



HAL
open science

Maintien de la multifonctionnalité des prairies permanentes et adaptation des systèmes fourragers au changement climatique dans le Massif central

Lucie Allart

► **To cite this version:**

Lucie Allart. Maintien de la multifonctionnalité des prairies permanentes et adaptation des systèmes fourragers au changement climatique dans le Massif central. Agronomie. Université Clermont Auvergne, 2024. Français. NNT : 2024UCFA0047 . tel-04708913

HAL Id: tel-04708913

<https://theses.hal.science/tel-04708913v1>

Submitted on 25 Sep 2024

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

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



Université Clermont Auvergne – Clermont-Ferrand

Ecole Doctorale des Sciences de la Vie, Santé, Agronomie, Environnement

Unité Mixte de Recherche sur les Herbivores
(Université Clermont Auvergne, VetAgro Sup, INRAE)

Thèse présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur d'université
Spécialité : Gestion de l'Environnement

**Maintien de la multifonctionnalité des prairies permanentes et
adaptation des systèmes fourragers au changement climatique dans
le Massif central**

Lucie Allart

Composition du jury :

Magali Jouven	Professeure à Montpellier SupAgro (Présidente)
Clélia Sirami	Directrice de recherche à INRAE (Rapportrice)
Sébastien Couvreur	Enseignant-Chercheur à ESA Angers (Rapporteur)
Anne Bonis	Directrice de recherche, CNRS (Examinatrice)
Gilles Martel	Chargé de recherche à INRAE (Examineur)
Bertrand Dumont	Directeur de recherche, INRAE (Directeur de thèse)

Membres invités :

Nicolas Gross	Chargé de recherche à INRAE (Co-encadrant)
Frederic Joly	Chargé de recherche à INRAE (Co-encadrant)

Thèse soutenue le 24 juin 2024

Remerciements

Je tiens à remercier l'ensemble des personnes sans qui la réalisation de cette thèse n'aurait pas été possible, à commencer par mon équipe d'encadrement.

Merci à **Bertrand Dumont**, mon directeur, qui a été un véritable soutien au cours de cette thèse, pour sa direction précieuse, et ses hauts standards d'exigence qui ont permis à cette thèse d'être ce qu'elle est. Je ferai de mon mieux pour garder ce niveau d'exigence dans la suite de mon parcours scientifique.

Merci à **Nicolas Gross**, pour l'initiation à l'écologie prairiale qui m'a permis d'entrer rapidement dans mon sujet et l'accompagnement précieux dont tu m'as fait bénéficier sur la dimension écologique de cette thèse.

Merci à **Frédéric Joly** pour tes conseils quant aux concepts de services écosystémiques, la multifonctionnalité mais aussi tes questions qui m'ont parfois permis d'éclairer des zones d'ombres que je n'avais parfois même pas identifiées.

Merci à **Claire Mosnier** pour avoir maintenu un encadrement positif et souriant même après que tu n'aies plus été « officiellement » encadrante et depuis l'autre bout du monde.

Merci aux membres de mon comité de thèse, **Pascal Carrère, Julien Pottier et Rodolphe Sabatier**. Suivre l'évolution d'une thèse de loin ne doit pas être un exercice facile, *a fortiori* dans le cadre d'une thèse interdisciplinaire. Cependant, vous avez réussi à m'apporter un regard extérieur pertinent et des conseils nombreux à avoir été intégrés dans ce projet et structurants dans le manuscrit.

Merci ensuite aux chercheurs ayant accepté d'évaluer ce travail : **Magali Jouven, Clélia Sirami, Sébastien Couvreur, Gilles Martel et Anne Bonis**. Merci pour l'intérêt que vous avez porté à mon travail. Les rapports comme les échanges lors de ma soutenance ont été intéressants et pertinents, mais aussi d'une grande bienveillance ce qui me permet de garder un très beau souvenir de ma

soutenance de thèse. Vos conseils, commentaires et questions me seront très utiles dans la suite de la valorisation de mon travail.

Merci **aux partenaires de la Typologie Multifonctionnelle des Prairies du Massif Central** de m'avoir autorisée à utiliser les bases de données issues des projets Prairies AOP, ATOUS et AEOLE. Merci, **Jean-Noël Galliot**, pour ta disponibilité et ton aide lors de la prise en main de ces bases de données. Merci également aux collègues des **Chambres d'Agriculture du Puy-de-Dôme, du Cantal, de l'Aveyron** pour m'avoir mise en contact avec les agriculteurs enquêtés. Enfin, évidemment, merci aux **agriculteurs enquêtés**, que le RGPD m'empêche de nommer, de m'avoir accordé de leur temps pour répondre à mes nombreuses questions.

Merci aux collègues de l'équipe COMETE **Patrick, Géraldine, Marc, Jean-Joseph, Dominique, Sandrine, Anna, Larissa, Cian, Marzia, Chantale, Gilles**, où j'ai été accueillie au cours de cette thèse, pour les pauses café animées sur l'élevage, ses enjeux, l'écologie, la recherche, parfois la politique, l'actualité. Merci en particulier à **Anne** pour les débats, échanges autour du féminisme et de l'écologie en particulier mais aussi pour les conseils en statistique. « *On a toujours besoin de statisticiens chez soi* ».

