à toute épreuve pour la partie statistique. Cela a été un plaisir de travailler à tes côtés. Et merci pour le chocolat sur les terrains ; Thierry Dutoit (DR CNRS-IMBE), pour toutes les connaissances qu'il m'a transmises, notamment les orchidées découvertes dans les différents enclos. Merci également pour son humour débordant qui a rendu le terrain des plus marrants et enfin, Christophe Mazzia (MCF-IMBE, Université d'Avignon), pour m'avoir fait découvrir un univers peu connu et pourtant fantastique : celui des araignées. Des petits êtres extrêmement passionnants. Que ce soit le terrain ou encore l'identification, l'apprentissage auprès de Christophe a été extrêmement enrichissant, même si j'ai cru qu'il allait falloir cacher les pots pour que je puisse identifier les araignées.

Mais aussi, Laurent Tatin (micro-entrepreneur, chercheur associé à l'IMBE) pour la légèreté et l'humour qu'il a apporté. Merci également pour les compotes pomme-poire sur le terrain qui étaient toujours les bienvenues lors des sessions de pauses. Merci encore à lui et à Thierry Dutoit pour avoir trouvé le financement de cette étude auprès de l'Office Français pour la Biodiversité (fonctionnement) et le Département des Bouches-du-Rhône (indemnité de stage).

Merci aussi à l'association Takh et au Parc national des Cévennes pour nous avoir autorisé à mener cette étude dans l'enclos des chevaux de Przewalski et merci pour leur accueil ainsi que le gîte.

Je remercie également les personnes qui m'ont aidé au cours de ce stage comme Manon Calvet pour le tri manuel ou encore Olivier Blight pour les analyses des données.

Merci également à l'IMBE et à l'Université d'Avignon pour m'avoir permis de réaliser ce stage et pour toutes les personnes qui y travaillent. C'était un immense plaisir de vous avoir rencontré, d'apprendre et de comprendre à vos côtés sur les sujets de recherches qui étaient les vôtres.

Merci encore à toutes ces personnes pour ce stage incroyable et passionnant.

Table des matières

<i>I. INTRODUCTION</i>	1
<i>II. MATERIELS & METHODES</i>	4
1. Zone d'étude	4
2. Sites d'études	5
3. Méthodes d'échantillonnage	7
3.a. Mesure des variables mésologiques et de la structure de la végétation	7
3.b. Échantillonnage des araignées	8
3.c. Identification des araignées	9
4. Analyses des données	10
4.a. Indices de diversité	10
4.b. Traits fonctionnels	11
4.c. Analyses statistiques	11
<i>III. RESULTATS</i>	12
1. Variable mésologique	12
2. Composition taxonomique et structure des communautés d'araignées	12
3. Composition fonctionnelle des communautés d'araignées	17
<i>IV. DISCUSSION</i>	18
1. Approche taxonomique	18
2. Approche fonctionnelle	20
3. Perspectives de recherches futures	21
4. Perspectives de conservation	22
<i>BIBLIOGRAPHIE</i>	26
<i>DÉROULÉ DU STAGE</i>	35
<i>TABLE DES ANNEXES</i>	37

I. INTRODUCTION

Le Néolithique correspond à une phase culturelle débutant au cours du 6^{ème} millénaire avant notre ère (Cauwe et al., 2007). Il se caractérise notamment par une sédentarisation des populations humaines, un développement des pratiques agricoles et par le début du pastoralisme (Cauwe et al., 2007). Ce dernier correspond à une activité basée sur la domestication d'animaux qui pâturent dans des milieux semi-naturels (Bell et al., 2020; Caplat et al., 2006; Gardiner, 2018; Wieren, 1995). De nos jours, le pastoralisme correspond à la forme d'élevage la plus courante dans le monde (Sloat et al., 2018). Elle a notamment pour effets le maintien d'espaces ouverts herbacés empêchant les successions végétales de conduire à des milieux fermés (Overbeck et al., 2007), ceci du fait de la consommation de la végétation par les herbivores (Fleurance et al., 2011). Ces milieux (e.g. prairies, pelouses, savanes) sont alors dominés par une végétation rase composée de graminées et d'herbacées prostrées (Overbeck et al., 2007). Le pastoralisme permet aussi l'existence d'une diversité taxonomique, fonctionnelle (Overbeck et al., 2007) et structurelle du fait de la défoliation et du piétinement différentiels, ainsi que du dépôt d'excréments qui modifient les propriétés du sol (Gardiner, 2018; Singh et al., 1983), créant alors une mosaïque de microhabitats dans ce milieu à dominance herbacée (Fleurance et al., 2011; Mutillod et al., 2024).

Cependant, l'abandon des pratiques agro-pastorales, depuis le XX^{ème} siècle en Europe, a provoqué une régression des milieux herbacés (Fischer et al., 2012; MacDonald et al., 2000; Manzano et al., 2021; Sartorello et al., 2020) en faveur de milieux fermés (Gardiner, 2018; Habel et al., 2013). Ceci a notamment eu pour effet une diminution de la richesse spécifique des espèces herbacées au sein de ces milieux (Habel et al., 2013). De plus, ces milieux ouverts sont également menacés par leur conversion en cultures arables et par l'intensification des pratiques d'élevage (Gardiner, 2018). Dans ce dernier cas, cela provoque une homogénéisation de la diversité et de la structure végétale entraînant des effets délétères sur les réseaux trophiques supérieurs (Kruess & Tscharntke, 2002; Pétilion et al., 2007).

La structure des communautés végétales herbacées est également influencée par le type d'herbivores qui pâturent (Nugent et al., 2022). Un pâturage bovin provoquera, par exemple, une densité de végétation et une hétérogénéité structurelle plus faible que les ovins (Nugent et al., 2022). Cette différence est encore plus marquée lors de la comparaison entre un pâturage réalisé entre un ruminant et un non-ruminant, comme entre les équins et les ovins (Mutillod et al., 2024; Nugent et al., 2022). Ceci peut s'expliquer par une stratégie alimentaire différente

(Grant et al., 1985; Stewart & Pullin, 2008) car les chevaux consomment moins les dicotylédones que les ruminants (Fleurance et al., 2011). Une physiologie digestive distincte et la présence chez les chevaux d'une double rangée d'incisives, leur permettant de brouter de manière plus rase (Fleurance et al., 2011; Menard et al., 2002), explique la présence d'une végétation possédant une hétérogénéité structurelle et une richesse spécifique plus grande (Fleurance et al., 2011; Menard et al., 2002; Mutillod et al., 2024). Enfin, le type de gestion (domestique ou sauvage) influence également la structure et la composition de la végétation (Mutillod et al., 2024). Cependant, très peu d'études ont comparé l'effet de ces deux modes de gestion sur la biodiversité et les services écosystémiques rendus par les écosystèmes herbacés (Mutillod et al., 2024; Schulte To Bühne et al., 2022; Torres et al., 2018). Il a cependant déjà été mis en évidence que le réensauvagement favorise les interactions entre la végétation et les arthropodes de manière bénéfique (Garrido et al., 2019, 2022; Hart et al., 2023; Van Klink et al., 2015) en augmentant l'hétérogénéité de la végétation au niveau local (Svenning et al., 2016).

Le réensauvagement consiste en la réintroduction d'espèces clés de voûte et/ou ingénieuses afin de restaurer des écosystèmes dégradés (Jepson, 2016; Josh Donlan et al., 2006; Svenning, 2020) car leur perte a engendré un appauvrissement des fonctions écologiques (Galetti et al., 2018) et une modification de la structure, de la composition floristique et des réseaux trophiques (Bakker et al., 2016; Doughty et al., 2016). Ainsi, cette action a notamment pour objectif de pallier la disparition de la mégafaune (Fløjgaard et al., 2022), dont les grands herbivores (correspondant aux individus de plus de 45 kg (Rech et al., 2025)), depuis ces 50 000 dernières années (Svenning et al., 2024).

Cependant, en plus de l'influence du pâturage sur la composition et la structure de la végétation herbacée (Mutillod et al., 2024), il impacte aussi les arthropodes (Lumaret et al., 1992). En effet, l'influence de cette activité sur ce phylum peut être directe avec la prédation accidentelle et le piétinement, mais aussi indirecte, avec la modification de la structure de la végétation (Fleurance et al., 2011; Van Klink et al., 2015). Il existe également des effets bénéfiques de ce type de pâturage comme la création d'une hétérogénéité structurelle et spécifique qui permet d'augmenter la diversité taxonomique de l'entomofaune du fait de l'existence d'une plus grande mosaïque de microhabitats (Fleurance et al., 2011; Mutillod et al., 2024).

Parmi les arthropodes, figurent les araignées qui sont les prédateurs les plus abondants et les plus diversifiés des écosystèmes terrestres (Khum et al., 2025). Elles sont aussi

d'excellents bioindicateurs (Maelfait, 1988) des changements environnementaux (Braschi et al., 2021; Gerlach et al., 2013), comme par exemple des changements de surface du sol ou encore de la structure de la végétation (Pozzi & Borcard, 2001; Villepoux & Michaud, 2014). L'étude de la composition, de la richesse des communautés et de la diversité des traits des araignées pourrait donc permettre de mieux comprendre l'impact de ces différents types de pâturage (Cadotte et al., 2011; Gagic et al., 2015; Hillebrand et al., 2008; Mason & De Bello, 2013). Les traits étudiés correspondent à des caractères (morphologiques, physiologiques, structurels ou encore comportementaux) influençant la fitness des individus (Nock et al., 2016). Dans le cas des araignées, les traits les plus étudiés sont la taille corporelle et la stratégie de chasse (Brown et al., 2004; Michalko et al., 2019; Schmitz, 2009; Woodward et al., 2005). La taille corporelle permet de déterminer les liens dans les réseaux trophiques (e.g. compétition, facilitation) (Brown et al., 2004; Woodward et al., 2005) et l'intensité des interactions avec d'autres espèces (Schneider et al., 2012; Woodward et al., 2005). La stratégie de chasse permet également de mieux comprendre la dynamique trophique avec le contrôle descendant des arthropodes herbivores (Khum et al., 2025; Schmitz, 2009).

Dans cette étude, l'influence de différentes modalités de pâturage liées au pastoralisme (brebis (*Ovis aries* Linnaeus, 1758), chevaux domestiques) et au réensauvagement (chevaux de Przewalski) a été mesurée sur la composition des communautés d'araignées d'un écosystème de pelouse sèche, sur le Causse Méjean. Concernant les chevaux de Przewalski (*Equus ferus przewalskii* Poliakov, 1881), ils ont disparu à l'état sauvage (en Mongolie) en 1969 (Tatin et al., 2000), mais sont considérés comme les derniers chevaux sauvages au monde (Der Sarkissian et al., 2015; Do et al., 2014; Goto et al., 2011). En France, ils ont été introduits sur le Causse Méjean (Cévennes) en 1993 (Van Dierendonck & Wallis De Vries, 1996) et depuis y évoluent de manière autonome, avec un minimum d'interventions humaines, et en semi-liberté (Mutillod et al., 2024). Les objectifs de cette introduction ont notamment été que la gestion « comme sauvage » permettrait, non seulement de conserver cette dernière espèce de chevaux sauvages, mais aussi de maintenir les milieux ouverts issus du pâturage séculaire ovin (Zimmermann, 2005). Ainsi, l'objectif principal était de mieux comprendre expérimentalement l'impact d'une gestion dite « sauvage » (chevaux de Przewalski) en comparaison avec les modalités de pâturage traditionnel (brebis) et plus récentes (chevaux domestiques élevés pour les courses d'endurance), ceci dans un contexte de conservation de la biodiversité et de maintien de pelouses sèches de moyenne montagne à fort enjeu patrimonial.

Dans un premier temps, l'existence de différences significatives dans la diversité taxonomique des communautés d'araignées entre les différentes modalités de pâturage est attendue. Plus précisément, nous avons émis l'hypothèse d'une plus grande abondance des araignées et des indices de diversité plus élevés chez les chevaux de Przewalski. Au contraire, les valeurs les plus faibles seraient mesurées chez les brebis. Cette hypothèse se base sur le fait qu'il y ait une plus grande diversité structurale et végétale dans les modalités impliquant des chevaux, surtout chez les Przewalski gérés « comme sauvages » (Fleurance et al., 2011; Menard et al., 2002; Mutillod et al., 2024). Enfin, il a aussi été émis l'hypothèse que la diversité fonctionnelle des communautés d'araignées (focalisée sur la taille corporelle et la stratégie de chasse) serait impactée par la modalité de pâturage, avec une diversité plus forte chez les chevaux de Przewalski, plus faible chez les brebis et un stade intermédiaire pour les chevaux domestiques.

II. MATERIELS & METHODES

1. Zone d'étude

La zone d'étude se situe sur le Causse Méjean dans le sud-est du Massif Central (en région Occitanie) (Figure 1A). Le Causse Méjean est un plateau calcaire (de 340 km²), de moyenne montagne, situé entre 830 et 1247 mètres d'altitude. Il s'agit d'un milieu ouvert consistant en une pelouse xérique sur sols secs et pauvres (Cohen & Lecompte, 1985; Marty et al., 2003; Pozzi & Borcard, 2001). Il est caractérisé par un climat montagnard continental méditerranéen, avec des hivers froids et humides et des étés chauds et secs (Caplat et al., 2006; Fonderflick et al., 2013).

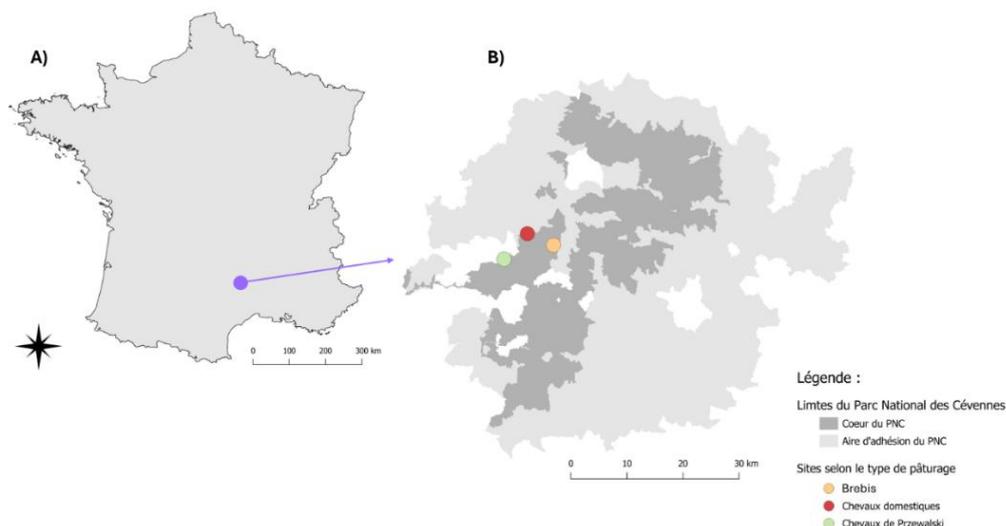
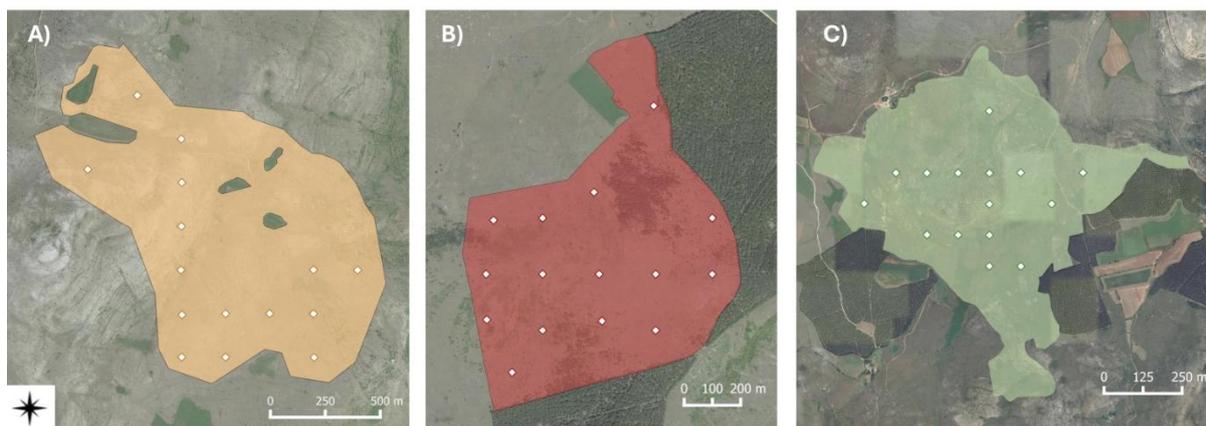


Figure 1 : (A) Cartographie de la localisation du Causse Méjean, en France, correspondant à la zone d'étude, (B) avec un zoom sur le Parc National des Cévennes où sont situés les trois sites d'étude : en jaune, la modalité avec pâturage ovin ; en rouge, avec pâturage équin domestique ; et en vert, avec pâturage équin « sauvage ».