Merci aux amis rencontrés au cours de ces trois ans à commencer par **Abdel**, mon jumeau de thèse, « co-bureau », meilleur ami. Ton intelligence, ta sensibilité, ton sens de l'observation et ta générosité n'ont eu de cesse de m'impressionner au cours de ces trois ans, qui n'auraient pas pu être aussi géniaux sans toi. **Camille**, ta force de caractère, ton humour et ton écoute m'ont sorti la tête de l'eau à de nombreuses reprises, merci pour tout cela. **Mélia**, merci pour ta douceur et ta gentillesse, depuis nos pauses cigarettes à Techno 2000 jusqu'à ta nouvelle vie à Toulouse. Merci également de continuer à venir nous voir malgré le froid auvergnat et nos petites routes de montagne. Merci tous les trois pour le soutien énorme apporté au cours de ces trois ans. Merci **Chris et Pat de l'Epicologie** d'avoir été le QG de ce quatuor pas comme les autres.

Merci aux doctorants et post-doctorants de Theix **Lucille, Pauline, Maëva, Charles, Valentin, Moïse, Josias**, pour avoir enrichi ces trois ans de l'atmosphère chaleureuse si particulière à Theix.

Merci aux copains rencontrés depuis deux ans hors du cadre académique, en particulier **Mathilde, Milou, Batou, Aude, Henri, Johann, Ronan, Jean-Phi, Karim, Thev** pour m'avoir sortie du monde de la recherche quand j'en avais besoin. Et bien sûr, merci **Ginette**.

Merci à ma famille pour leur soutien, non seulement lors de ces trois ans mais tout au long de mes études. Merci à mes parents de m'avoir transmis une nature entêtée (si, si, je crois bien que ça vient de vous), l'envie de toujours mieux faire, et de chercher l'épanouissement dans le travail.

Merci enfin à **Mathieu**, mon compagnon (compagnon ?) pour ton soutien indéfectible, pour me montrer toujours le positif dans les moments difficiles, pour ton humour, ta patience, bref, ton amour. Tu sais toujours quoi dire pour me faire prendre du recul, crucial pour une thèse mais aussi pour notre futur ensemble. Merci pour cette nouvelle vie à deux dans le Sancy entourés de notre ménagerie. Comme je suis heureuse que tu aies raté ton train il y a deux ans !

Environnement scientifique

Cette thèse a été écrite entre le 8 mars 2021 et le 24 avril 2024 à l'UMR Herbivores, INRAE-VetAgro Sup, France. J'ai passé ces trois années universitaires inscrites à l'Université Clermont Auvergne (UCA) à l'Ecole Doctorale des Sciences de la Vie, de la Santé, de l'Agronomie et de l'Environnement.

Ce travail de thèse a été financé par le Contrat Plan Etat Région SYMBIOSE de la Région Auvergne-Rhône-Alpes. L'accès aux bases de données Prairies AOP, AEOLE et ATOUS ont été permises par Pascal Carrère, Jean-Noël Galliot et tous les partenaires de la Typologie multifonctionnelle des Prairies du Massif Central (<https://projets.cbnmc.fr/prairies/actions/typologie-massif-central>). La prise de contact avec les éleveurs interrogés pour les chapitres 2 et 3 a été permise par les Chambres Départementales d'Agriculture du Puy-de-Dôme, du Cantal, et d'Aveyron. Les frais de fonctionnement nécessaires à la réalisation de ces entretiens ont été assurés par le projet PRABIES financé par le méta programme BIOSEFAIR. Les deux derniers mois d'écriture ont été financés par le département INRAE-PHASE (Physiologie Animale et Systèmes d'Elevage) et le projet Européen Agroecology-TRANSECT. Agroecology-TRANSECT a reçu des financements du programme de recherche et innovation Horizon Europe sous l'accord de bourse N101060816. Les points de vue et opinions exprimés sont ceux de l'autrice (et co-auteurs dans les publications) seulement et ne reflètent pas nécessairement ceux de l'Union Européenne ou de la European Research Executive Agency; ni l'Union Européenne ni l'autorité de financement ne peuvent être tenues responsable des points de vue exprimés ici.

RESUME

Les prairies permanentes sont multifonctionnelles et rendent ainsi de nombreux services écosystémiques à la société. Elles sont menacées par le changement climatique et par l'intensification des pratiques agricoles qui les menacent de dégradation (i.e. baisse de biodiversité et de leur capacité à fournir des services). Elles reculent sous l'effet de la conversion de leurs surfaces au profit des cultures. Deux enjeux sont alors à concilier: i) maintenir la diversité de services que les prairies permanentes rendent à la société et ii) adapter les systèmes fourragers au changement climatique. Le cadre des systèmes d'élevage qui combine un système biotechnique et un système décisionnel est ici utilisé pour analyser les effets directs et indirects du changement climatique sur les prairies permanentes. Les effets directs sont les évolutions des prairies sous l'effet de variations du climat, et les effets indirects sont les évolutions des prairies en réponse aux adaptations des éleveurs au changement climatique.

Afin de comprendre les effets directs du changement climatique sur les prairies permanentes, nous avons utilisé les relevés botaniques précédemment réalisés pour établir une typologie fonctionnelle des prairies du Massif central. Leur distribution le long de gradients d'altitude et de latitude, indépendamment des facteurs de gestion, nous a permis d'étudier l'effet du changement climatique sur la multifonctionnalité des prairies permanentes selon les modes de fertilisation et leur richesse spécifique. Grâce à un modèle d'équation structurelle, nous avons identifié la richesse spécifique comme variable pivot des effets de la fertilisation et du climat. L'élévation de la température annuelle moyenne conditionne la baisse de leur biodiversité et de leur multifonctionnalité.

Par la suite, nous avons interrogé 15 éleveurs bovins laitiers du Massif central sur leurs perceptions du changement climatique, de leurs prairies permanentes et analysé comment ces perceptions influencent leurs stratégies d'adaptation au changement climatique. Nous avons observé un effet marqué du contexte climatique avec un fort contraste entre les zones collinéennes du sud du Massif central, où les éleveurs font déjà face à des sécheresses prononcées et à des températures estivales

élevées, et les autres zones. Dans ces dernières, la perception des prairies permanentes reste positive et leur diversité inter- et intra-parcelle est à la base des stratégies d'adaptation mises en œuvre par les éleveurs. Au sud du Massif central, les éleveurs insistent plus sur les dis-services liés à l'utilisation des prairies permanentes, et fondent leur stratégie d'adaptation sur un assolement dans lequel ils ont intégré des prairies temporaires, des cultures fourragères et des arbres.

Enfin, grâce à notre modèle d'équation structurale, nous avons simulé l'effet d'une élévation de la température moyenne de 1,5°C sur l'évolution de la multifonctionnalité de prairies permanentes que les éleveurs jugeaient représentatives de leur système. Nous avons également distingué les exploitations selon la part de prairies permanentes dans la surface agricole. Cette analyse révèle que les phénomènes de dégradation et de conversion des prairies permanentes au profit des cultures ne touchent pas toutes les exploitations de la même manière. Dans certaines, la conversion de certaines parcelles préserve des prairies permanentes peu fertilisées sur une autre partie du parcellaire.

Cette thèse met en évidence l'importance de combiner des approches écologiques et socio-cognitives pour comprendre les voies par lesquelles le changement climatique influence la gestion des écosystèmes prairiaux. Les apports de notre travail sur la perception qu'ont les éleveurs herbagers des prairies permanentes, et sur les freins à l'adaptation pourront être mobilisés par le conseil aux éleveurs, afin de les accompagner dans les transitions permettant de faire face aux défis climatiques et écologiques.

Mots clefs : prairies, montagne, services écosystémiques, multifonctionnalité, adaptation, changement climatique, résilience, système d'élevage, équation structurale, entretiens semi-directifs, modèle socio-cognitif, perception

ABSTRACT

Permanent grasslands are multifunctional and provide many ecosystem services. They are, however, threatened by both climate change and the intensification of agricultural practices, which leads to degradation (i.e. to biodiversity losses and less ecosystem services). Conversion to arable land is another threat on biodiversity. Two issues therefore need to be reconciled: i) maintaining the diversity of services that permanent grasslands provide to society, and ii) adapting forage systems to climate change. The livestock production systems framework, which combines a production system and decision-making system, is used here to analyse the direct and indirect effects of climate change on permanent grasslands. The direct effects are changes in grassland under the effects of climate variation, and the indirect effects are changes in grassland in response to adaptations by farmers.

In order to understand the direct effects of climate change on permanent grasslands, we used the botanical surveys previously carried out to establish a functional typology of grasslands in the Massif Central. Their distribution along gradients of altitude and latitude, independently of management factors, enabled us to study the effect of climate change on the multifunctionality of permanent grasslands according to fertilisation and their species richness. Using a structural equation model, we identified species richness as the pivotal variable in the effects of mineral and organic fertilisation, and climate on grassland multifunctionality. A rise in the average annual temperature is associated with a decline in grassland biodiversity and multifunctionality.

We then interviewed 15 dairy farmers in the Massif Central about their perceptions of climate change and permanent grasslands, and analysed how these perceptions influenced their strategies for adapting to climate change. We observed a marked effect of the climatic context, with a contrast between the southern Massif Central lowlands, where farmers already experienced pronounced droughts and high summer temperatures, and the other areas. In the latter areas, the perception of permanent grassland remains positive, and its diversity within and between plots is the basis of the adaptation strategies implemented by farmers. In the south of the Massif Central, farmers place more

emphasis on the dis-services associated with the use of permanent grassland, and base their adaptation strategy on a crop rotation in which they have integrated temporary grassland, fodder crops and trees.

Finally, using our structural equation model, we simulated the effect of a 1.5°C rise in mean temperature on changes in the multifunctionality of permanent grassland that farmers considered to be representative of their system. We also distinguished between farms according to the proportion of permanent grassland in their agricultural area. This analysis shows that the degradation and conversion of permanent grassland to crops does not affect all farms in the same way. On some farms, the conversion of certain grasslands to crop rotations preserves permanent grassland that receive little fertilisation on other plots of the farm.

This thesis highlights the importance of combining ecological and socio-cognitive approaches in order to understand the different ways in which climate change influences the management of grassland-based farms. The results of our work on grazing farmers' perceptions of permanent grassland and on the barriers and lock-ins to adaptation could be used by farm advisors, to help farmers make the transitions needed to adapt to current climatic and ecological challenges.