Au début du XVII^{ème} siècle, le Causse Méjean alternait entre des phases de culture et de pâturage ovin (Marty et al., 2003). La forêt se limitait, quant à elle, aux pentes des gorges de la Jonte et du Tarn. Puis, au XX^{ème} siècle, il y a eu une modification du paysage suite à l'exode rural et à la spécialisation des terres pour un élevage ovin plus intensif. Une fermeture des milieux s'est alors produite avec des essences ligneuses (Marty et al., 2003). De nos jours, le Causse Méjean est un site classé « *paysage culturel de l'agro-pastoralisme méditerranéen* » par l'UNESCO (dossier 1153rev) (« Les Causses et Les Cévennes, Paysage Culturel de l'agro-Pastoralisme Méditerranéen - UNESCO World Heritage Centre », 2025). Le Causse Méjean est également une zone comprise en partie dans le Parc national des Cévennes et d'un site Natura 2000 (code FR9101379) depuis l'arrêté du 07 avril 2016 le catégorisant comme « zone spéciale de conservation » (« INPN - FSD Natura 2000 - FR9101379 - Causse Méjean - Description », 2025).

2. Sites d'études

L'étude a été réalisée sur trois sites du Causse Méjean (Figures 1B) pâturés par des brebis (Figures 2A), des chevaux domestiques (Figures 2B) et des chevaux de Przewalski (Figures 2C). L'objectif de ce protocole était de mettre en évidence l'impact de ces différentes modalités de pâturage sur les communautés d'araignées en excluant l'influence de la pression de pâturage. En effet, des recherches préalables ont déjà montré que l'intensité du pâturage influence les populations d'arthropodes prédateurs au-delà de l'effet spécifique de l'herbivore utilisé (García et al., 2009; Van Klink et al., 2015). Par conséquent, la sélection des sites s'est appuyée sur l'étude de Mutillod et al. (2024), qui a permis d'identifier des zones présentant une pression de pâturage extensive relativement similaire comprise entre 0,048 et 0,062 UGB/ha/an (Unité Gros Bétail par hectare et par an) en 2022 (brebis : 0,061 ; chevaux domestiques : 0,052 ; chevaux de Przewalski : 0,048). Ces sites ont également été sélectionnés du fait de leur proximité géographique pour limiter l'effet des variables climatiques, géologiques et édaphiques locales.



Légende :

- ◇ Brebis - Points d'échantillonnage ◇ Chevaux domestiques - Points d'échantillonnage ◇ Chevaux de Przewalski - Points d'échantillonnage
- Brebis - Enclos ■ Chevaux domestiques - Enclos ■ Chevaux de Przewalski - Enclos

Figure 2 : Cartographie de la localisation des sites d'études dans le Parc national des Cévennes avec les différents types de pâturages par (A) les brebis en jaune, (B) les chevaux domestiques en rouge et (C) les chevaux de Przewalski en vert. Les losanges blancs au sein des enclos représentent les 45 placettes qui ont été étudiées.

Le site sélectionné pour le pâturage ovin couvre une superficie de 413 ha dont 136,2 ont été utilisés pour l'étude avec un troupeau de brebis d'environ 400 individus. Le deuxième site de 74,6 ha est pâturé depuis 2018 par une dizaine de chevaux domestiques élevés à des fins de courses d'endurance. Enfin, le troisième site est pâturé par 41 chevaux de Przewalski évoluant dans deux enclos d'environ 200 hectares. Ces derniers sont les descendants d'un troupeau de 11 chevaux qui ont été introduits en 1993 et 1994 en semi-liberté sur environ 200 hectares (Van Dierendonck & Wallis De Vries, 1996) en provenance de huit zoos européens (Royaume-Uni, Allemagne, France) (Saïdi & Mende, 1999; Tatin et al., 2009). Dans cette étude, cet élevage est considéré « comme sauvage » en raison de la réduction maximale des contacts humains laissant les animaux libres de leurs choix de partenaires de reproduction, ainsi que l'absence d'affouragement et de soins vétérinaires (traitement antiparasitaire).

Les chevaux domestiques et les chevaux de Przewalski alternent entre deux enclos tout au long de l'année : l'un utilisé au printemps et en été, l'autre en automne et en hiver. Dans l'élevage considéré, les brebis sont gardées en bergerie à la mauvaise saison. Pour cette étude, seuls les enclos utilisés au printemps et en été ont été pris en compte.

3. Méthodes d'échantillonnage

Pour chaque modalité, 15 placettes, espacées d'un minimum de 200 mètres pour éviter toute autocorrélation spatiale (Mutillod et al., 2024), ont été sélectionnées à l'aide d'images satellites (Figure 2). Les placettes retenues excluent autant que possible les zones avec une forte strate arborée et/ou arbustive, les bas de pente, correspondant aux dolines qui sont pâturées par les chevaux de Przewalski mais pas par les deux autres espèces car cultivées ou fauchées. Une vérification sur le terrain a ensuite été réalisée, permettant d'exclure les placettes ayant une pression de pâturage localement trop forte ou trop faible. Cette évaluation repose sur plusieurs critères : la quantité d'excréments observée, la fréquence de passage des animaux (créant des zones de sol nu par piétinement) et la présence marquée de raclage du sol (Ruiz-Mirazo et al., 2011). Une fois les placettes définies, des pièges Barber ont été installés et des relevés mésologiques effectués simultanément.

3.a. Mesure des variables mésologiques et de la structure de la végétation

Sur un cercle d'une surface de 100 m² (Figure 3), des données mésologiques ont été mesurées sur le terrain, telles que la position topographique, le pourcentage de recouvrement en cailloux ou encore la hauteur de la végétation (l'ensemble des variables complémentaires mesurées est détaillé en Annexe 1); et via le logiciel QGIS, les variables : exposition, pente, altitude.

Les araignées étant sensibles à la structure de la végétation et notamment à sa hauteur (Pozzi & Borcard, 2001; Villepoux & Michaud, 2014), une mesure de la hauteur de végétation a été réalisée sur le même cercle. Pour cela, la méthode du « *pinpointing* » a été utilisée. Quatre transects de 5,642 mètres ont été effectués dans les directions cardinales (Nord, Sud, Est et Ouest) à partir du centre de chaque placette. La hauteur de la végétation y a été relevée tous les 1,9 mètres le long de chaque transect (N = 16 par placette) (Figure 3).

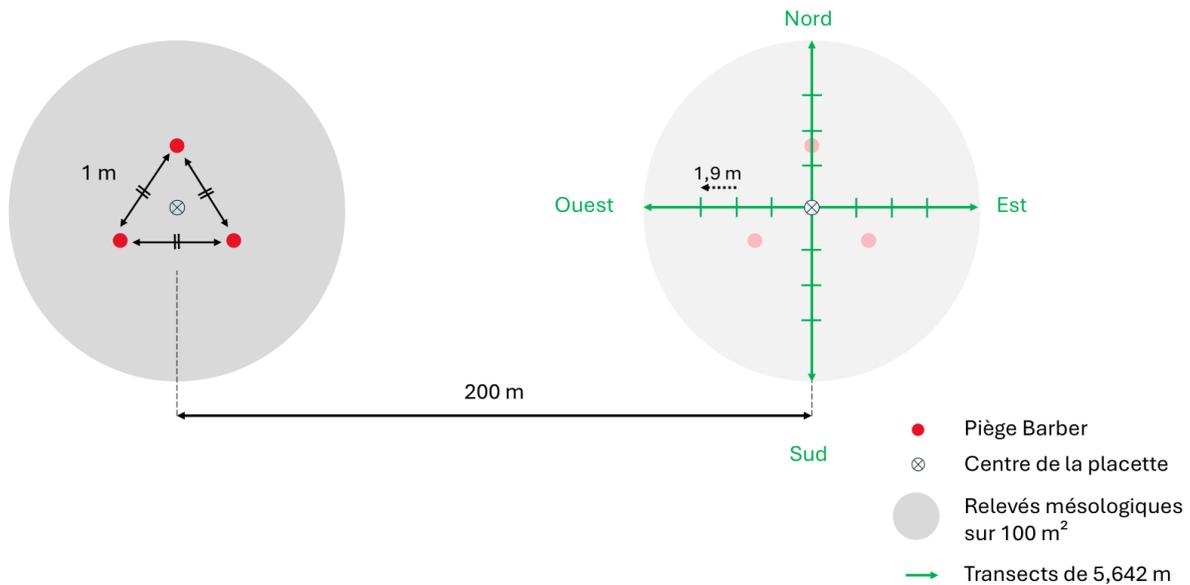


Figure 3 : Schéma de deux placettes d'échantillonnage, placées à 200 mètres l'une de l'autre avec la position des trois pièges Barbers (selon un triangle équilatéral d'un mètre de côté) et la position des transects afin de mesurer la hauteur de végétation selon les quatre points cardinaux pour les trois modalités de pâturage (brebis, chevaux domestiques et chevaux de Przewalski).

3.b. Échantillonnage des araignées

Les araignées ont été échantillonnées à l'aide de pièges Barber dans chacune des placettes. Il s'agit d'une méthode permettant de capturer les arthropodes se déplaçant au sol, notamment les araignées, et ceci de manière continue, de jour comme de nuit. Les pièges ont été installés les 26 et 27 mai 2025, puis retirés le 10 et 11 juin 2025, soit 15 jours de pose. Chaque placette est constituée de trois pièges Barber. Ces derniers sont des pots enterrés (dimensions : 8 cm de diamètre au niveau de l'extrémité supérieure et 6 cm au niveau de l'extrémité inférieure, 11 cm de profondeur, soit un volume de 426,2 mL), remplis au tiers d'un mélange contenant du liquide de conservation (mono-polyéthylène glycol dilué au tiers) afin de préserver les individus capturés de la décomposition. Ces pièges sont disposés au centre de chaque placette en un triangle équilatéral (Figure 3). La distance entre chacun des pièges est d'environ un mètre. Les positionner de cette manière permet de maximiser l'efficacité du piégeage, en amenant les individus à rencontrer les pièges plus souvent, augmentant ainsi les chances de capture (Jiménez-Carmona et al., 2019).

3.c. Identification des araignées

A la fin de la campagne de capture, les pièges Barbers ont été récupérés puis traités au laboratoire. Le contenu de chaque piège a été filtré afin d'en extraire les individus capturés. Puis, s'en est suivi un tri manuel. Les araignées ont alors été collectées et conservées dans des flacons contenant de l'alcool à 70%. L'identification des individus a été réalisée à la loupe binoculaire, permettant une observation détaillée des différentes caractéristiques morphologiques. Parmi ces critères figurent le nombre d'yeux, leur position sur le céphalothorax, la taille des pattes, la disposition et la forme des filières, et également la structure des pédipalpes (appareil reproducteur mâle) et de l'épigyne (appareil reproducteur femelle). Ces deux dernières caractéristiques sont essentielles afin de pouvoir déterminer l'espèce (Bellmann & Jourde, 2014; Roberts & Leraut, 2009). Pour une détermination aussi précise que possible, un guide d'identification (Roberts & Leraut, 2009), ainsi que deux sites Internet spécialisés « *Les araignées de Belgique et de France* » (Oger P., 2012 ; arachno.piwigo.com) et « *Araneae Spiders of Europe* » (Nentwig et al., 2025 ; araneae.nmbe.ch) ont été utilisés. Les adultes ont été identifiés jusqu'à l'espèce, selon leurs caractéristiques sexuelles, tandis que les juvéniles, dont les appareils reproducteurs ne sont pas suffisamment développés, ont été identifiés au niveau de la famille.

Après identification, des traits fonctionnels ont été assignés à chaque espèce : la taille corporelle et la stratégie de chasse. La valeur de taille corporelle a été attribuée à chaque espèce en se basant sur les données disponibles sur le site « *Araneae Spiders of Europe* » (Nentwig et al., 2025 ; araneae.nmbe.ch). Ce dernier fournit une taille minimale et maximale pour les deux sexes. La taille moyenne est d'abord calculée pour les femelles et pour les mâles, puis une moyenne globale est calculée avec ces deux valeurs. Enfin, une stratégie de chasse est associée à chaque espèce selon les travaux de Cardoso et al. (2011) et de Uetz (1999). Ces deux traits ont été attribués uniquement pour les adultes déterminés à l'espèce.

Les abréviations des noms d'espèces utilisées dans cette étude, notamment sur les figures, sont accessibles en Annexe 2. Elles ont été construites selon les trois premières lettres du genre de l'individu considéré et des trois premières lettres du nom de l'espèce. Ainsi, *Alopecosa cursor* donnera « Alocur ». La nomenclature zoologique utilisée est celle du site « *Araneae Spiders of Europe* » (Nentwig et al., 2025 ; araneae.nmbe.ch).

4. Analyses des données

4.a. Indices de diversité

L'ensemble des analyses ont été effectuées sur R Studio (Version 4.3.2). Dans un premier temps, une Analyse en Composante Principale (ACP) (Annexe 3) a été réalisée afin de vérifier que les placettes échantillonnées au sein de chaque modalité étaient suffisamment similaires d'un point de vue mésologique, de sorte que les différences observées dans les communautés d'araignées puissent être attribuées aux modalités de pâturage, et non aux variations environnementales de type topographique par exemple.

Les analyses suivantes ont été réalisées à l'échelle de l'espèce, en excluant les juvéniles en raison de la difficulté à les identifier de manière précise au niveau de l'espèce. Afin de comparer la composition des communautés des araignées entre les modalités, une mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS) a été réalisée, basée sur les distances de Bray-Curtis. Les singletons ont été exclus, c'est-à-dire les espèces représentées par un seul individu dans l'ensemble du jeu de donnée, afin d'éviter le bruit statistique. Suite à cela, un test d'Adonis et un test par paires ont été réalisés (packages « *vegan* » (Oksanen et al., 2025) et « *pairwiseAdonis* » (Arbizu, 2020). Pour terminer, les espèces indicatrices ont été déterminées à l'aide du package « *indicspecies* » (De Cáceres & Legendre, 2009), ceci dans l'objectif d'identifier les espèces caractéristiques de chacune des modalités de pâturage. Pour cela, il a été considéré que les espèces ayant un $\text{sqrtIV} > 70\%$ représentent le mieux les espèces caractéristiques des communautés, en raison de leur forte spécificité et fidélité pour la modalité (McGeoch et al., 2002; Sawchik et al., 2005).

Plusieurs indices de diversités ont été calculés, cette fois-ci sans enlever les singletons, à l'aide du package « *vegan* » (Oksanen et al., 2025). La richesse spécifique a d'abord été mesurée, grâce à la fonction *spectnumber()*, permettant de déterminer le nombre d'espèces par pot. Puis, la fonction *diversity()* du même package a permis de calculer l'indice de Shannon (indice de diversité). Ce dernier a permis ensuite de définir l'indice d'équitabilité de Pielou en divisant Shannon par le logarithme de la richesse spécifique. L'indice de Pielou permet de déterminer l'équitabilité des espèces et varie entre 0 et 1. Enfin, le dernier indice qui a été évalué est celui de l'abondance en individus au sein de chacune des placettes.

4.b. Traits fonctionnels

Il a été calculé une moyenne pondérée de la communauté (CWM) (Lavorel et al., 2008) et des indices de diversité fonctionnelle à traits multiples, ceci à l'aide de la fonction *dbFD()* du package « FD » (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014). Ainsi, trois indices complémentaires ont été calculés pour évaluer la diversité fonctionnelle : la richesse fonctionnelle (FRic), l'équitabilité fonctionnelle (FEve) et la dispersion fonctionnelle (FDis) (Villéger et al., 2010). La richesse fonctionnelle correspond à l'espace multidimensionnel occupé par l'ensemble des espèces d'une communauté selon la diversité des espèces et selon les traits fonctionnels qui leur sont associés (Mouillot et al., 2013). L'équitabilité fonctionnelle mesure, quant à elle, la répartition des abondances dans cet espace multidimensionnel (Villéger et al., 2008). Enfin, la dispersion fonctionnelle correspond à la distance moyenne au centroïde, c'est-à-dire la distance entre toutes les espèces et le point central, le tout en tenant compte de leur abondance relative (Laliberté & Legendre, 2010).

4.c. Analyses statistiques

L'objectif des analyses statistiques était d'identifier comment la modalité du type de pâturage peut influencer les indices de diversité, l'abondance des espèces et les indices fonctionnels.

Pour cela, des modèles de type glmmTMB (modèles linéaires généralisés mixtes) ont été réalisés à l'aide du package « glmmTMB » (Brooks et al., 2017). Dans ces modèles la variable « placette » a été mise en tant que variable aléatoire pour tenir compte de la variabilité intra-site car 14 pots sur 135 installés ont été retirés du sol au cours des 15 jours sur place par des corvidés, renards ou des sangliers, les rendant inutilisables pour les analyses statistiques (brebis : 4 placettes avec un pot manquant, N = 41 pots ; chevaux domestiques : N = 45; chevaux de Przewalski : 3 placettes avec 1 pot manquant, 2 avec 2 pots manquants et 1 avec 3 pots manquants, N = 35). La variable « altitude » a également été incluse en tant que variable aléatoire du fait qu'elle diffère selon les modalités et ne fait pas partie d'un effet du type de pâturage (Annexe 4).