Keywords: grasslands, uplands, ecosystem services, multifunctionality, adaptation, climate change, resilience, livestock system, structural equation modelling, semi-structured interviews, socio-cognitive model, perception

Table des matières

Remerciements	2
Environnement scientifique	5
RESUME	6
ABSTRACT	8
ETAT DE L'ART	14
I – PRAIRIES & ELEVAGE HERBAGER.....	14
I 1) Les prairies semi-naturelles sont des écosystèmes multifonctionnels	14
I 2) L'usage des prairies semi-naturelles par l'élevage herbager	16
II – LE CHANGEMENT CLIMATIQUE	17
II 1) Pressions du changement climatique sur les prairies semi-naturelles	18
II 2) Pressions sur l'activité d'élevage.....	18
III – LES ADAPTATIONS DU SYSTEME FOURRAGER AU CHANGEMENT CLIMATIQUE	19
III 1) Différentes adaptations du système fourrager	20
III 2) Les processus qui déterminent le choix de stratégie d'adaptation	22
DEMARCHE DE LA THESE	26
I - COMBINER UNE APPROCHE ECOLOGIQUE A L'ECHELLE DE LA COMMUNAUTE VEGETALE ET UNE APPROCHE « SOCIO-COGNITIVE » A L'ECHELLE DU SYSTEME FOURRAGER	26
II - COMPARER DIFFERENTS CLIMATS PLUTOT QUE DES SERIES TEMPORELLES POUR APPROCHER LE CHANGEMENT CLIMATIQUE : INTERET DU MASSIF CENTRAL	28
III - UTILISER DES DONNEES DE FERMES COMMERCIALES POUR COMPRENDRE DES SITUATIONS HETEROGENES.....	31
IV - PRESENTATION DES CHAPITRES : OBJECTIFS ET HYPOTHESES	32
Chapitre 1 – Publication 1 : Species richness: a pivotal factor mediating the effects of land use intensification and climate on grassland multifunctionality	36
ABSTRACT	36
INTRODUCTION	38
MATERIALS & METHODS	41
Site selection	41
Climate, topography, soil and management data	42
Biodiversity data.....	43
ES data	44
Data preparation	44
Statistical analyses.....	45
RESULTS.....	47
Predictor importance: species richness drives grassland multifunctionality.....	47

Direct effects of climate, management and species richness on multifunctionality	49
DISCUSSION	53
Temperature mediates the effects of biodiversity and fertilization on multifunctionality	54
Fertilization increases the dependency of grassland multifunctionality on climate	55
Increasing trade-offs among ESs in a warming climate	57
CONCLUSION	57
Chapitre 1 – 2 : Annexe du Chapitre 1	59
Effets de la richesse spécifique, du climat et de la fertilisation sur les services écosystemiques	59
MATERIEL ET METHODES	59
RESULTATS.....	60
DISCUSSION ET CONCLUSION.....	63
Chapitre 2 – Publication 2	65
Farmers’ perceptions of permanent grasslands and their intentions to adapt to climate change influence their resilience strategy.....	65
ABSTRACT	65
INTRODUCTION	67
MATERIAL AND METHODS	69
Geographical context of the farms.....	71
Perception of risk and farmer intention to adapt to climate change	73
Perception of permanent grasslands	74
Farmers’ adaptation strategies	74
RESULTS.....	75
Perception of risk and farmer intention to adapt to climate change	75
Perception of permanent grasslands	77
Farmers’ adaptation strategies	78
DISCUSSION	82
Consistencies among perceptions, farm locations and adaptation strategies	82
Factors that can promote or inhibit adaptation intentions	85
Implications of contrasting adaptation strategies for landscape sustainability	87
CONCLUSION	88
Chapitre 3 - Compromis entre maintien des surfaces en prairies permanentes et dégradation dans les systèmes fourragers herbagers les systèmes laitiers herbagers du Massif central	89
RESUME	89
INTRODUCTION	90
MATERIELS ET METHODE	91
1) Données.....	91

2) Simuler l'évolution de la multifonctionnalité des prairies en fonction de la température et des pratiques de fertilisation.....	92
3) Caractériser les systèmes d'élevage.....	94
RESULTATS.....	95
1) Impact de l'élévation de la température sur la multifonctionnalité des prairies selon les pratiques de fertilisation et l'altitude	95
2) Relation entre maintien des prairies permanentes, dégradation et contexte géographique ..	96
3) Relations entre la gestion des prairies permanentes et les systèmes	98
4) Relations entre dégradation des prairies permanentes et perception des éleveurs.....	99
DISCUSSION.....	99
1) Une dégradation possiblement sous-évaluée	100
2) Complexité des facteurs renforçant la dégradation	101
3) Compatibilité des objectifs de production laitière avec le maintien de la multifonctionnalité	102
CONCLUSION.....	104
DISCUSSION DE LA THESE.....	105
I – LE CHANGEMENT CLIMATIQUE MENACE LES INTERACTIONS POSITIVES ENTRE ELEVEURS ET PRAIRIES PERMANENTES MULTIFONCTIONNELLES	106
I 1) Interactions éleveurs-prairies permanentes mises en évidence par l'étude.....	106
I 2) Impact du changement climatique sur ces interactions	107
II – DES OBJECTIFS DESORMAIS DIVERGENTS A CONCILIER.....	110
II 1) Objectifs à concilier et leur sensibilité aux fonctions et indicateurs considérés	110
II 2) Vision et indicateurs des éleveurs vs vision et indicateurs écologiques.....	112
III – LA BIODIVERSITE DANS L'ADAPTATION AU CHANGEMENT CLIMATIQUE.....	114
III 1) Effets de la fertilisation et conversion sur la biodiversité à l'échelle de la parcelle	115
III 2) A l'échelle du système fourrager	117
IV – APPROCHES METHODOLOGIQUE.....	120
IV 1) Avancées permises par l'interdisciplinarité	120
IV 2) Difficultés de la méthodologie appliquée à un cadre interdisciplinaire	122
V – CONCLUSION.....	126
Déclaration éthique.....	128
REFERENCES	129
ANNEXES.....	142
Annexes Chapitre 1	142
Annexes Chapitre 1 – 2.....	155
Annexe Chapitre 2	156
DEFINITIONS ET ABBREVIATIONS.....	161