Suite à cela, une ANOVA (Fox et al., 2024) a été utilisée lorsque les modèles étaient considérés fiables, c'est-à-dire lorsque les diagnostics des résidus, vérifiés à l'aide de la fonction *simulateResiduals()* du package « DHARMA » (Hartig, 2024), respectent les conditions de normalité et d'homogénéité des résidus. En revanche, dans le cas de la CWM, un

test non paramétrique de Kruskal Wallis a été réalisé. Si l'un des deux tests possédait une différence significative, une comparaison post-hoc a alors été effectuée : un test emmeans (Lenth, 2025) dans le cas des conditions paramétriques et un test de Wilcoxon dans le cas non paramétrique, avec une correction de Bonferroni.

III. RESULTATS

1. Variable mésologique

La variable de la hauteur moyenne de la végétation est significativement différente en fonction de la modalité de pâturage (Figure 4). Le couvert végétal est plus ras dans le cas du pâturage par les chevaux de Przewalski. A contrario, il est plus élevé avec le pâturage via des herbivores domestiques (brebis et chevaux domestiques).

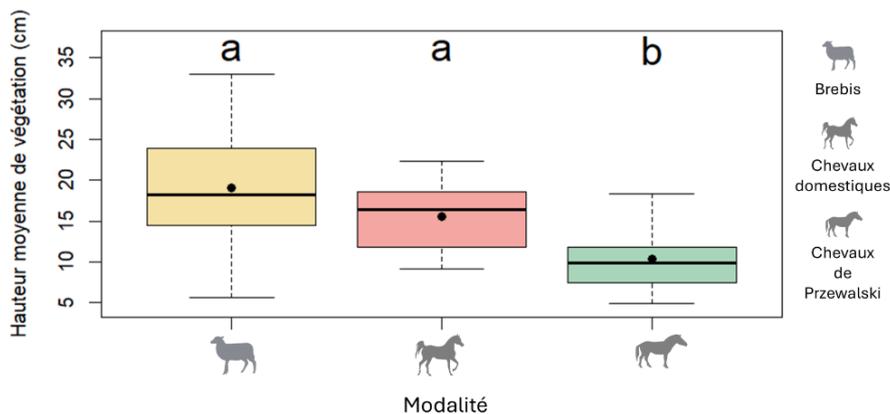


Figure 4 : Boxplot de la hauteur moyenne de végétation (en centimètre) selon la modalité de pâturage (brebis, chevaux domestiques et chevaux de Przewalski). Les valeurs médianes par modalité sont représentées par des lignes épaisses noires et les valeurs moyennes par des ronds noirs. Les lettres (a et b) ont été assignées selon les résultats des tests statistiques de comparaison non paramétrique par paire réalisés à l'aide du test de Wilcoxon : brebis - chevaux domestiques : $p\text{-value} = 0,2017$; brebis - chevaux de Przewalski : $p\text{-value} = 0,0025$; chevaux domestiques - chevaux de Przewalski : $0,0052$.

2. Composition taxonomique et structure des communautés d'araignées

Un total de 2790 individus a été collecté au cours de cette étude dont 92,04% d'adultes et 7,96% de juvéniles. Parmi les adultes collectés (2568 individus), 930 individus ont été

retrouvés dans l'enclos des brebis, 992 dans celui des chevaux domestiques et enfin 646 dans celui des chevaux de Przewalski.

Les échantillonnages ont permis de dénombrer un total de 21 familles différentes. Les trois plus abondantes sont les Lycosidae (65,11%), les Gnaphosidae (16,08%) et les Philodromidae (3,58%) (Annexe 5). Au total 104 espèces (brebis : 71 espèces, chevaux domestiques : 55 espèces et chevaux de Przewalski : 60 espèces) ont été échantillonnées dont 35 espèces sont des singletons (représentant 1,36% de l'abondance totale) (Annexe 6). Parmi les 104 espèces, les trois espèces les plus représentées sont *Pardosa bifasciata* (34,77%), *Pardosa monticola* (16,78%) et *Alopecosa cursor* (6,70%) (Annexe 6).

Enfin, dans chaque modalité, les trois espèces les plus abondantes sont pour les brebis : *P. bifasciata* (25,70%), *P. monticola* (23,44%) et *A. cursor* (8,49%) ; pour les chevaux domestiques : *P. bifasciata* (51,31%), *P. monticola* (10,79%) et *Gnaphosa opaca* (7,76%), enfin pour les chevaux de Przewalski : *P. bifasciata* (22,45%), *P. monticola* (16,41%) et *A. cursor* (10,53%) (Figure 5). Ainsi, l'espèce la plus abondante, quelle que soit la modalité concernée, est toujours *P. bifasciata*.

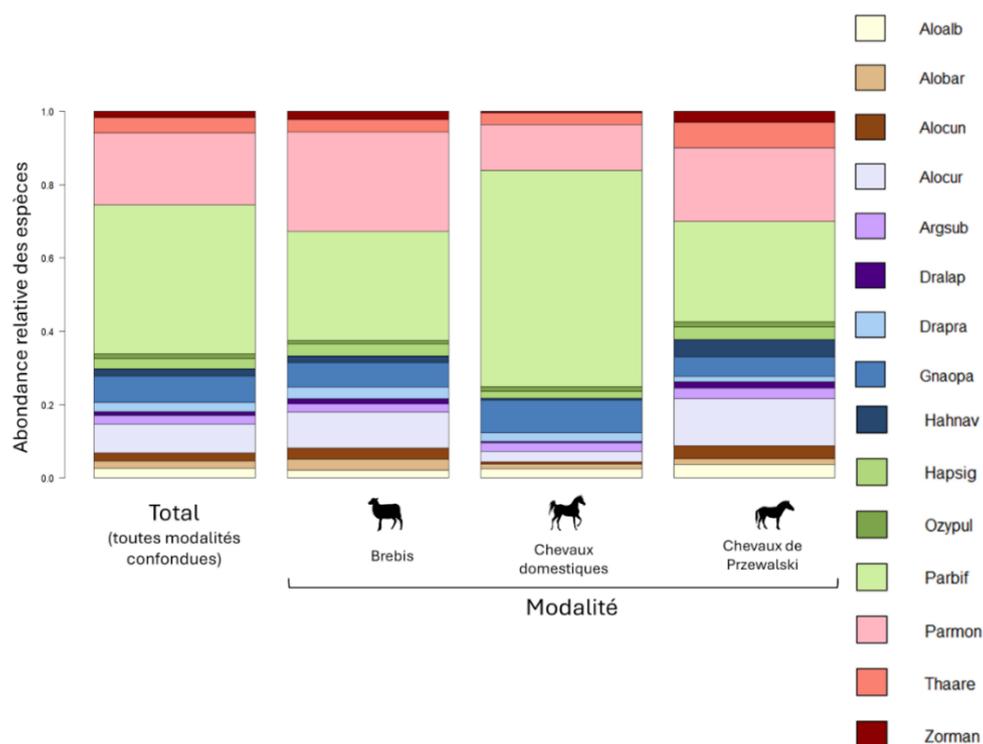


Figure 5 : Abondances relatives moyennes (en %) des espèces d'araignées pour toutes les modalités de pâturage confondues et pour chacune d'entre elles. De gauche à droite : toutes modalités confondues, brebis, chevaux domestiques et chevaux de Przewalski.

La NMDS met en évidence l'existence d'un chevauchement des différentes communautés d'araignées provenant des trois modalités de pâturage (Figure 6). Cependant, il existe une différence significative entre les communautés d'araignées entre les brebis et les chevaux domestiques (p -value = 0,003) et entre les chevaux domestiques et les chevaux de Przewalski (p -value = 0,001). De plus, plusieurs espèces seraient indicatrices des communautés d'araignées selon le type de pâturage : *Alopecosa barbipes* pour les brebis ($\text{sqrtIV} = 0,6473389$; p -value = 0,005), *P. bifasciata* pour les chevaux domestiques ($\text{sqrtIV} = 0,7152327$; p -value = 0,010) et enfin une association de trois espèces, *Zora manicata*, *A. cursor* et *Thanatus arenarius*, pour les chevaux de Przewalski ($\text{sqrtIV} = 0,6840909$; p -value = 0,015). Cependant, il existe un effet net uniquement pour *P. bifasciata* qui est indicatrice de la modalité de pâturage des chevaux domestiques et qui possède un $\text{sqrtIV} > 0,7$.

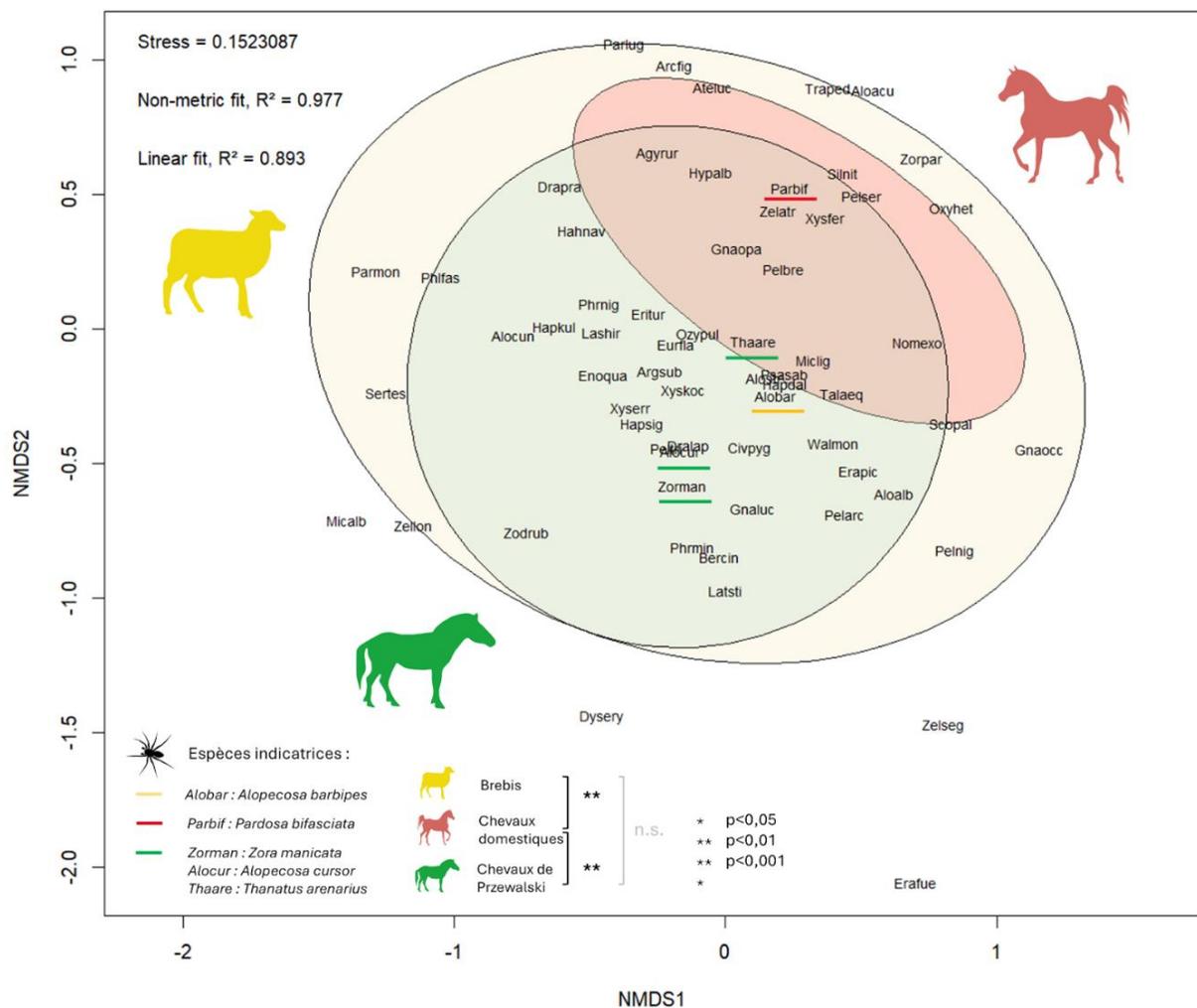


Figure 6 : NMDS de la composition spécifique des communautés d'araignées échantillonnées dans trois modalités (moutons en jaune, chevaux domestiques en rouge et takhi en vert). L'ellipse correspond à l'écart type d'un intervalle de confiance à 80 %. Stress = 0,1523087,

R^2 (ajustement non métrique) = 0,977 ; R^2 (ajustement linéaire) = 0,893. Tests d'Adonis par paires associés : chevaux domestiques-brebis ($R^2 = 0.10608$, $p = 0.005$) ; chevaux domestiques-chevaux de Przewalski ($R^2 = 0,16969$, $p = 0,001$) ; brebis-takhi ($R^2 = 0,03989$, $p = 0,287$). Sont également représentées les espèces indicatrices de chacune des modalités (*Pardosa bifasciata* pour les brebis, *Alopecosa barbipes* pour les chevaux domestiques et une association de trois espèces, *Zora manicata*, *Alopecosa cursor* et *Thanatus arenarius*, pour les chevaux de Przewalski).

Concernant les indices par pot et par modalité, aucune différence significative n'a été mesurée, pour l'abondance des araignées, entre les différentes modalités de pâturage (p-value = 0,703) (Figure 7A), il en va de même pour la richesse spécifique (p-value = 0,07494) (Figure 7B). En revanche, il existe une différence significative pour les indices de Shannon (p-value = 0,0001493) (Figure 7C) et de Piélou (p-value = 0,000105) (Figure 7D) entre la modalité des chevaux domestiques et les deux autres modalités (brebis et chevaux de Przewalski), avec des valeurs significativement plus faibles pour les chevaux domestiques. Un tableau en Annexe 7 contient toutes les informations détaillées.

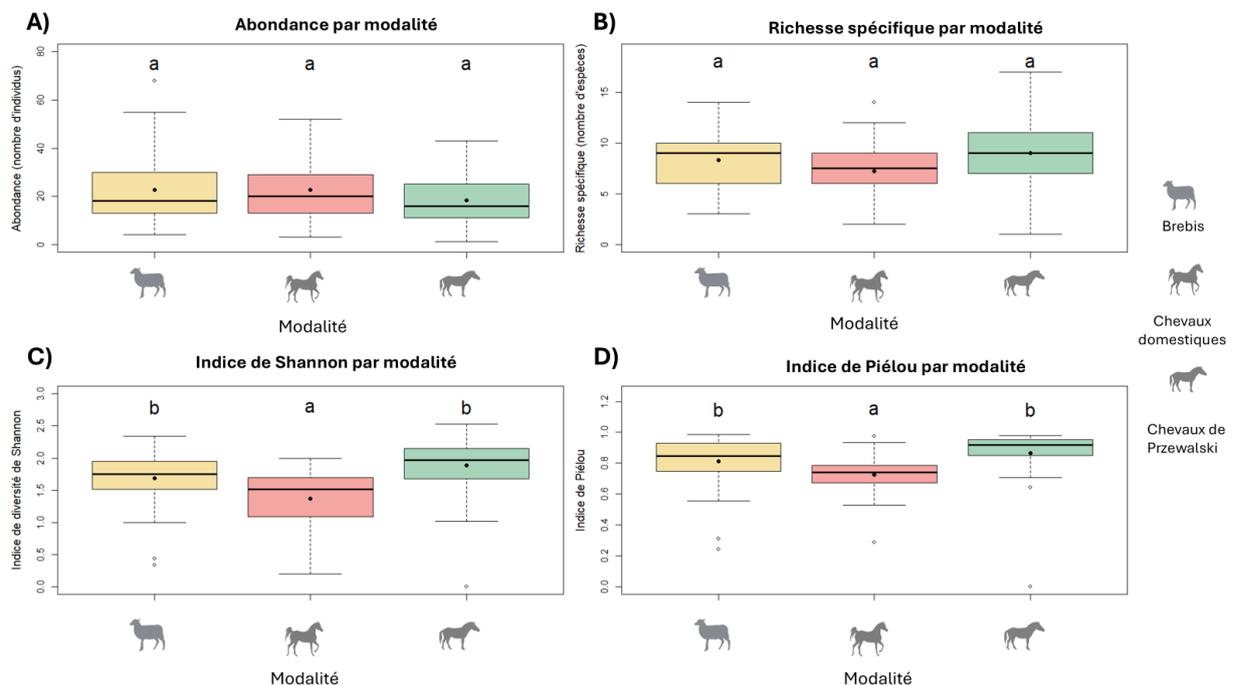


Figure 7 : Boxplots de quatre indices de diversité par pot et par modalité de pâturage (brebis en jaune, chevaux domestiques en rouge et chevaux de Przewalski en vert) : A) abondance, B) richesse spécifique (en nombre d'espèces), C) indice de Shannon, D) indice de Piélou. Les valeurs médianes par modalité sont représentées par des lignes épaisses noires, les valeurs moyennes par des ronds noirs, les valeurs extrêmes par des ronds blancs cerclés de noir. Les

lettres (a et b) ont été assignées selon les résultats des tests statistiques de comparaison par paire réalisés à l'aide du package emmeans (niveau de confiance : 0,95).

Enfin, seules deux espèces possèdent une différence significative au niveau de leur abondance entre modalités de pâturage. La première est *A. cursor* dont l'abondance est plus faible chez les chevaux domestiques comparée aux deux autres modalités (brebis et chevaux de Przewalski, respectivement p-value = 0,0046 et p-value = 0,012) (Figure 8A). La seconde espèce est *P. bifasciata* qui présente une abondance plus faible chez les chevaux de Przewalski comparée aux deux autres modalités (brebis et chevaux domestiques, respectivement p-value = 0,0026 et p-value < 0,0001) (Figure 8B). Les résultats des analyses statistiques pour toutes les autres espèces (dont l'abondance est supérieure à 21 individus toutes modalités confondues) sont fournis en Annexe 8.

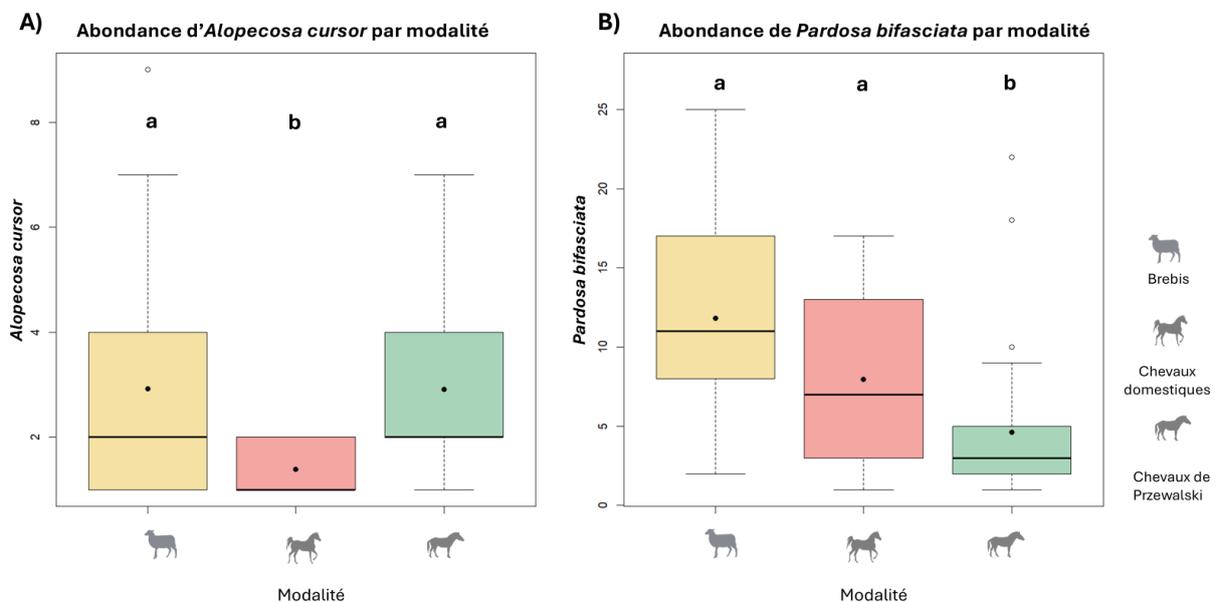


Figure 8 : Boxplots des abondances des deux espèces présentant des différences significatives entre modalités de pâturage (brebis en jaune, chevaux domestiques en rouge et chevaux de Przewalski en vert) : A) *Alopecosa cursor*, B) *Pardosa bifasciata*. Les valeurs médianes par modalité sont représentées par des lignes épaisses noires, les valeurs moyennes par des ronds noirs, les valeurs extrêmes par des ronds blancs cerclés de noir. Les lettres (a et b) ont été assignées selon les résultats des tests statistiques de comparaison par paire réalisées à l'aide du package emmeans (niveau de confiance : 0,95).

3. Composition fonctionnelle des communautés d'araignées

Pour les traits fonctionnels (Figure 9) : la richesse fonctionnelle ne met pas en évidence de différence significative entre les trois modalités de pâturage (ANOVA : p-value : 0,05672) (Figure 9A). En revanche, l'équitabilité fonctionnelle (ANOVA : p-value : 0,02926) (Figure 9B) et la dispersion fonctionnelle (ANOVA : p-value : 0,001338) (Figure 9C) montrent des différences significatives entre les chevaux domestiques et les chevaux de Przewalski (respectivement : p-value = 0,0313 et p-value = 0,0013) (résultats des analyses statistiques détaillés en Annexe 9), avec une équitabilité et une dispersion fonctionnelle plus élevées lors d'un pâturage réalisé par les chevaux de Przewalski. Enfin, il y a également une différence dans le cas de la moyenne de la communauté par modalité pour la taille corporelle des araignées (Kruskal-Wallis : p-value = 6,728e-06) (Figure 9D). Dans ce cas, les araignées ont des tailles significativement plus faibles entre la modalité avec chevaux domestiques et les deux autres modalités (brebis et chevaux de Przewalski) (brebis - chevaux domestiques : p-value = 0,0041 ; chevaux domestiques - Przewalski : p-value = 1,8e-06).

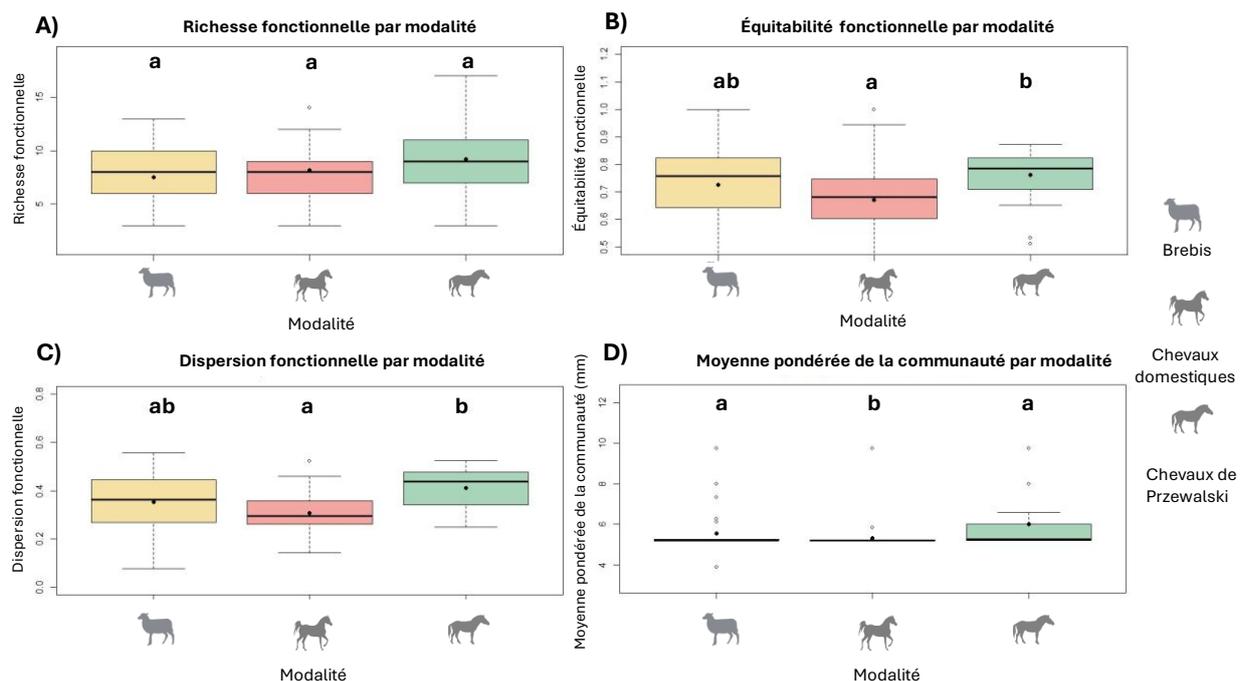


Figure 9 : Boxplots de quatre indices fonctionnels par pot et par modalité de pâturage (brebis en jaune, chevaux domestiques en rouge et chevaux de Przewalski en vert) : A) richesse fonctionnelle, B) équitabilité fonctionnelle, C) dispersion fonctionnelle, D) moyenne pondérée de la communauté en termes de taille corporelle (exprimée en millimètre). Les valeurs médianes par modalité sont représentées par des lignes épaisses noires, les valeurs moyennes par des ronds noirs, les valeurs extrêmes par des ronds blancs cerclés de noir. Les lettres (a et

b) ont été assignées selon les résultats des tests statistiques de comparaison par paire réalisées à l'aide du package *emmeans* (niveau de confiance : 0,95) sauf pour la moyenne pondérée de la communauté qui dépend des résultats du test de comparaison par paire de *Wilcoxon*.

IV. DISCUSSION

L'objectif de cette étude était de mettre en évidence la présence d'une influence du type de modalité de pâturage sur les communautés d'araignées des pelouses du Causse Méjean. Nos résultats ont mis en évidence des différences dans leur composition et dans les indices taxonomiques de Shannon et de Pielou. Pour la diversité fonctionnelle, des différences ont aussi été mesurées au niveau de l'équitabilité fonctionnelle, de la dispersion fonctionnelle et de la moyenne pondérée de la taille de la communauté par modalité. L'abondance de deux espèces de Lycosidae (*A. cursor* et *P. bifasciata*) varie aussi significativement selon les modalités de pâturage. Enfin, dans la majorité des cas, des différences de composition et de structure des communautés d'araignées existent entre les chevaux domestiques et les autres modalités même si elles ne sont pas identiques à celles des hypothèses initialement émises.

1. Approche taxonomique

Dans un premier temps, la NMDS a mis en évidence une différence de composition des communautés d'araignées entre la modalité des chevaux domestiques et les deux autres. Ainsi, le pâturage par des chevaux domestiques, tel que pratiqué depuis 2018 sur le Causse Méjean, influencerait différemment les communautés d'araignées. Cependant, aucune différence entre les brebis et les chevaux de Przewalski n'a été mesurée. Ceci malgré le fait que les brebis pâturent sur le Causse Méjean depuis plusieurs siècles (Lepart et al., 2000; Marty et al., 2003; Mutillod et al., 2024) tandis que les chevaux de Przewalski y pâturent seulement depuis une trentaine d'années (1993-1994) (Van Dierendonck & Wallis De Vries, 1996; Zimmermann, 2005). Ainsi, le réensauvagement trophique correspondrait, dans notre cas, également à une gestion favorable à la conservation des habitats et de la biodiversité d'habitats à forte valeur patrimoniale, comme déjà démontré dans des recherches antérieures pour d'autres types d'écosystèmes et de taxons (Garrido et al., 2019, 2022; Hart et al., 2023; Jepson, 2016; Josh Donlan et al., 2006; Svenning, 2020; Van Klink et al., 2015).

Seule une tendance dans les différences entre les trois modalités de pâturage existe pour les espèces indicatrices. Celle associée à la modalité des chevaux domestiques est bien significative, mais en ce qui concerne les deux autres modalités, elles restent des tendances. De plus, l'enclos des chevaux domestiques possède également des indices de Shannon et de Pielou significativement plus faibles pour ses communautés d'araignées. Cela indique donc une communauté dominée par un petit nombre d'espèces, tel que *P. bifasciata* (espèce indicatrice de l'enclos des chevaux domestiques), qui représente à elle seule 51,31% des individus. En comparaison, les deux autres modalités possèdent des communautés d'araignées plus diversifiées et plus équilibrées par rapport à la répartition des espèces.

L'analyse des abondances spécifiques montre des différences significatives de *P. bifasciata* et d'*A. cursor* entre modalités, soulignant aussi l'influence du type d'herbivore pour ces espèces. Dans le cas de *P. bifasciata*, sa plus faible abondance dans la modalité des chevaux de Przewalski peut s'expliquer par une hauteur moyenne de végétation significativement inférieure à celle mesurée dans les autres modalités, et par le fait que les araignées sont sensibles à la structure verticale de la végétation (Cheng et al., 2021; Hemm & Höfer, 2012; Pozzi & Borcard, 2001; Villepoux & Michaud, 2014). Cette différence de hauteur est un effet direct du type d'herbivore qui pâture (Grant et al., 1985; Stewart & Pullin, 2008). En effet, les équidés broutent généralement de manière plus rase (Fleurance et al., 2011; Menard et al., 2002) expliquant une hauteur de végétation moyenne plus faible dans l'enclos des chevaux de Przewalski par rapport à celui des brebis. Toutefois, cette hauteur de végétation n'explique pas la différence d'abondance mesurée pour *A. cursor*. Il est donc possible que d'autres facteurs puissent expliquer ces variations. Il pourrait s'agir de facteurs écologiques tels que la présence d'un front de colonisation spontanée de pins noirs (*Pinus nigra*, J.F. Arnold, 1785), issu d'une plantation artificielle voisine, dans l'enclos des chevaux domestiques, modifiant de ce fait la structure de végétation globale de cet enclos par rapport aux autres. Cette colonisation transforme alors progressivement les espaces ouverts de pelouses en habitats plus fermés (Gardiner, 2018; Habel et al., 2013; Marty et al., 2003). Ces conditions pourraient alors être délétères aux espèces spécialisées des milieux ouverts, telle que *A. cursor* (selon « *Araneae Spiders of Europe* » (Nentwig et al., 2025 ; araneae.nmbe.ch)) qui est défavorisée dans l'enclos des chevaux domestiques mais dont l'abondance est plus élevée pour les deux autres modalités. A l'inverse, elles pourraient être bénéfiques pour d'autres, comme *P. bifasciata* qui est caractéristique de l'enclos des chevaux domestiques.

Nos résultats sont donc bien en accord avec ceux de Pétilion et al. (2018) qui montre que les effets du type de pâturage varient non seulement selon le type d'herbivores mais aussi, selon le contexte environnemental.

2. Approche fonctionnelle

En complément des analyses taxonomiques, les indices fonctionnels ont permis d'obtenir une compréhension complémentaire des effets des différentes modalités de pâturage (Cadotte et al., 2011; Gagic et al., 2015; Hillebrand et al., 2008; Mason & De Bello, 2013). Dans cette étude, les indices fonctionnels montrent les mêmes résultats qu'avec l'approche taxonomique. Malgré le fait que la richesse fonctionnelle ne diffère pas significativement entre les trois modalités, l'équitabilité et la dispersion fonctionnelle sont significativement plus faibles dans le cas des chevaux domestiques. Ceci pourrait être provoqué par une convergence fonctionnelle, en lien avec une plus faible équitabilité fonctionnelle, impliquant une dominance de certains traits comme celui de la chasse active ou encore de la taille corporelle moyenne des espèces. Ce résultat est soutenu par la faible dispersion fonctionnelle qui montre que les traits sont très similaires. Cette diminution de la diversité fonctionnelle dans la modalité des chevaux domestiques suggère alors un affaiblissement du fonctionnement écosystémique, pouvant être dû à une moindre complémentarité des niches écologiques, provoquée par la convergence fonctionnelle entre les espèces (Cadotte et al., 2011). Ainsi, la présence du front de colonisation du pin pourrait, comme déjà indiqué précédemment, constituer un facteur délétère, potentiellement en interaction avec le pâturage équin domestique, ou engendrer un effet propre à cet enclos. Cependant, pour affirmer ou réfuter cette hypothèse, il serait essentiel de réaliser des analyses complémentaires intégrant ce facteur (e.g. estimation des recouvrements de pins dans les 7854 m² autour des placettes (Hu et al., 2022), distance au front de colonisation).

Cette baisse de la diversité (fonctionnelle mais aussi taxonomique) chez les chevaux domestiques peut également provenir d'un pâturage plus récent que pour les deux autres modalités, ou encore de l'existence d'une composition différente des communautés végétales entre la modalité des chevaux de Przewalski et des chevaux domestiques (Mutillod et al., 2024). Cela serait en lien avec une utilisation différente des ressources alimentaires du fait d'une sélection et d'une utilisation différente de l'espace dû à la présence de groupes sociaux (Mutillod et al., 2024). Cela pourrait alors expliquer l'effet différent du type de pâturage entre les deux modalités équines. Quant à la différence avec les brebis, elle pourrait provenir de leurs

différences physiologiques avec le fait que les équidés broutent généralement de manière plus rase (Fleurance et al., 2011; Menard et al., 2002) provoquant ainsi une hétérogénéité structurelle de la végétation (Fleurance et al., 2011; Menard et al., 2002; Mutillod et al., 2024).

Concernant le trait fonctionnel de la taille corporelle des araignées, il est plus grand dans les enclos des Przewalski et des brebis. Cela influencerait alors différemment les dynamiques trophiques. Une plus grande taille corporelle des araignées réduit en effet l'herbivorie en diminuant la biomasse (Emmerson & Raffaelli, 2004) et en modifiant le comportement et la physiologie des arthropodes herbivores (Beleznai et al., 2015; Binz et al., 2014; Bucher et al., 2014; Hawlena & Schmitz, 2010; Hlivko & Rypstra, 2003; Schmitz, 2008) qui vont alors réduire leur activité en raison d'un « paysage de la peur » provoqué par le risque de prédation (Michalko et al., 2019). Plus précisément, plus un individu prédateur est gros, plus il émet des signaux chimiques et plus la proie aura alors une réaction d'évitement forte (Binz et al., 2014). Ceci aura finalement une répercussion sur les fonctions écosystémiques comme la productivité végétale, les flux énergétiques, le cycle des nutriments (Hawlena et al., 2012; Schmitz, 2008) et la décomposition de la litière (Hawlena et al., 2012; Hawlena & Schmitz, 2010; Schmitz, 2008). Par conséquent, on peut supposer qu'il existe une différence au niveau des fonctions écosystémiques entre les modalités du fait de cette différence de taille.