LISTE DES FIGURES..... 162
LISTE DES TABLES..... 165
LISTE DES PUBLICATIONS ET COMMUNICATIONS..... 166

ETAT DE L'ART

I – PRAIRIES & ELEVAGE HERBAGER

I 1) Les prairies semi-naturelles sont des écosystèmes multifonctionnels

Dixon et al. (2014) ont donné une définition des prairies à l'échelle mondiale comme «*un type de zone non humide avec un couvert végétal d'au moins 10 %, dominé ou codominé par des graminées et des plantes herbacées, et où les arbres forment un couvert à une seule couche avec soit moins de 10 % de couverture et 5 m de hauteur (zone tempérée)* ». En Europe, la prairie est avant tout définie au sens agricole comme surface en herbe (PAC, 2023). Historiquement, les prairies européennes descendent de paysages herbacés ouverts issus de perturbations du couvert forestier liées à l'herbivorie sauvage avant l'apparition de *Homo sapiens* en Europe (Pearce et al., 2023). A l'apparition de l'agriculture, l'élevage a poussé à maintenir des surfaces en herbe par et pour le pâturage des herbivores domestiques.

Aujourd'hui la plupart des prairies d'Europe sont issues de l'activité humaine et sont ainsi considérées semi-naturelles (Veen et al., 2014). Les prairies semi-naturelles nécessitent d'être pâturées ou fauchées pour leur entretien, et seraient généralement envahies par des plantes ligneuses si elles étaient abandonnées (Queiroz et al., 2014) contrairement aux prairies naturelles où l'invasion des prairies par des ligneux est limitée par les conditions abiotiques (e.g. climat froid en climat alpin). Les prairies semi-naturelles sont des écosystèmes agricoles qualifiés de « haute valeur naturelle » (Veen et al., 2014) du fait de l'importante biodiversité qu'elles hébergent. Elles se distinguent ainsi des prairies artificielles temporaires, semées et labourées régulièrement qui abritent moins d'espèces.

La biodiversité des prairies rend de nombreux services aux sociétés humaines : les services écosystémiques (Bardgett et al., 2021; Bengtsson et al., 2019). Leur définition varie dans littérature (Fisher et al., 2009) (e.g. « *représentent les bénéfices que les populations humaines obtiennent, directement ou indirectement, des fonctions des écosystèmes* » (Costanza et al., 1997); « *les bénéfices*

que les populations obtiennent des écosystèmes » Millenium Ecosystem Assessment, 2005) mais nous retiendrons celle, plus récente, de Haines-Young and Potschin, 2018: « *la contribution des écosystèmes au bien-être humain* ». Parmi ces services, on compte les services dits *d'approvisionnement* (i.e. relatifs à la production de biomasse) cités ci-dessus, les services de *régulation* (e.g. régulation biologique de ravageurs de cultures, hébergement de pollinisateurs, stock de carbone) et les services *culturels* (e.g. services récréatifs, tourisme) (Haines-Young and Potschin, 2018).

La capacité des écosystèmes à fournir différents services de manière simultanée est la *multifonctionnalité* (Byrnes et al., 2014). Cette propriété des écosystèmes est primordiale pour le bien-être des sociétés puisque tous les services fournis par les écosystèmes assurent un environnement viable dont les sociétés humaines peuvent bénéficier. C'est pourquoi la multifonctionnalité a d'abord été étudiée en accordant la même importance aux différents services écosystémiques (Cardinale et al., 2012; Isbell et al., 2011). Des compromis entre différents services (Lavorel et al., 2011; Martin et al., 2014; Mahaut et al., 2023) rendent difficile la mesure de la multifonctionnalité comme une simple agrégation de services. Byrnes et al. (2014) recommandent la prise en compte de ces compromis en mesurant la fourniture de différents services à différents seuils. Si le lien entre multifonctionnalité et richesse spécifique a été mis en évidence, il est variable selon les méthodes ou les contexte des études (e.g. le nombre de services écosystémiques pris en compte dans le calcul de la multifonctionnalité fait varier la relation richesse spécifique végétale - multifonctionnalité (Meyer et al., 2018), le climat fait varier la relation entre la biodiversité des micro-organismes du sol et la multifonctionnalité ou entre la richesse spécifique végétale et la multifonctionnalité (Jing et al., 2015)). Cependant, dans le cas de prairies semi-naturelles, les prairies sont dépendantes de l'usage qu'en fait le gestionnaire qui ne considère pas forcément tous les services comme également important (Bardgett et al., 2021; Neyret et al., 2021; Manning et al., 2018). Il peut ainsi choisir de favoriser certains services plus que d'autres, possiblement aux dépends de la biodiversité et des services dépendants de compromis (e.g. dans un des sites d'étude de Neyret et al., 2021, la valeur esthétique et la production de fourrage sont deux

services très négativement corrélés : si un éleveur maximise sa production de fourrage dans ce cas-là, il réduira le service de valeur esthétique).