Le second trait qui a été étudié à travers cette étude est la stratégie de chasse. Cette dernière peut également entraîner des changements de dynamique trophique (Michalko & Pekár, 2016). Les résultats mettent en évidence une très forte proportion de Lycosidae, qui pourraient jouer un rôle important dans la régulation des dynamiques trophiques par des effets en cascade. Selon Schmitz (2008), les araignées qui chassent en poursuivant leurs proies, donc de manière active comme les Lycosidae, provoqueraient une diminution de la diversité des espèces végétales et une augmentation de la production primaire ceci par effet cascade descendant. La stratégie de chasse des araignées joue donc un rôle crucial dans la dynamique des cascades trophiques et influence également les fonctions de l'écosystème (Schmitz, 2008, 2009; Snyder & Wise, 2001).

3. Perspectives de recherches futures

La richesse paysagère (e.g. patches de végétation herbacée rase, haute, arbustive, ligneuse, rocailleuse) dans les zones herbacées favorise la diversité en araignées à une échelle locale (selon un rayon d'environ 100 m) (Hu et al., 2022). Il serait pertinent de prendre en

compte dans des études futures une partie qui intègre l'hétérogénéité des placettes sur 7854 m², c'est-à-dire avec un cercle de 100 mètres de diamètre et ceci pour les trois modalités. Ainsi, cela permettrait de mieux comprendre les variations locales de diversité. Une échelle trop grande peut en effet provoquer une dilution des effets les rendant moins visibles. Tandis qu'à une échelle plus fine, la détection des effets, provoqué par la structure du paysage, risque d'être atténuée (Hu et al., 2022). Or, il s'agit d'un élément essentiel pour les araignées (Pozzi & Borcard, 2001; Villepoux & Michaud, 2014). Ainsi, l'étude sur une surface mieux adaptée permettrait d'avoir une évaluation plus fine de l'impact du paysage sur les communautés d'araignées. Cela permettrait aussi de mieux prendre en considération, chez les chevaux domestiques, la présence du front de colonisation en pins noirs.

Il serait également pertinent de prendre en considération la taille différente des enclos entre les trois modalités dans les prochaines études : l'enclos des brebis est de 136,230 ha, celui des chevaux domestiques est de 74,6 ha et pour les chevaux de Przewalski il est de 200 hectares. Cette différence pourrait influencer les résultats et ainsi créer un biais de comparaison. D'autres informations qui pourraient améliorer la compréhension des effets des différentes modalités de pâturage seraient de prendre en compte la date d'arrivée des herbivores dans les enclos. En effet, l'arrivée des chevaux domestiques s'est faite plus tardivement dans la saison que pour les deux autres modalités, ce qui a également pu jouer un rôle dans les différences mesurées pour les résultats (e.g. hauteurs de la végétation).

Enfin, dans le cadre de cette étude, les espèces vivant dans les strates herbacées hautes n'ont pas été étudiées. Ainsi, pour aller plus loin, il serait intéressant de les prendre en considération pour savoir si leur richesse augmente avec celui de l'hétérogénéité structurelle du milieu herbacé (Fleurance et al., 2011; Menard et al., 2002; Mutillod et al., 2024). Pour cela, il faudrait combiner trois méthodes d'échantillonnages afin d'évaluer le changement dans les communautés d'araignées que ce soit dans la strate du sol comme cela a été réalisé avec les pièges Barber, mais aussi dans les autres strates de végétation à l'aide notamment de captures manuelles : à vue et avec des coups de filet fauchoir (Pétillon et al., 2018).

4. Perspectives de conservation

Les études expérimentales réalisées dans des espaces dédiées au réensauvagement restent extrêmement rares (Van Klink & WallisDeVries, 2018). Il est donc encore quasiment impossible de tirer des conclusions robustes quant aux effets sur les communautés

d'arthropodes, du fait de différences en termes de protocoles méthodologiques, d'écosystèmes étudiées et de la mise en œuvre des modalités de réensauvagement (Van Klink & WallisDeVries, 2018). Les études comparant les effets de la gestion (domestique et sauvage) sur la biodiversité dans des écosystèmes herbacées sont également rares (Mutillod et al., 2024; Schulte To Bühne et al., 2022; Torres et al., 2018). Cependant, pour une gestion de la conservation adaptée, il est crucial de comprendre comment les modalités de pâturage peuvent impacter les différents compartiments d'un écosystème.

L'étude actuelle s'est focalisée sur le compartiment des arthropodes prédateurs : les araignées. Elle a mis en évidence un pool d'espèces relativement similaire entre les trois modalités de pâturage, tout en soulignant des différences dans la composition des communautés d'araignées, ainsi que dans les indices de diversités taxonomique et fonctionnelle. Sur le Causse Méjean, il a également été mis en évidence, la présence d'un pool d'espèces relativement similaire et des différences significatives de la composition des communautés pour deux autres compartiments (la végétation et les coléoptères coprophages), toujours selon les trois mêmes modalités présentées dans cette étude (Mutillod et al., 2024 ; Mutillod et al., *in prep.*). Ces différences ont été mesurées entre les modalités (brebis, chevaux domestiques et chevaux de Przewalski) mais aussi entre gestion (domestique et « comme sauvage »). Ces études ont ainsi permis de mettre à jour un effet bénéfique sur la diversité de la végétation (Mutillod et al., 2024) et des araignées par les chevaux de Przewalski, mais un ralentissement de la fonction de dégradation de la matière organique fécale des coléoptères coprophages (Mutillod et al., *in prep.*). Par conséquent, chaque modalité de pâturage permet de conserver un pool d'espèces similaires mais exercera aussi une influence lui étant propre sur l'habitat et la biodiversité présents dans les pelouses caussenardes.

Ainsi, l'introduction des chevaux de Przewalski dans les pelouses sèches du Causse Méjean contribue au maintien d'un pool d'espèces d'arthropodes (coléoptères coprophages (Mutillod et al., *in prep.*) et araignées) sensiblement similaires, comme énoncé précédemment, tout en ayant des différences au niveau plus fin en termes de communauté et de fonctions. Ces résultats apportent des éléments nouveaux sur les effets du réensauvagement sur la biodiversité, mais aussi des données précieuses pour orienter la prise de décisions en matière de gestion et de conservation des écosystèmes, tout en dépendant des objectifs de conservation (e.g. habitat ouvert de manière globale, de manière locale ou un groupe taxonomique ou fonctionnel particulier) et des trajectoires socio-économique d'un territoire (e.g. selon l'orientation choisie : agricole, touristique). Par ailleurs, l'étude menée sur les communautés d'araignées a permis

d'apporter des connaissances supplémentaires avec 100 espèces nouvellement recensées dans le Parc national des Cévennes (« Arachnides | Biodiv'Cévennes - Parc National Des Cévennes », 2025), soulignant l'importance d'étudier divers compartiments et du peu d'études réalisées sur ce taxon. Enfin, la conservation des communautés d'araignées devrait passer par une meilleure compréhension des réseaux trophiques. Cela suppose ainsi d'approfondir les connaissances sur les espèces d'araignées en complétant celles des traits. De nos jours, ces derniers sont généralement réalisés à l'échelle de la famille. Cependant, pour plus de robustesse, ils devraient être réalisés à l'échelle de l'espèce, dû notamment à des différences mêmes entre deux espèces apparentées (Dias et al., 2009). Attribuer une seule stratégie de chasse à toute une famille reviendrait à ignorer la présence de variations entre les espèces qu'elle regroupe. Il serait donc crucial, pour une conservation efficace et adaptée, de réaliser des recherches plus poussées sur les traits des différentes espèces d'araignées (Mokany et al., 2008).

Il est également crucial de réaliser des études sur le long terme, du fait que les brebis pâturent depuis bien plus longtemps que les chevaux de Przewalski et encore plus longtemps que les chevaux domestiques sur le Causse Méjean. Cette différence historique et le fait que les processus écologiques se réalisent de manière lente et selon une variabilité annuelle (Franklin, 1989) soulignent l'importance des études sur un long pas de temps pour avoir plus de robustesse dans les résultats. Enfin, réaliser des études sur le réensauvagement et sur le long terme permettra la mise en place d'une gestion adaptative qui est essentielle afin de réaliser des boucles de rétroactions entre le suivi et la gestion de la biodiversité (Van Klink & WallisDeVries, 2018).

Pour terminer, en Europe, la conservation de la biodiversité s'est longtemps appuyée sur des systèmes de pâturages traditionnels extensifs (Van Klink & WallisDeVries, 2018). Mais de nos jours, le réensauvagement peut représenter une gestion alternative (Josh Donlan et al., 2006; Merckx & Pereira, 2015; Navarro & Pereira, 2012) qui, en complémentarité avec les pratiques pastorales traditionnelles, permettrait le développement d'une mosaïque paysagère plus hétérogène (Mutillod et al., 2024), créant donc plus d'habitats (Stein et al., 2014) ce qui permettrait le ralentissement au niveau de la perte de biodiversité chez les invertébrés qui connaissent de forts déclin (Dirzo et al., 2014; Thomas et al., 2004). Cela permettrait aussi dans un contexte de déprise agricole (Marty et al., 2003) de conserver les zones herbacées abandonnées (Caplat et al., 2006; Fischer et al., 2012; MacDonald et al., 2000; Manzano et al., 2021; Marty et al., 2003; Sartorello et al., 2020; Van Klink & WallisDeVries, 2018).

En conclusion, cette étude expérimentale permet de mettre en évidence, pour la première fois, l'influence du type de modalité de pâturage sur la composition des communautés des araignées, ceci sur un plan taxonomique et fonctionnel. Contrairement aux hypothèses initiales, il s'agit du pâturage par les chevaux domestiques qui possèdent une diversité (taxonomique et fonctionnelle) moindre. Cette étude a aussi permis d'élargir les connaissances sur les effets du réensauvagement, sur les araignées, ceci en les comparant avec celles des pratiques pastorales traditionnelles. Ainsi, la conservation des habitats de type pelouse steppique et de la biodiversité du Causse Méjean ne passe pas par le remplacement total du pastoralisme traditionnel, mais par la complémentarité des différentes modalités de pâturage. Concernant, le pâturage des chevaux domestiques, il est crucial de réaliser des études complémentaires, notamment sur le long terme.

BIBLIOGRAPHIE

- Arachnides | Biodiv'Cévennes—Parc national des Cévennes. (modified on 2025, April 27). <https://biodiversite.cevennes-parcnational.fr/groupe/Arachnides> (last accessed 15 August 2025)
- Arbizu, M.P. (2020). pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. R package version 0.4
- Bakker, E. S., Gill, J. L., Johnson, C. N., Vera, F. W. M., Sandom, C. J., Asner, G. P., & Svenning, J.-C. (2016). Combining paleo-data and modern enclosure experiments to assess the impact of megafauna extinctions on woody vegetation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(4), Article 4. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502545112>
- Beleznai, O., Tholt, G., Tóth, Z., Horváth, V., Marczali, Z., & Samu, F. (2015). Cool Headed Individuals Are Better Survivors: Non-Consumptive and Consumptive Effects of a Generalist Predator on a Sap Feeding Insect. *PLOS ONE*, 10(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135954>
- Bell, M. J., Huggett, Z. J., Slinger, K. R., & Roos, F. (2020). The effect of grazing by cattle and sheep on diverse pastures. *Livestock Science*, 241, 104261. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2020.104261>
- Bellmann, H., & Jourde, P. (2014). *Guide photo des araignées et arachnides d'Europe: Plus de 400 espèces illustrées* (française, Vol. 1). Delachaux et Niestlé. <https://go.exlibris.link/hns95gDr>
- Binz, H., Bucher, R., Entling, M. H., & Menzel, F. (2014). Knowing the Risk: Crickets Distinguish between Spider Predators of Different Size and Commonness. *Ethology*, 120(1), 99–110. <https://doi.org/10.1111/eth.12183>
- Braschi, J., Héléard, O., Mazzia, C., Oger, P., Ponel, P., & Buisson, E. (2021). Impacts of the removal of invasive *Carpobrotus* on spider assemblage dynamics. *Biodiversity and Conservation*, 30(2), 497–518. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02102-6>
- Brooks, M.E., Kristensen, K., Van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M., Bolker, B.M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378–400. doi:10.32614/RJ-2017-066. R package version 1.1.11
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., & West, G. B. (2004). TOWARD A METABOLIC THEORY OF ECOLOGY. *Ecology*, 85(7), 1771–1789. <https://doi.org/10.1890/03-9000>
- Bucher, R., Binz, H., Menzel, F., & Entling, M. H. (2014). Effects of Spider Chemotactile Cues on Arthropod Behavior. *Journal of Insect Behavior*, 27(5), 567–580. <https://doi.org/10.1007/s10905-014-9449-1>
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotnick, N. (2011). Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- Caplat, P., Lepart, J., & Marty, P. (2006). Landscape patterns and agriculture: Modelling the long-term effects of human practices on *Pinus sylvestris* spatial dynamics (Causse Mejean, France). *Landscape Ecology*, 21(5), Article 5. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-4430-1>
- Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R., & Coddington, J. A. (2011). Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders. *PLoS ONE*, 6(6), e21710. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710>

- Cauwe, N., Dolukhanov, P., Kozłowski, J., & Berg, P.-L. V. (2007). Chapitre 7. Expansion du Néolithique en Méditerranée centrale et occidentale. *Hors collection*, 153–179.
- Cheng, J., Li, F. Y., Liu, X., Wang, X., Zhao, D., Feng, X., & Baoyin, T. (2021). Seasonal patterns of the abundance of ground-dwelling arthropod guilds and their responses to livestock grazing in a semi-arid steppe. *Pedobiologia*, 85–86, 150711. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2021.150711>
- Cohen, M., & Lecompte, M. (1985). Le climat du Causse Méjan (830-1247 m): Montagnard et méditerranéen ? *Méditerranée*, 56(4), Article 4. <https://doi.org/10.3406/medit.1985.2331>
- De Cáceres, M., Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90, 3566-3574. doi:10.1890/08-1823.1
- Der Sarkissian, C., Ermini, L., Schubert, M., Yang, M. A., Librado, P., Fumagalli, M., Jónsson, H., Bar-Gal, G. K., Albrechtsen, A., Vieira, F. G., Petersen, B., Ginolhac, A., Seguin-Orlando, A., Magnussen, K., Fages, A., Gamba, C., Lorente-Galdos, B., Polani, S., Steiner, C., ... Orlando, L. (2015). Evolutionary Genomics and Conservation of the Endangered Przewalski's Horse. *Current Biology*, 25(19), 2577–2583. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.08.032>
- Dias, S. C., Carvalho, L. S., Bonaldo, A. B., & Brescovit, A. D. (2009). Refining the establishment of guilds in Neotropical spiders (Arachnida: Araneae). *Journal of Natural History*, 44(3–4), 219–239. <https://doi.org/10.1080/00222930903383503>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Do, K.-T., Kong, H.-S., Lee, J.-H., Lee, H.-K., Cho, B.-W., Kim, H.-S., Ahn, K., & Park, K.-D. (2014). Genomic characterization of the Przewalski's horse inhabiting Mongolian steppe by whole genome re-sequencing. *Livestock Science*, 167, 86–91. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2014.06.020>
- Doughty, C. E., Faurby, S., & Svenning, J. (2016). The impact of the megafauna extinctions on savanna woody cover in South America. *Ecography*, 39(2), Article 2. <https://doi.org/10.1111/ecog.01593>
- Emmerson, M. C., & Raffaelli, D. (2004). Predator–prey body size, interaction strength and the stability of a real food web. *Journal of Animal Ecology*, 73(3), 399–409. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00818.x>
- Fischer, J., Hartel, T., & Kuemmerle, T. (2012). Conservation policy in traditional farming landscapes. *Conservation Letters*, 5(3), Article 3. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00227.x>
- Fleurance, G., Duncan, P., Farruggia, A. A., Dumont, B., & Lecomte, T. (2011). *Impact du pâturage équin sur la diversité floristique et faunistique des milieux pâturés*. 207, 189–199.
- Fløjgaard, C., Pedersen, P. B. M., Sandom, C. J., Svenning, J.-C., & Ejrnæs, R. (2022). Exploring a natural baseline for large-herbivore biomass in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology*, 59(1), Article 1. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14047>
- Fonderflick, J., Besnard, A., & Martin, J. (2013). Species traits and the response of open-habitat species to forest edge in landscape mosaics. *Oikos*, 122(1), 42–51. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20308.x>
- Fox, J., Weisberg, S., Price, B., (2024). Car : Companion to Applied Regression. R package version 3.1-3