1.2) L'usage des prairies semi-naturelles par l'élevage herbager

L'élevage herbager, en plus d'entretenir les prairies semi-naturelles, permet de convertir une ressource de fibre végétale non consommable par l'Homme (de l'herbe ou des fourrages cultivés) en protéine directement consommable par l'Homme (produit animal), et tire un revenu de la vente de ce produit animal là où les autres services écosystémiques ne sont pas valorisés économiquement. La part de l'herbe dans les rations des animaux est un facteur important de l'efficacité des systèmes d'élevage d'herbivores pour produire des protéines en limitant la concurrence entre alimentations humaine et animale en particulier dans les systèmes laitiers (Laisse et al., 2019), et lorsque les surfaces en herbe sont peu ou pas cultivables (Mottet et al., 2017). L'usage des prairies semi-naturelles diverses permet de gagner en qualité de fourrage (Blaix et al., 2023) et en qualité des produits animaux (l'usage de prairies semi-naturelles dans le Massif Central participe à des produits animaux de haute qualité, (Hulin et al., 2019)). La bonne utilisation des prairies semi-naturelles est un facteur clé de la réussite économique de ces systèmes, e.g. la réduction d'intrants grâce à une bonne gestion du pâturage (Dumont et al., 2013). Ainsi, l'usage de prairies semi-naturelles par l'élevage herbager cristallise de nombreux enjeux et opportunités pour construire un élevage durable même si des progrès sont encore à réaliser, e.g. la part d'aliments possiblement consommables par l'Homme reste importante dans les rations des animaux (Laisse et al., 2019). Au vu de la dépendance des prairies semi-naturelles à l'activité d'élevage (cf ci-dessus) et les bénéfices que l'élevage tire de ces prairies, on parlera d'interactions positives élevage-prairie semi-naturelle.

Cependant, depuis les années 1950s, l'intensification des pratiques agricoles menace la biodiversité des prairies semi-naturelles qui sont parmi les écosystèmes les plus menacés au monde à cause de la conversion de l'utilisation des terres (Newbold et al., 2016) et de la dégradation (Neyret et

al., 2021), et ce même dans des régions d'élevage herbager (e.g. dans le Vercors (Dobremez et al., 2015)). La conversion consiste à changer l'utilisation d'un sol d'une utilisation initiale (e.g. une prairie semi-naturelle) pour une autre utilisation du sol, possiblement une artificialisation ou implantation de cultures. La dégradation consiste en une réduction ou spécialisation de la biodiversité qui altère la capacité des écosystèmes à fournir des services écosystémiques (Bardgett et al., 2021). La première cause de dégradation est la forte intensification de l'usage (Neyret et al., 2021), ce qui regroupe différentes pratiques comme un pâturage chargé (beaucoup d'animaux par rapport à la surface et la capacité du sol à produire de la biomasse), des fauches fréquentes, ou une fertilisation élevée (Blüthgen et al., 2012). Par exemple, dans les prairies allemandes de basse altitude, une forte fertilisation et des événements de coupe ou pâturage fréquents favorisent les espèces à forte croissance aux dépens des espèces à croissance lente et réduit la richesse spécifique végétale, ce qui décroît la multifonctionnalité par effet cascade (Allan et al., 2015). Ainsi les choix de gestion des éleveurs herbagers ont de lourdes conséquences sur le maintien des écosystèmes prairiaux, les services écosystémiques qu'ils rendent et leur multifonctionnalité.

II – LE CHANGEMENT CLIMATIQUE

Le changement climatique implique un décalage des climats mondiaux vers les pôles, donc une augmentation de la température moyenne mondiale (e.g. la température mondiale moyenne de surface entre 2011 et 2020 avait déjà augmenté de 1.1°C depuis 1850-1900 (Lee et al., 2021)). Le changement climatique cause également une augmentation en fréquence et en intensité des aléas climatiques dans de nombreuses régions du monde tels des vagues de chaleurs, et des sécheresses impactant les écosystèmes et l'agriculture (Lee et al., 2021). En France métropolitaine, il est prévu une augmentation de la température moyenne annuelle de 1.5°C en 2050 (Météo France, 2024).

II 1) Pressions du changement climatique sur les prairies semi-naturelles

Le changement climatique vient ajouter une pression supplémentaire à des écosystèmes déjà sous la pression d'une utilisation intensive. Les impacts du changement climatique et de l'intensification de l'usage du sol évoqués plus haut sur les écosystèmes prairiaux ont souvent été étudiés de manière isolée (Rillig et al., 2019). Cependant, la littérature en écologie montre que le changement climatique impacte les écosystèmes simultanément aux autres pressions sur les écosystèmes, comme une gestion intensive (fertilisation élevée, surpâturage, coupes précoces), et que son effet sur les communautés végétales ne peut être évalué sans prendre en compte l'intensification de la gestion (Maestre et al., 2022; Rillig et al., 2021, 2019). E.g. les communautés végétales prairiales suisses gérées plus intensivement, sont plus sensibles à la sécheresse (Stampfli et al., 2018), notamment car les sécheresses expérimentales semblent renforcer la compétition en faveur des espèces les plus compétitives en termes d'acquisition, aux dépens des espèces aux croissances plus lentes, plus conservatrices, et donc plus résistantes à la sécheresse.