- Franklin, J. F. (1989). Importance and Justification of Long-Term Studies in Ecology. In G. E. Likens (Ed.), *Long-Term Studies in Ecology* (pp. 3–19). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-7358-6_1
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E. M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S. G., Tschardtke, T., Weisser, W., & Bommarco, R. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1801), 20142620. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>
- Galetti, M., Moleón, M., Jordano, P., Pires, M. M., Guimarães, P. R., Pape, T., Nichols, E., Hansen, D., Olesen, J. M., Munk, M., De Mattos, J. S., Schweiger, A. H., Owen-Smith, N., Johnson, C. N., Marquis, R. J., & Svenning, J. (2018). Ecological and evolutionary legacy of megafauna extinctions. *Biological Reviews*, 93(2), Article 2. <https://doi.org/10.1111/brv.12374>
- García, R. R., Jáuregui, B. M., García, U., Osoro, K., & Celaya, R. (2009). Effects of livestock breed and grazing pressure on ground-dwelling arthropods in Cantabrian heathlands. *Ecological Entomology*, 34(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2008.01072.x>
- Gardiner, T. (2018). Grazing and Orthoptera: A review. *Journal of Orthoptera Research*, 27(1), Article 1. <https://doi.org/10.3897/jor.27.26327>
- Garrido, P., Mårell, A., Öckinger, E., Skarin, A., Jansson, A., & Thulin, C. (2019). Experimental rewilding enhances grassland functional composition and pollinator habitat use. *Journal of Applied Ecology*, 56(4), 946–955. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13338>
- Garrido, P., Naumov, V., Söderquist, L., Jansson, A., & Thulin, C.-G. (2022). Effects of experimental rewilding on butterflies, bumblebees and grasshoppers. *Journal of Insect Conservation*, 26(5), 763–771. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00420-4>
- Gerlach, J., Samways, M., & Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: An overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17(4), 831–850. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9565-9>
- Goto, H., Ryder, O. A., Fisher, A. R., Schultz, B., Kosakovsky Pond, S. L., Nekrutenko, A., & Makova, K. D. (2011). A Massively Parallel Sequencing Approach Uncovers Ancient Origins and High Genetic Variability of Endangered Przewalski's Horses. *Genome Biology and Evolution*, 3, 1096–1106. <https://doi.org/10.1093/gbe/evr067>
- Grant, S. A., Suckling, D. E., Smith, H. K., Torvell, L., Forbes, T. D. A., & Hodgson, J. (1985). Comparative Studies of Diet Selection by Sheep and Cattle: The Hill Grasslands. *The Journal of Ecology*, 73(3), 987. <https://doi.org/10.2307/2260163>
- Habel, J. C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., & Wenzik, M. (2013). European grassland ecosystems: Threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22(10), Article 10. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x>
- Hart, E. E., Haigh, A., & Ciuti, S. (2023). A scoping review of the scientific evidence base for rewilding in Europe. *Biological Conservation*, 285, 110243. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110243>
- Hartig, F. (2024). DHARMA : Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.7, <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>

- Hawlena, D., & Schmitz, O. J. (2010). Herbivore physiological response to predation risk and implications for ecosystem nutrient dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *107*(35), 15503–15507. <https://doi.org/10.1073/pnas.1009300107>
- Hawlena, D., Strickland, M. S., Bradford, M. A., & Schmitz, O. J. (2012). Fear of Predation Slows Plant-Litter Decomposition. *Science*, *336*(6087), 1434–1438. <https://doi.org/10.1126/science.1220097>
- Hemm, V., & Höfer, H. (2012). Effects of Grazing and Habitat Structure on the Epigeic Spider Fauna in an Open Xerothermic Area in Southern Germany. *Arachnology*, *15*(8), 260–268. <https://doi.org/10.13156/arac.2012.15.1.260>
- Hillebrand, H., Bennett, D. M., & Cadotte, M. W. (2008). CONSEQUENCES OF DOMINANCE: A REVIEW OF EVENNESS EFFECTS ON LOCAL AND REGIONAL ECOSYSTEM PROCESSES. *Ecology*, *89*(6), 1510–1520. <https://doi.org/10.1890/07-1053.1>
- Hlivko, J. T., & Rypstra, A. L. (2003). Spiders Reduce Herbivory: Nonlethal Effects of Spiders on the Consumption of Soybean Leaves by Beetle Pests. *Annals of the Entomological Society of America*, *96*(6), 914–919. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2003\)096%255B0914:SRHNEO%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2003)096%255B0914:SRHNEO%255D2.0.CO;2)
- Hu, W., Mei, Z., Liu, Y., Yu, Z., Zhang, F., & Duan, M. (2022). Recovered grassland area rather than plantation forest could contribute more to protect epigeic spider diversity in northern China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *326*, 107726. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107726>
- INPN - FSD Natura 2000—FR9101379—Causse Méjean—Description. (modified on 2025, April 13). <https://inpn.mnhn.fr/site/natura2000/FR9101379> (last accessed 15 August 2025)
- Jepson, P. (2016). A rewilding agenda for Europe: Creating a network of experimental reserves. *Ecography*, *39*(2), ecog.01602. <https://doi.org/10.1111/ecog.01602>
- Jiménez-Carmona, F., Carpintero, S., & Reyes-López, J. L. (2019). The digging-in effect on ant studies with pitfall traps: Influence of type of habitat and sampling time. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, *167*(10), Article 10. <https://doi.org/10.1111/eea.12834>
- Josh Donlan, C., Berger, J., Bock, C. E., Bock, J. H., Burney, D. A., Estes, J. A., Foreman, D., Martin, P. S., Roemer, G. W., Smith, F. A., Soulé, M. E., & Greene, H. W. (2006). Pleistocene Rewilding: An Optimistic Agenda for Twenty-First Century Conservation. *The American Naturalist*, *168*(5), 660–681. <https://doi.org/10.1086/508027>
- Khum, W., Košulič, O., & Michalko, R. (2025). Trait diversity and spider community composition are associated with lower herbivory in young forest plantations. *Biological Control*, *200*, 105666. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2024.105666>
- Kruess, A., & Tschamtker, T. (2002). Grazing Intensity and the Diversity of Grasshoppers, Butterflies, and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Conservation Biology*, *16*(6), 1570–1580. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01334.x>
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, *91*(1), 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B. (2014). Measuring Functional Diversity (FD) from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology. R package version 1.0-12.3

- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N. S. G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., & Bonis, A. (2008). Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Functional Ecology*, 22(1), 134–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Lenth, R. (2025). Emmeans : Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.11.2 00001, <https://rvlenth.github.io/emmeans/>
- Lepart, J., Marty, P., Rousset, O., Friedberg, C., Cohen, M., & Mathieu, N. (2000). Les conceptions normatives du paysage. *Nature Sciences Sociétés*, 8(4), Article 4.
- Les Causses et les Cévennes, paysage culturel de l’agro-pastoralisme méditerranéen—UNESCO World Heritage Centre. (modified on 2025, July 10). <https://whc.unesco.org/fr/list/1153/> (last accessed 15 August 2025)
- Lumaret, J. P., Kadiri, N., & Bertrand, M. (1992). Changes in Resources: Consequences for the Dynamics of Dung Beetle Communities. *The Journal of Applied Ecology*, 29(2), Article 2. <https://doi.org/10.2307/2404504>
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J., & Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59(1), Article 1. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- Maelfait, J.-P. (1988). LES ARAIGNEES SONT-ELLES DE BONS INDICATEURS ECOLOGIQUES? *Bull. Soc. sci. Bretagne*, 58(h.s), Article h. s.
- Manzano, P., Burgas, D., Cadahía, L., Eronen, J. T., Fernández-Llamazares, Á., Bencherif, S., Holand, Ø., Seitsonen, O., Byambaa, B., Fortelius, M., Fernández-Giménez, M. E., Galvin, K. A., Cabeza, M., & Stenseth, N. Chr. (2021). Toward a holistic understanding of pastoralism. *One Earth*, 4(5), Article 5. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.012>
- Marty, P., Pelaquier, E., Jaudon, B., & Lepart, J. (2003). Spontaneous reforestation in a peri-Mediterranean landscape: History of agricultural systems and dynamics of woody species. *Dynamiques Des Paysages Végétaux et Marqueurs Écologiques*, 179–186.
- Mason, N. W. H., & De Bello, F. (2013). Functional diversity: A tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 777–780. <https://doi.org/10.1111/jvs.12097>
- McGeoch, M. A., Van Rensburg, B. J., & Botes, A. (2002). The verification and application of bioindicators: A case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 39(4), 661–672. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00743.x>
- Menard, C., Duncan, P., Fleurance, G., Georges, J., & Lila, M. (2002). Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 39(1), Article 1. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00693.x>
- Merckx, T., & Pereira, H. M. (2015). Reshaping agri-environmental subsidies: From marginal farming to large-scale rewilding. *Basic and Applied Ecology*, 16(2), 95–103. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.12.003>
- Michalko, R., & Pekár, S. (2016). Different hunting strategies of generalist predators result in functional differences. *Oecologia*, 181(4), Article 4. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3631-4>

- Michalko, R., Pekár, S., & Entling, M. H. (2019). An updated perspective on spiders as generalist predators in biological control. *Oecologia*, *189*(1), 21–36. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4313-1>
- Mokany, K., Ash, J., & Roxburgh, S. (2008). Functional identity is more important than diversity in influencing ecosystem processes in a temperate native grassland. *Journal of Ecology*, *96*(5), 884–893. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01395.x>
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, *28*(3), 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Mutillod, C., Buisson, E., Tatin, L., Mahy, G., Dufrière, M., Mesléard, F., & Dutoit, T. (2024). Managed as wild, horses influence grassland vegetation differently than domestic herds. *Biological Conservation*, *290*, 110469. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110469>
- Mutillod, C., Perrin, W., Buisson, E., Tatin, L., Mesléard, F., Jay-Robert, P., & Dutoit, T. (in prep.) Is managing horses 'as wild' beneficial for dung beetle assemblage and their associated ecological functions?
- Navarro, L. M., & Pereira, H. M. (2012). Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems*, *15*(6), 900–912. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9558-7>
- Nentwig, W., Blick, T., Bosmans, R., Hänggi, A., Kropf, C., Stäubli, A. (2025). Araneae Spiders of Europe, Version (Version 08.2025). <https://www.araneae.nmbe.ch>, accessed on April 2025. <https://doi.org/10.24436/1>
- Nock, C. A., Vogt, R. J., & Beisner, B. E. (2016). Functional Traits. In Wiley, *Encyclopedia of Life Sciences* (1st ed., pp. 1–8). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026282>
- Nugent, D. T., Baker-Gabb, D. J., Leonard, S. W. J., & Morgan, J. W. (2022). Livestock grazing to maintain habitat of a critically endangered grassland bird: Is grazer species important? *Ecological Applications*, *32*(5), Article 5. <https://doi.org/10.1002/eap.2587>
- Oger, P. (2012). Les araignées de Belgique et de France. <https://arachno.piwigo.com/>, accessed on April 2025.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., ... Weedon, J. (2025). *vegan: Community Ecology Package* (Version 2.7-1) [Dataset]. The R Foundation. <https://doi.org/10.32614/cran.package.vegan>
- Overbeck, G., Muller, S., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V., Blanco, C., Boldrini, I., Both, R., & Forneck, E. (2007). Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *9*(2), Article 2. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>
- Pétillon, J., François, A., & Lafage, D. (2018). Short-term effects of horse grazing on spider assemblages of a dry meadow (Western France). *Animal Biodiversity and Conservation*, *41*(1), Article 1. <https://doi.org/10.32800/abc.2018.41.0019>
- Pétillon, J., Georges, A., U.M. R. C.N.R.S. Ecosystèmes, Biodiversité, Evolution, Univ. de Rennes 1, France, Canard, A., Biodiversité fonctionnelle et Gestion des territoires, Univ. de Rennes 1, France, Ysnel, F., & Biodiversité fonctionnelle et Gestion des territoires, Univ. de Rennes 1, France. (2007). Impact of cutting and sheep grazing on ground-active spiders and carabids in intertidal salt marshes (Western France). *Animal Biodiversity and Conservation*, *30*(2), 201–209. <https://doi.org/10.32800/abc.2007.30.0201>

- Pozzi, S., & Borcard, D. (2001). Effects of dry grassland management on spider (Arachnida: Araneae) communities on the Swiss occidental plateau. *Écoscience*, 8(1), Article 1. <https://doi.org/10.1080/11956860.2001.11682628>
- Rech, B. J., Buitenwerf, R., Bartoli, R., Trepel, J., Waltert, M., & Svenning, J.-C. (2025). What moves large grazers? Habitat preferences and complementing niches of large herbivores in a Danish trophic rewilding area. *Environmental Management*. <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02164-8>
- Roberts, M. J., & Leraut, P. (2009). *Guide des araignées de France et d'Europe: Plus de 450 espèces décrites et illustrées* (française). Delachaux et Niestlé. <https://go.exlibris.link/mWwVDcJz>
- Ruiz-Mirazo, J., Robles, A. B., & González-Rebollar, J. L. (2011). Two-year evaluation of fuelbreaks grazed by livestock in the wildfire prevention program in Andalusia (Spain). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(1–2), 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.002>
- Saïdi, M. S., & Mende, C. (1999). L'utilisation des pelouses caussenardes par le cheval de Przewalski. *Mappemonde*, 53(1), Article 1. <https://doi.org/10.3406/mappe.1999.1962>
- Sartorello, Y., Pastorino, A., Bogliani, G., Ghidotti, S., Viterbi, R., & Cerrato, C. (2020). The impact of pastoral activities on animal biodiversity in Europe: A systematic review and meta-analysis. *Journal for Nature Conservation*, 56, 125863. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125863>
- Sawchik, J., Dufrêne, M., & Lebrun, P. (2005). Distribution patterns and indicator species of butterfly assemblages of wet meadows in southern Belgium. *Belgian Journal of Zoology*, 135(1), 43–52.
- Schmitz, O. J. (2008). Effects of Predator Hunting Mode on Grassland Ecosystem Function. *Science*, 319(5865), Article 5865. <https://doi.org/10.1126/science.1152355>
- Schmitz, O. J. (2009). Effects of predator functional diversity on grassland ecosystem function. *Ecology*, 90(9), Article 9. <https://doi.org/10.1890/08-1919.1>
- Schneider, F. D., Scheu, S., & Brose, U. (2012). Body mass constraints on feeding rates determine the consequences of predator loss. *Ecology Letters*, 15(5), 436–443. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01750.x>
- Schulte To Bühne, H., Ross, B., Sandom, C. J., & Pettorelli, N. (2022). Monitoring rewilding from space: The Knepp estate as a case study. *Journal of Environmental Management*, 312, 114867. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114867>
- Singh, J. S., Lauenroth, W. K., & Milchunas, D. G. (1983). Geography of grassland ecosystems. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 7(1), Article 1. <https://doi.org/10.1177/030913338300700102>
- Sloat, L., Gerber, J., Samberg, L., Smith, W., Herrero, M., Ferreira, L., Godde, C., & West, P. (2018). Increasing importance of precipitation variability on global livestock grazing lands. *Nature Climate Change*, 8. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0081-5>
- Snyder, W. E., & Wise, D. H. (2001). CONTRASTING TROPHIC CASCADES GENERATED BY A COMMUNITY OF GENERALIST PREDATORS. *Ecology*, 82(6), Article 6. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082%255B1571:CTCGBA%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082%255B1571:CTCGBA%255D2.0.CO;2)

- Stein, A., Gerstner, K., & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17(7), 866–880. <https://doi.org/10.1111/ele.12277>
- Stewart, G. B., & Pullin, A. S. (2008). The relative importance of grazing stock type and grazing intensity for conservation of mesotrophic ‘old meadow’ pasture. *Journal for Nature Conservation*, 16(3), 175–185. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2008.09.005>
- Svenning, J.-C. (2020). Rewilding should be central to global restoration efforts. *One Earth*, 3(6), 657–660. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.11.014>
- Svenning, J.-C., Lemoine, R. T., Bergman, J., Buitenwerf, R., Le Roux, E., Lundgren, E., Mungi, N., & Pedersen, R. Ø. (2024). The late-Quaternary megafauna extinctions: Patterns, causes, ecological consequences and implications for ecosystem management in the Anthropocene. *Cambridge Prisms: Extinction*, 2, e5. <https://doi.org/10.1017/ext.2024.4>
- Svenning, J.-C., Pedersen, P. B. M., Donlan, C. J., Ejrnæs, R., Faurby, S., Galetti, M., Hansen, D. M., Sandel, B., Sandom, C. J., Terborgh, J. W., & Vera, F. W. M. (2016). Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(4), 898–906. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502556112>
- Tatin, L., Dutoit, T., & Feh, C. (2000). Impact du pâturage par les chevaux de Przewalski (*Equus przewalskii*) sur les populations d’orthoptères du Causse Méjean (Lozère, France). *Revue d’Écologie (La Terre et La Vie)*, 55(3), Article 3. <https://doi.org/10.3406/revec.2000.2329>
- Tatin, L., King, S. R. B., Munkhtuya, B., Hewison, A. J. M., & Feh, C. (2009). Demography of a socially natural herd of Przewalski’s horses: An example of a small, closed population. *Journal of Zoology*, 277(2), Article 2. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00520.x>
- Thomas, J. A., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J. J. D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R. T., & Lawton, J. H. (2004). Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science*, 303(5665), 1879–1881. <https://doi.org/10.1126/science.1095046>
- Torres, A., Fernández, N., Zu Ermgassen, S., Helmer, W., Revilla, E., Saavedra, D., Perino, A., Mimet, A., Rey-Benayas, J. M., Selva, N., Schepers, F., Svenning, J.-C., & Pereira, H. M. (2018). Measuring rewilding progress. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 373(1761), Article 1761. <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0433>
- Uetz, G. W. (1999). Guild Structure of Spiders in Major Crops. *American Arachnological Society*, 27(1), 269–280.
- Van Dierendonck, M. C., & Wallis De Vries, M. F. (1996). Ungulate Reintroductions: Experiences with the Takhi or Przewalski Horse (*Equus ferus przewalskii*) in Mongolia. *Conservation Biology*, 10(3), Article 3. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10030728.x>
- Van Klink, R., Van Der Plas, F., Van Noordwijk, C. G. E. (Toos), WallisDeVries, M. F., & Olf, H. (2015). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews*, 90(2), 347–366. <https://doi.org/10.1111/brv.12113>
- Van Klink, R., & WallisDeVries, M. F. (2018). Risks and opportunities of trophic rewilding for arthropod communities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 373(1761), 20170441. <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0441>

- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). NEW MULTIDIMENSIONAL FUNCTIONAL DIVERSITY INDICES FOR A MULTIFACETED FRAMEWORK IN FUNCTIONAL ECOLOGY. *Ecology*, 89(8), 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. Functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20(6), 1512–1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- Villepoux, O., & Michaud, A. (2014). Araignées et gestion des milieux: L'exemple de la Réserve naturelle nationale du Marais de Lavours (Ain). *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon*, 3, 129–152. <https://doi.org/10.3406/linly.2014.13873>
- Wieren, S. E. (1995). The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe. *Biological Journal of the Linnean Society*, 56, 11–23. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1995.tb01114.x>
- Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J., Olesen, J., Valido, A., & Warren, P. (2005). Body size in ecological networks. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), 402–409. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.005>
- Zimmermann, W. (2005). Przewalski's horses on the track to reintroduction-various projects compared. *Zeitschrift Des Kölner Zoo*, 48(4), Article 4.

DÉROULÉ DU STAGE

Durant les six mois de stage, j'ai participé à plusieurs sessions de terrain ainsi qu'à des réunions, permettant de découvrir différents projets, différents protocoles et différents taxons.

Dans un premier temps, j'ai participé à des sessions de terrain. Par exemple, je me suis rendue une première fois sur le Causse Méjean afin d'avoir un premier aperçu. Ensuite, je me suis également rendu une seconde fois en dehors du cadre de thème de mon stage afin d'aider Clémentine Mutillod et Laurent Tatin dans leur étude. L'objectif était de suivre les chevaux domestiques de différents enclos (un avec des pouliches, un avec des jeunes mâles et un avec des femelles gestantes) ainsi que les chevaux de Przewalski dans le but de récolter leurs crottins à des fins d'analyses chimiques.

Dans un second temps, j'ai aidé à diverses études menées par des doctorants. Par exemple, j'ai accompagné Pierre Baby sur son terrain. L'objectif était d'identifier et de dénombrer les individus capturés dans des pièges sur le tronc et dans les branchages de pommiers d'un verger et ceci selon plusieurs modalités de traitement de ces vergers. J'ai aussi participé à deux campagnes sous la supervision de Lola Mottet. La première session de terrain consistait à installer des filets au-dessus des rangs de pommiers afin d'étudier l'effet de divers prédateurs (coccinelles, syrphes etc) sur les pucerons et voir s'il y a une diminution des dégâts causés par ces derniers sur les récoltes en verger. Ensuite, la seconde session consistait à l'identification et au dénombrement des individus tombant sur un parapluie japonais suite au battage des branches des pommiers, mais aussi à dénombrer le nombre de pucerons présent dans les colonies.

J'ai également participé à une session de terrain supervisée par Thierry Dutoit durant laquelle nous nous sommes rendus avec d'autres personnes (des doctorants, d'autres stagiaires etc) dans le Coussouls de Crau. Durant cette session des trous ont été creusés afin de récupérer la terre dans des bacs et ensuite d'en extraire tous les individus qui étaient observables à l'œil nu. Ceci était dans le cadre d'une étude sur la désimperméabilisation de ce type de milieu très particulier.

J'ai aussi participé à quelques réunions d'équipe, durant lesquelles il y avait divers sujets qui étaient abordés : le matériel manquant, les missions de chacun, l'organisation de ces dites missions. Mais aussi à des événements, tels que des soutenances de thèses, à une sortie entre membres de l'Université d'Avignon ou encore à la Journée Des Doctorants (JDD) qui s'est déroulée à Saint-Jérôme, Marseille.

Durant ce stage, j'ai aussi passé beaucoup de temps à identifier des araignées à la loupe binoculaire d'autres études, telles qu'une ancienne étude réalisée sur le Causse Méjean ou encore des araignées de verger qui avaient été capturées lors de pièges Barbers disposés dans le cadre de la thèse de Pierre.

Enfin, mon stage prévoyait deux sessions de terrain. Cela aurait permis de faire une comparaison des communautés d'araignées non seulement entre les types de modalités (brebis, chevaux domestiques et chevaux de Przewalski), mais aussi entre « avant » et « après » pâturage, c'est-à-dire donc avec une session avant l'arrivée des animaux dans leur enclos et une après. Cependant, la première session (« avant ») n'a pas pu se réaliser et n'a pas pu se décaler dans le temps à cause de mauvaises conditions météo.

En conclusion, ce stage m'a permis de développer un large éventail de compétences. Les différents terrains auxquels j'ai assisté m'ont permis d'apprendre, de comprendre de nouveaux protocoles de capture et de suivi, mais aussi d'approfondir les connaissances qui ont été vues en cours. Ce stage m'a également permis de travailler dans des contextes très variés : Coussouls de Crau, pelouses steppiques du Causse Méjean, verger. Mais aussi de développer des connaissances poussées sur les araignées et de découvrir ce qu'est le réensauvagement et en quoi il consistait.

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1 : Fiche des relevés mésologiques	1
Annexe 2 : Liste des abréviations des espèces d'araignées.....	2
Annexe 3 : Représentation de l'ACP.....	3
Annexe 4 : Boxplot de l'altitude (en mètre) selon la modalité de pâturage	3
Annexe 5 : Liste des familles d'araignées	4
Annexe 6 : Liste des espèces d'araignées.....	5
Annexe 7 : Tableau des valeurs moyennes (\pm écart-type) des indices de diversité.....	6
Annexe 8 : Tableau des abondances moyennes (\pm écart-type) des espèces d'araignée.....	7
Annexe 9 : Tableau des valeurs moyennes (\pm écart-type) des indices fonctionnels.....	8

Annexe 1 : Fiche des relevés mésologiques pour chacune des placettes de chaque modalité de pâturage (brebis, chevaux domestiques et chevaux sauvages).

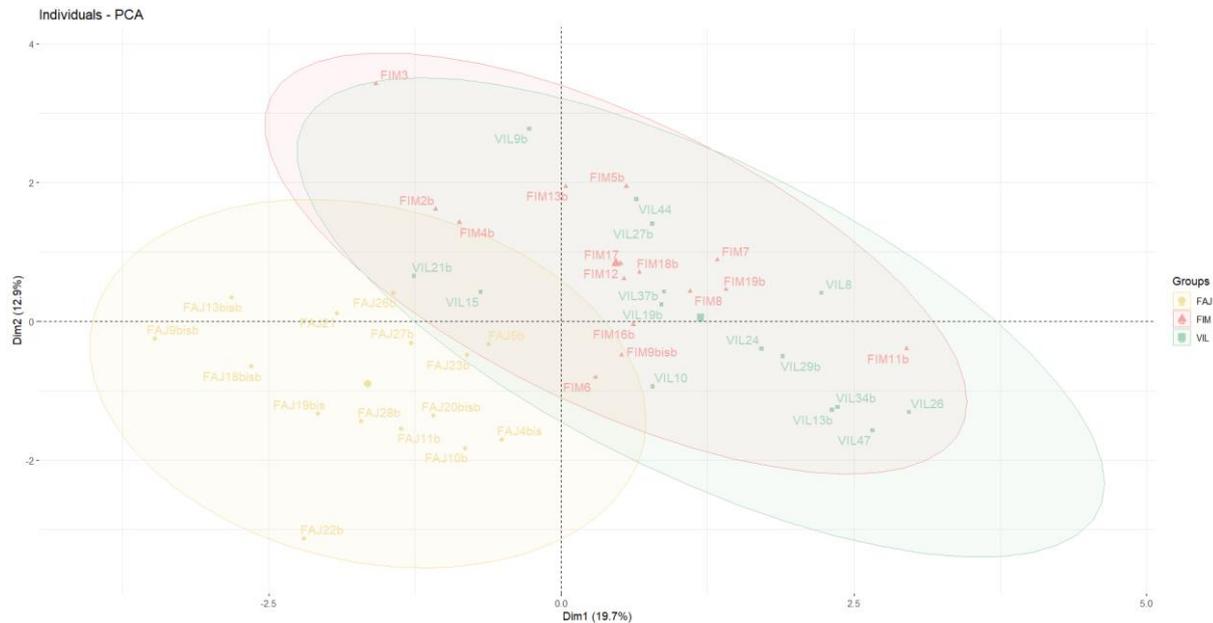
Sites : Brebis / Chv_Dom / Chv_Prz		Relevé N° :	Date :
Observateurs :			
Si nouveau point GPS : numéro :			
Pente :		Altitude :	
Exposition :		Position topographique :	
Nord / Sud / Ouest / Est / Nord-Ouest / Nord-Est / Sud-Ouest / Sud-Est		Plat / Replat / Sommet / Haut de versant / Mi-versant / Bas de versant	
Composition végétale :		Hauteur de la végétation (cm) :	
Abondance sp. Dom. (%)		Transect Nord	
Recouvrement (%)		Relevé 1	
Fabacées		Relevé 2	
Ligneux		Relevé 3	
Poacées		Relevé 4	
Recouvrement de la surface du sol (%) :		Transect Sud	
Terre nue		Relevé 1	
Roche mère		Relevé 2	
Blocs (>20cm)		Relevé 3	
Cailloux		Relevé 4	
Muret	Présent / Abscent	Transect Est	
Clapasse	Présent / Abscent	Relevé 1	
Végétation (au sol)		Relevé 2	
Végétation (arbustive)		Relevé 3	
Litière		Relevé 4	
Nombre de piles de fécès :		Transect Ouest	
Nbr de crottins/crottes		Relevé 1	
Coeff de raclage :		Relevé 2	
		Relevé 3	
		Relevé 4	
Humidité apparente de la placette :			
Très sèche / Sèche / Moyenne / Assez humide / Humide / Très humide			
Commentaires :			

Annexe 2 : Liste des abréviations des espèces d'araignées retrouvées sur les trois modalités de pâturage (brebis, chevaux domestiques et chevaux de Przewalski), avec leur famille et leur genre.

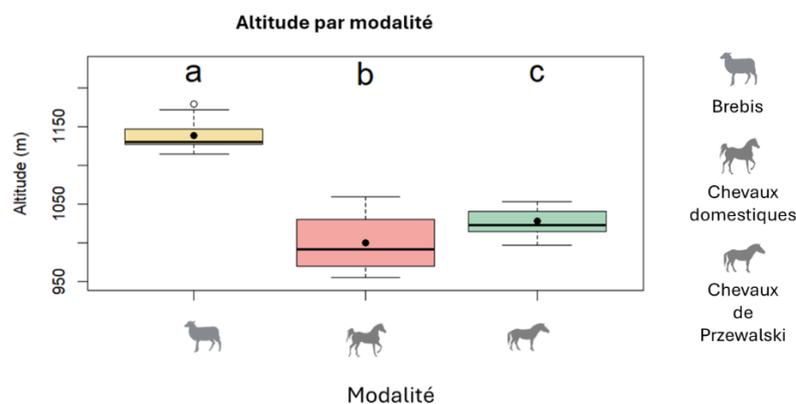
Abréviation	Famille	Genre	Espèce
Agyequ	Linyphiidae	Agyseta	equestris
Agyrur	Linyphiidae	Agyseta	rurestris
Aloacu	Lycosidae	Alopecosa	aculeata
Aloalb	Lycosidae	Alopecosa	albofasciata
Alobar	Lycosidae	Alopecosa	barbipes
Alocun	Lycosidae	Alopecosa	cuneata
Alocur	Lycosidae	Alopecosa	cursor
Alopol	Lycosidae	Alopecosa	pulverulenta
Alostr	Lycosidae	Alopecosa	striatipes
Alotra	Lycosidae	Pardosa	trabalis
Arcfig	Lycosidae	Arctosa	figurata
Argsub	Dictynidae	Argenna	subnigra
Asapha	Theridiidae	Asagena	phalerata
Ateluc	Dictynidae	Atella	lucida
Aulalb	Lycosidae	Aulonia	albimana
Bercin	Gnaphosidae	Berlinda	cinerea
Calnoc	Gnaphosidae	Callilepis	nocturna
Chainf	Salticidae	Chalcoscirtus	infimus
Chanig	Salticidae	Chalcoscirtus	nigritus
Civpyg	Gnaphosidae	Civizelotes	pygmaeus
Cludiv	Clubionidae	Clubiona	diversa
Dracup	Gnaphosidae	Drassodes	cupreus
Dralap	Gnaphosidae	Drassodes	lapidosus
Drapra	Gnaphosidae	Drassylus	praeficus
Drapub	Gnaphosidae	Drassodes	pubescens
Dysery	Dysderidae	Dysdera	erythrina
Enoqua	Theridiidae	Enoplognatha	quadripunctata
Erafue	Agelenidae	Eratigena	fuesslini
Erapic	Agelenidae	Eratigena	picta
Eriaut	Linyphiidae	Erigone	autumnalis
Eritur	Linyphiidae	Erigonoplus	turriger
Eurfla	Theridiidae	Euryopis	flavomaculata
Eurruf	Salticidae	Euryopis	rufibarbis
Evamic	Salticidae	Evarcha	michailovi
Gnaluc	Gnaphosidae	Gnaphosa	lucifuga
Gnalug	Gnaphosidae	Gnaphosa	lugubris
Gnaocc	Gnaphosidae	Gnaphosa	occidentalis
Gnaopa	Gnaphosidae	Gnaphosa	opaca
Gonlat	Linyphiidae	Gongylidiellum	latebricola
Hahnav	Hahniidae	Hahnia	nava
Hapdal	Gnaphosidae	Haplodrassus	dalmentensis
Hapkul	Gnaphosidae	Haplodrassus	kulczynskii
Hapsig	Gnaphosidae	Haplodrassus	signifer
Helaur	Salticidae	Heliophantes	auratus
Helfla	Salticidae	Heliophantes	flavipes
Herobl	Thomisidae	Heriades	oblongus
Hypalb	Araneidae	Hypsosinga	albovittata
Ibecan	Hahniidae	Iberina	candida
Lashir	Linyphiidae	Lasiargus	hirsutus
Latsti	Dictynidae	Lathys	stigmatisata
Manaca	Araneidae	Mangora	acalypha
Micalb	Gnaphosidae	Micaria	albovittata

Abréviation	Famille	Genre	Espèce
Micdiv	Gnaphosidae	Micaria	dives
Miclig	Sparassidae	Micrommata	ligurina
Nomexo	Gnaphosidae	Nomisia	exornata
Ostmel	Linyphiidae	Ostearius	melanopygius
Oxyhet	Oxyopidae	Oxyopes	heterophthalmus
Ozypul	Thomisidae	Ozyptila	pullata
Ozysca	Thomisidae	Ozyptila	Ozyptila
Parbif	Lycosidae	Pardosa	bifasciata
Parlug	Lycosidae	Pardosa	lugubris
Parmon	Lycosidae	Pardosa	monticola
Parnig	Lycosidae	Pardosa	nigriceps
Pelarc	Salticidae	Pellenes	arciger
Pelbre	Salticidae	Pellenes	brevis
Pelnig	Salticidae	Pellenes	nigroclivatus
Pelser	Salticidae	Pellenes	seriatus
Peltri	Salticidae	Pellenes	tripunctatus
Phlcin	Salticidae	Plegra	cinereofasciata
Phlfas	Salticidae	Phlegra	fasciata
Phrmin	Phrurolithidae	Phrurolithus	minimus
Phrnig	Phrurolithidae	Phrurolithus	nigrinus
Phuchr	Salticidae	Phulaeus	chrysops
Pismir	Pisauridae	Pisaura	mirabilis
Porgen	Clubionidae	Porrhoclubiona	genevensis
Porveg	Clubionidae	Porrhoclubiona	vegeta
Praduf	Linyphiidae	Praestigia	duffyeyi
Psasab	Thomisidae	Psammitis	sabulosus
Rungra	Thomisidae	Runcinia	grammica
Scocel	Liocranidae	Scotina	celans
Scopal	Liocranidae	Scotina	palliardii
Sertes	Gnaphosidae	Sernokorba	tescorum
Silbon	Linyphiidae	Silometopus	bonessi
Silnit	Linyphiidae	Silometopus	nitidithorax
Synalb	Salticidae	Synageles	albotrimaculatus
Talaeq	Salticidae	Talavera	aequipipes
Tenten	Linyphiidae	Tenuiphantes	tenuis
Thaare	Philodromidae	Thanatus	arenarius
Titqua	Titanoecidae	Titanoeca	quadriguttata
Traped	Gnaphosidae	Trachyzelotes	pedestris
Walmon	Linyphiidae	Walckenaeria	monoceros
Xyscri	Thomisidae	Xysticus	cristatus
Xyserr	Thomisidae	Xysticus	erraticus
Xysfer	Thomisidae	Xysticus	ferrugineus
Xyskoc	Thomisidae	Xysticus	kochi
Zelatr	Gnaphosidae	Zelotes	atrocaeruleus
Zelgal	Gnaphosidae	Zelotes	gallicus
Zellon	Gnaphosidae	Zelotes	longipes
Zelpet	Gnaphosidae	Zelotes	petrensis
Zelseg	Gnaphosidae	Zelotes	segrex
Zodrub	Zodariidae	Zodarion	rubidum
Zorman	Miturgidae	Zora	manicata
Zorpar	Miturgidae	Zora	parallela
Zorsil	Miturgidae	Zora	silvestris

Annexe 3 : Représentation de l'ACP (Analyse en Composante Principale) après réalisation au préalable d'un test de corrélation entre les variables environnementales, afin d'enlever celles présentant une forte corrélation : supérieur à 0,6 ou inférieur à -0,6.