II 2) Pressions sur l'activité d'élevage

Le changement climatiques menace les activités d'élevage (Henry et al., 2018), déjà soumises à de nombreuses pressions (incertitude économique (Hostiou et al., 2020), difficile renouvellement démographique (Sutherland, 2023), remises en cause sociétales (Delanoue et al., 2015; Salamon et al., 2014)). Le changement climatique menace entre autres aspects (e.g. santé du troupeau (Skuce et al., 2013)) la production de fourrage avec des chutes drastiques de production primaire déjà observées en Europe à la suite de sécheresses (Ciais et al., 2005). En revanche, les effets observés de l'augmentation de la température annuelle moyenne sur la production primaire (Fraser, 2019) et sur la qualité nutritionnelle du fourrages (Dumont et al., 2015) sont divers. La pression du changement climatique sur la capacité des prairies semi-naturelles à fournir des services d'approvisionnement amène les éleveurs à devoir adapter leur production de fourrage.

Aussi, il a été conceptualisé que le changement climatique peut impacter les écosystèmes semi-naturels tels que les prairies et leurs services écosystémiques de manière directe et indirecte (Lavorel, 2019).

- *Voie directe* : effet de l'évolution du climat sur les écosystèmes, leur biodiversité et leur capacité à fournir des services écosystémiques. L'impact du changement climatique par cette voie dégrade les écosystèmes selon les autres pressions auxquels les écosystèmes sont soumis, notamment l'intensification des pratiques à l'échelle de la communauté végétale (Maestre et al., 2022; Rillig et al., 2021, 2019).
- *Voie indirecte* : découle du besoin des agriculteurs d'adapter leurs pratiques au changement climatique. Les adaptations vont affecter la biodiversité des prairies et ainsi possiblement modifier les services rendus par les écosystèmes présents sur l'exploitation.

Le changement climatique touche à la fois les prairies semi-naturelles et les systèmes d'élevage. L'impact du changement climatique sur les prairies dépend à la fois de pratiques de gestion à l'échelle de la parcelle (que nous nommerons « locale » par la suite) mais aussi de décisions d'adaptation prises par l'éleveur pour adapter leur système fourrager. Aussi, les interactions positives élevage-prairies semi-naturelles sont menacées par le changement climatique en plus d'autres pressions sur les deux partis.

III – LES ADAPTATIONS DU SYSTEME FOURRAGER AU CHANGEMENT CLIMATIQUE

Les systèmes d'élevage peuvent s'adapter au changement climatique en augmentant leur résilience (Rigolot et al., 2019). Cependant la résilience est un concept large qui a eu de nombreuses définitions et applications dans la littérature (Dardonville et al., 2021; Darnhofer, 2014; Urruty et al., 2016) et trouver des leviers pour améliorer la résilience dans les systèmes fourragers a été proposé en élément de réponse au besoin de supporter la production de nourriture face au changement climatique (Tracy et al., 2018). Le changement climatique présente différentes dimensions temporelles. E.g. l'augmentation de la température moyenne ou l'augmentation en fréquence et en intensité des aléas présentent des échelles temporelles différentes, respectivement plusieurs dizaines

d'années ou l'échelle de l'aléas climatique. Cependant il est communément admis que les éleveurs cherchent d'abord à surmonter les aléas (Astigarraga and Ingrand, 2011; Sutherland et al., 2012; Dardonville et al., 2021) avant de réfléchir à des stratégies de plus long terme. En ce qui concerne notre étude qui cherche à comprendre comment les éleveurs répondent au besoin de s'adapter, nous retenons la définition de Darnhofer (2014), qui définit le concept comme cherchant à comprendre la manière dont les système répondent à l'imprévu et qui a pour objectif de comprendre la gestion de la ferme. Cette définition comprend différents niveaux de changements. Par exemple la capacité d'un système à surmonter un aléa sans changer sa structure ou fonction est la capacité tampon (*buffer capability*, Darnhofer, 2014). Dans ce cas l'aléas est surmonté avec une réallocation temporaire des ressources, comme lorsqu'un éleveur distribue son stock de fourrage à son cheptel si l'herbe à pâturer manque à cause d'une sécheresse. Un système peut surmonter un aléa en mobilisant sa capacité adaptative (*adaptive capability*, Darnhofer, 2014), i.e. la capacité d'un système à s'ajuster face à des changements externes ou internes avec des changements qui restent marginaux. Cette notion implique des changements incrémentaux (Sutherland et al., 2012) qui peuvent faire évoluer le système petit à petit. C'est le cas lorsqu'un éleveur choisit par exemple de réduire légèrement son chargement. Enfin un système résilient peut aussi surmonter les aléas en se transformant, avec des changements radicaux (*transformative capability*, Darnhofer, 2014), comme lorsqu'un éleveur choisit de se diversifier en introduisant un nouvel atelier dans son exploitation. Pour un éleveur, s'adapter peut donc impliquer des changements plus ou moins profonds pour l'exploitation, afin de répondre à son souhait personnel de ce qu'il souhaite maintenir pendant les aléas ou voir revenir après l'aléa (revenu, production, stock de fourrage).