Annexe 4 : Boxplot de l'altitude (en mètre) selon la modalité de pâturage (brebis, chevaux domestiques et chevaux de Przewalski). Les valeurs médianes par modalité sont représentées par des lignes épaisses noires, les valeurs moyennes par des ronds noirs, les valeurs extrêmes par des ronds blancs cerclés de noir. Les lettres (a, b et c) ont été assignées selon les résultats des tests statistiques de comparaison non paramétrique par paire réalisées à l'aide du test de Wilcoxon. Pour la variable "altitude" : brebis - chevaux domestiques : $p\text{-value} = 1,9e-08$; brebis - chevaux de Przewalski : $p\text{-value} = 1,9e-08$; chevaux domestiques - chevaux de Przewalski : 0,045.



Annexe 5 : Liste des familles d'araignées observées dans les trois modalités de pâturage (brebis, chevaux domestiques et chevaux de Przewalski), avec leur abondance totale toute modalité confondue, et leur abondance spécifique à chaque modalité.

Famille	Abondance toute modalité confondue	Abondance par modalité		
		Brebis	Chevaux Domestiques	Chevaux de Przewalski
Lycosidae	1672	607	690	375
Gnaphosidae	413	158	152	103
Philodromidae	92	27	28	37
Salticidae	71	23	25	23
Thomisidae	69	17	29	23
Dictynidae	62	24	21	17
Miturgidae	48	21	11	16
Hahniidae	45	16	4	25
Linyphiidae	34	10	16	8
Agelenidae	20	13	4	3
Theridiidae	8	3	1	4
Araneidae	7	1	5	1
Phrurolithidae	7	4	0	3
Liocranidae	4	0	2	2
Zodariidae	4	1	0	3
Clubionidae	3	1	1	1
Dysderidae	3	2	0	1
Oxyopidae	2	0	2	0
Sparassidae	2	1	1	0
Pisauridae	1	0	0	1
Titanoecidae	1	1	0	0

Annexe 6 : Liste des espèces d'araignées observées dans les trois modalités de pâturage (brebis, chevaux domestiques et chevaux de Przewalski), avec leur abondance totale toutes modalités confondues, et leur abondance spécifique à chaque modalité.

Espèce	Abondance toute modalité confondue	Abondance par modalité			Espèce	Abondance toute modalité confondue	Abondance par modalité		
		Brebis	Chevaux Domestiques	Chevaux de Przewalski			Brebis	Chevaux Domestiques	Chevaux de Przewalski
Parbit	893	239	509	145	Dysery	3	2	0	1
Parmon	431	218	107	106	Eritur	3	0	2	1
Alocur	172	79	25	68	Eurfla	3	1	1	1
Gnaopa	158	53	77	28	Gnaocc	3	3	0	0
Thaare	92	27	28	37	Pelnig	3	0	2	1
Hapsig	60	26	16	18	Scopal	3	0	2	1
Aloalb	59	17	22	20	Traped	3	0	3	0
Drapra	54	26	20	8	Zelton	3	2	0	1
Argsub	53	18	20	15	Zorsil	3	2	1	0
Alocun	48	24	5	19	Alotra	2	1	0	1
Alobar	44	25	11	8	Micdlv	2	0	0	2
Hahnav	44	15	4	25	Miclig	2	1	1	0
Zorman	38	18	4	16	Oxyhet	2	0	2	0
Ozypul	28	8	12	8	Partug	2	0	2	0
Dralap	24	11	4	9	Phlfas	2	2	0	0
Peltri	21	10	0	11	Phrnig	2	1	0	1
Xyskoc	21	5	8	8	Tenten	2	2	0	0
Hapdal	17	2	8	7	Agyequ	1	1	0	0
Zelatr	17	5	10	2	Asapha	1	1	0	0
Bercln	15	0	2	13	Autalb	1	0	1	0
Pelbre	14	2	12	0	Chainf	1	0	0	1
Erapic	13	6	4	3	Chanig	1	0	1	0
Gnaluc	12	9	0	3	Cludiv	1	0	0	1
Civpyg	10	1	3	6	Dracup	1	0	1	0
Talaeq	10	3	3	4	Drapub	1	1	0	0
Nomexo	9	0	7	2	Eriaut	1	1	0	0
Agyrur	8	1	7	0	Eurruf	1	1	0	0
Xysfer	8	0	6	2	Evamic	1	0	1	0
Alostr	7	1	3	3	Gnalug	1	0	0	1
Arcflg	7	0	2	5	Gonlat	1	0	1	0
Erafue	7	7	0	0	Helaur	1	1	0	0
Zorpar	7	1	6	0	Helfla	1	1	0	0
Hypatb	6	1	4	1	Herobl	1	0	1	0
Lashlr	6	0	2	4	Ibecan	1	1	0	0
Latsti	6	4	1	1	Manaca	1	0	1	0
Pelarc	6	2	0	4	Ostmel	1	1	0	0
Pelser	6	0	6	0	Ozysca	1	0	0	1
Hapkut	5	2	0	3	Parnig	1	1	0	0
Micalb	5	5	0	0	Phlcin	1	1	0	0
Walmon	5	2	1	2	Phuchr	1	0	0	1
Enoqua	4	1	0	3	Pismir	1	0	0	1
Phrmin	4	3	0	1	Porgen	1	0	1	0
Psasab	4	3	0	1	Porveg	1	1	0	0
Sertes	4	3	0	1	Praduf	1	0	0	1
Silnit	4	1	3	0	Rungra	1	1	0	0
Xyserr	4	0	2	2	Scocel	1	0	0	1
Zelseg	4	3	1	0	Silbon	1	1	0	0
Zodrub	4	1	0	3	Synatb	1	0	0	1
Aloacu	3	3	0	0	Titqua	1	1	0	0
Alopul	3	0	3	0	Xyscri	1	0	0	1
Ateluc	3	2	0	1	Zelgal	1	1	0	0
Calnoc	3	3	0	0	Zelpet	1	1	0	0

Annexe 7 : Tableau des valeurs moyennes (\pm écart-type) des indices de diversité (richesse spécifique, indice de Shannon, indice de Piélou et abondance) selon la modalité de pâturage (brebis, chevaux domestiques, chevaux de Przewalski) et des résultats des comparaisons statistiques obtenus à l'aide du package emmeans (niveau de confiance : 0,95) (estimate et p-values). Les p-values significatives ont été indiquées en rouge.

Indice de diversité	Modalité	Valeur moyenne \pm sd	Comparaisons	estimate	p-value
Richesse spécifique	Brebis	8,317 \pm 2,706	Chevaux domestiques vs Brebis	-1,15	0,4359
	Chevaux domestiques	7,238 \pm 3,003	Chevaux domestiques vs Przewalski	-1,81	0,0823
	Cheveaux de Przewalski	9,029 \pm 3,12	Brebis vs Przewalski	-0,66	1
Indice de Shannon	Brebis	1,682 \pm 0,448	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,315	0,0298
	Chevaux domestiques	1,368 \pm 0,447	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,515	0,0002
	Cheveaux de Przewalski	1,887 \pm 0,473	Brebis vs Przewalski	-0,2	0,3297
Indice de Piélou	Brebis	0,811 \pm 0,166	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,0949	0,0309
	Chevaux domestiques	0,727 \pm 0,132	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,158	0,0001
	Cheveaux de Przewalski	0,867 \pm 0,173	Brebis vs Przewalski	-0,0632	0,2726
Abondance totale	Brebis	22,683 \pm 14,159	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,0283	0,9867
	Chevaux domestiques	22,762 \pm 12,922	Chevaux domestiques vs Przewalski	0,7792	0,799
	Chevaux de Przewalski	18,286 \pm 9,874	Brebis vs Przewalski	0,1474	0,7037

Annexe 8 : Tableau des abondances moyennes (\pm écart-type) des espèces d'araignée selon la modalité de pâturage (brebis, chevaux domestiques, chevaux de Przewalski) et des résultats des comparaisons statistiques obtenus à l'aide du package emmeans (niveau de confiance : 0.95) (estimate et p-values). Ces analyses font suite à une Anova ayant une p-value de $8,004e-05$. Les p-values significatives ont été indiquées en rouge. Seules les espèces ayant une abondance totale strictement supérieure à 21 individus ont été analysées.

Espèce	Modalité	Valeur moyenne \pm sd	Comparaisons	estimate	p-value
Abondance (Nombre d'individus)					
<i>Alopecosa albofasciata</i>	Brebis	1,417 \pm 0,793	Chevaux domestiques vs Brebis	0,18615	1,00
	Chevaux domestiques	1,636 \pm 1,027	Chevaux domestiques vs Przewalski	0,07118	1,00
	Chevaux de Przewalski	1,667 \pm 0,778	Brebis vs Przewalski	-0,11497	1,00
<i>Alopecosa barbipes</i>	Brebis	1,316 \pm 0,671	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,1964	1,00
	Chevaux domestiques	1,222 \pm 0,441	Chevaux domestiques vs Przewalski	0,04198	1,00
	Chevaux de Przewalski	1 \pm 0	Brebis vs Przewalski	0,23838	1,00
<i>Alopecosa cuneata</i>	Brebis	1,846 \pm 1,068	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,32548	1,00
	Chevaux domestiques	1 \pm 0	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,48956	1,00
	Chevaux de Przewalski	1,545 \pm 0,820	Brebis vs Przewalski	-0,16408	1,00
<i>Alopecosa cursor</i>	Brebis	2,926 \pm 2,252	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,92182	0,0046
	Chevaux domestiques	1,389 \pm 0,502	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,85181	0,0124
	Chevaux de Przewalski	2,913 \pm 1,756	Brebis vs Przewalski	0,07002	1,00
<i>Argenna subnigra</i>	Brebis	1,385 \pm 1,387	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,17306	1,00
	Chevaux domestiques	1,357 \pm 0,633	Chevaux domestiques vs Przewalski	0,00254	1,00
	Chevaux de Przewalski	1,250 \pm 0,452	Brebis vs Przewalski	0,1756	1,00
<i>Drassodes lapidosus</i>	Brebis	1,222 \pm 0,441	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,31011	1,00
	Chevaux domestiques	1,5 \pm 0,707	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,23718	1,00
	Chevaux de Przewalski	1,222 \pm 0,441	Brebis vs Przewalski	0,07293	1,00
<i>Drassodes praeficus</i>	Brebis	1,857 \pm 1,292	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,0996	1,00
	Chevaux domestiques	1,727 \pm 1,104	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,09469	1,00
	Chevaux de Przewalski	1,6 \pm 0,894	Brebis vs Przewalski	0,00492	1,00
<i>Gnaphosa opaca</i>	Brebis	2,789 \pm 2,347	Chevaux domestiques vs Brebis	0,00588	1,00
	Chevaux domestiques	3,571 \pm 3,944	Chevaux domestiques vs Przewalski	0,58722	0,1271
	Chevaux de Przewalski	1,611 \pm 0,979	Brebis vs Przewalski	0,58134	0,1508
<i>Hahnla nava</i>	Brebis	3 \pm 2,449	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,91015	0,493
	Chevaux domestiques	1,333 \pm 0,577	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,62287	0,9398
	Chevaux de Przewalski	2 \pm 1,954	Brebis vs Przewalski	0,28728	1,00
<i>Haplodrassus signifer</i>	Brebis	1,471 \pm 0,624	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,29741	1,00
	Chevaux domestiques	1,143 \pm 0,363	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,42309	0,8751
	Chevaux de Przewalski	1,5 \pm 0,798	Brebis vs Przewalski	-0,12568	1,00
<i>Ozyptila pullata</i>	Brebis	1 \pm 0	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,00593	1,00
	Chevaux domestiques	1,333 \pm 0,5	Chevaux domestiques vs Przewalski	0,01027	1,00
	Chevaux de Przewalski	1 \pm 0	Brebis vs Przewalski	0,0162	1,00
<i>Pardosa bifasciata</i>	Brebis	7,967 \pm 5,524	Chevaux domestiques vs Brebis	0,28526	0,3085
	Chevaux domestiques	11,829 \pm 6,086	Chevaux domestiques vs Przewalski	0,92638	<,0001
	Chevaux de Przewalski	4,612 \pm 4,738	Brebis vs Przewalski	0,64112	0,0026
<i>Pardosa monticola</i>	Brebis	12,824 \pm 17,949	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,54947	0,0558
	Chevaux domestiques	5,632 \pm 4,017	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,12444	1,00
	Chevaux de Przewalski	5,211 \pm 4,602	Brebis vs Przewalski	0,42503	0,2144
<i>Thanatus arenarius</i>	Brebis	1,588 \pm 0,795	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,16303	1,00
	Chevaux domestiques	1,529 \pm 0,874	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,19311	1,00
	Chevaux de Przewalski	1,609 \pm 0,941	Brebis vs Przewalski	-0,03008	1,00
<i>Zora manicata</i>	Brebis	1,333 \pm 0,651	Chevaux domestiques vs Brebis	-0,23326	1,00
	Chevaux domestiques	1 \pm 0	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,26603	1,00
	Chevaux de Przewalski	1,308 \pm 0,855	Brebis vs Przewalski	-0,03277	1,00

Annexe 9 : Tableau des valeurs moyennes (\pm écart-type) des indices fonctionnels (richesse fonctionnelle, équitabilité fonctionnelle, dispersion fonctionnelle et moyenne pondérée de la communauté en termes de taille corporelle (exprimé en millimètre)) selon la modalité de pâturage (brebis, chevaux domestiques, chevaux de Przewalski) et des résultats des comparaisons statistiques obtenus à l'aide du package emmeans (niveau de confiance : 0,95) (estimate et p-values) sauf pour la moyenne pondérée de la communauté qui dépend des résultats du test de comparaison par paire de Wilcoxon. Les p-values significatives ont été indiquées en rouge.

Indice fonctionnel	Modalité	Valeur moyenne \pm sd	Comparaisons	estimate	p-value
Richesse fonctionnelle	Brebis	8,195 \pm 2,619	Chevaux domestiques vs Brebis	0,795	0,8916
	Chevaux domestiques	7,538 \pm 2,563	Chevaux domestiques vs Przewalski	-1,797	0,0721
	Cheveaux de Przewalski	9,206 \pm 2,826	Brebis vs Przewalski	-1,002	0,5938
Équitabilité fonctionnelle	Brebis	0,727 \pm 0,129	Chevaux domestiques vs Brebis	0,0592	0,2537
	Chevaux domestiques	0,671 \pm 0,156	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,092	0,0313
	Cheveaux de Przewalski	0,762 \pm 0,085	Brebis vs Przewalski	-0,0329	1
Dispersion fonctionnelle	Brebis	0,3527 \pm 0,115	Chevaux domestiques vs Brebis	0,0448	0,3115
	Chevaux domestiques	0,3075 \pm 0,086	Chevaux domestiques vs Przewalski	-0,1026	0,0013
	Cheveaux de Przewalski	0,411 \pm 0,080	Brebis vs Przewalski	-0,0578	0,1206
CWM (Taille corporelle)	Brebis	5,553 \pm 1,009	Chevaux domestiques vs Brebis		0,0041
	Chevaux domestiques	5,318 \pm 0,728	Chevaux domestiques vs Przewalski		1,80E-06
	Chevaux de Przewalski	5,986 \pm 1,430	Brebis vs Przewalski		0,1345