III 1) Différentes adaptations du système fourrager

Les leviers que les éleveurs peuvent utiliser pour adapter leurs systèmes fourragers sont divers. Ils peuvent d'une part ponctuellement acheter du fourrage pour maintenir leur production malgré un aléa (Mosnier et al., 2009). Ils peuvent d'autre part stabiliser la production de fourrage voire

constituer des stocks les bonnes années en prévision de futurs aléas (Mosnier, 2015). Différents leviers agronomiques existent dans cette optique, par exemple des cultures fourragères ou des prairies temporaires peuvent être utilisées, sous forme de mélanges multi-espèces adaptés à des régions et climats spécifiques (Suter et al., 2021). La culture de mélanges résistants à la sécheresse, de cultures fourragères adaptés à des climats plus secs telles que le sainfoin (Dumont et al., 2022) peut sécuriser la production fourragère. L'implantation de prairies temporaires peut permettre d'allonger la saison de pâturage, diminuer les besoins en fourrages conservés en hiver (Tracy et al., 2018) ce qui permet de limiter les risques liés aux aléas climatiques soit simplement en limitant le risque de manquer de fourrages conservés à distribuer en hiver, soit en permettant de créer des stocks de fourrage de sécurité avec ce qui ne sera pas distribué l'hiver. La gestion des couverts peut également apporter des leviers, comme modérer l'intensité de défoliation (avec un chargement ou une fréquence de fauche plus faibles) afin de stabiliser la production de fourrage et la composition en espèces du couvert végétal (Tracy et al., 2018). Dans des régions arides dont le climat pourrait devenir celui d'une partie de l'Europe dans quelques dizaines d'années, il est pratiqué d'irriguer des cultures fourragères et d'acheter massivement des concentrés du fourrage pour atteindre un certain niveau de production en dépit de la faible autonomie des exploitations en fourrages (Rjili et al., 2023). La mise en œuvre de ces leviers nécessite de faire des choix d'occupation de sol souvent aux dépens des prairies semi-naturelles diversifiées.

La biodiversité des prairies, y compris semi-naturelles, présente pourtant des atouts pour l'adaptation. La biodiversité pourrait ainsi être un levier possible pour maintenir une production de fourrage suffisante sur l'exploitation. Or, Tilman et al. (2006) expliquent que plus le nombre d'espèces végétales d'une parcelle est grand, plus la production végétale de cet écosystème est stable face aux aléas climatiques. Lüscher et al., 2022 est allé plus loin en expliquant que d'une part la réduction de la croissance en cas de sécheresse est moins importante dans les communautés végétales plus diverses, car la probabilité de la présence d'espèces résistantes à la sécheresse est plus importante dans ces prairies-là. D'autre part, les interactions entre espèces peuvent aider à compenser des baisses de

rendement induits par des sécheresses modérées (Lüscher et al., 2022). La biodiversité n'influe pas sur la variabilité de la production de biomasse d'un écosystème de la même manière selon le climat. Les différents attributs de la biodiversité constituent des atouts pour le maintien de cette stabilité. En milieu peu aride, la diversité fonctionnelle des plantes, que les auteurs ont identifiée par la diversité de traits fonctionnels attachés à l'acquisition des ressources, a un effet significatif de réduction de la variabilité de production de biomasse. En milieu plus aride, c'est la diversité d'espèces qui joue le plus sur ce paramètre (García-Palacios et al., 2018). Enfin à l'échelle de l'exploitation, des prairies présentant différents milieux peuvent permettre de tamponner les aléas, par exemple avec des prairies plus ou moins humides (Finger et al., 2013) où une partie du parcellaire est toujours exploitable dans différentes conditions météorologiques. À long terme, les communautés végétales pourraient même évoluer et s'adapter aux futures conditions climatiques et maintenir la fourniture de services écosystémiques (Lavorel et al., 2020). Ainsi préserver la biodiversité des prairies, particulièrement importante dans les prairies semi-naturelles, pourrait servir à adapter les systèmes fourragers au changement climatique avec peu d'intrants (pas de labours et de semis consommateurs en énergie, ni d'irrigation). Les éleveurs auraient ainsi intérêt à activement conserver des prairies diversifiées, ménageant au moins localement la multifonctionnalité de leur parcellaire. Cependant, il y a peu de travaux dans la littérature qui mettent en avant comment les éleveurs perçoivent ces avantages sur leurs parcelles et les prennent en compte pour s'adapter au changement climatique.

III 2) Les processus qui déterminent le choix de stratégie d'adaptation

Différents facteurs peuvent intervenir dans le choix d'une stratégie d'adaptation. Les facteurs économiques sont souvent étudiés (Zilberman et al., 2012) ainsi que les facteurs relatifs aux politiques publiques (Kipling et al., 2016). Cependant une récente méta-analyse a trouvé que les facteurs socio-psychologiques, bien que peu étudiés, apparaissent plus importants que les résultats économiques attendus dans l'adoption de pratiques durables dont l'adaptation au changement climatique fait partie (Swart et al., 2023). En effet les décisions sont prises par l'éleveur à l'échelle de son système en

réponse à un contexte social et environnemental perçu telles que les caractéristiques régionales, des événements climatiques, mais aussi des valeurs culturelles et normes sociales. Les informations perçues de ce contexte sont ensuite sélectionnées, priorisées et intégrées par l'éleveur d'où va résulter une « perception » d'un élément du contexte e.g. un aléa climatique, et ce traitement va résulter en une décision, puis un comportement, i.e. une pratique.

Ces processus dits sociocognitifs tiennent compte du fait que la cognition humaine dépend du contexte social et environnemental plus large, qui peut varier en fonction de la culture et de la région, et peut évoluer dans le temps (Grothmann and Patt, 2005; Mitter et al., 2019). Ainsi, étudier le comportement d'adaptation sous l'angle des processus socio-cognitifs intégrant la perception du risque lié au changement climatique et la capacité adaptative objective et, ou perçue d'un participant (Grothmann and Patt, 2005) a été fait en dehors du contexte agricole. Mitter et al. (2019) ont proposé un historique des différents cadres d'analyse possiblement pertinents dans un cadre d'adaptation de systèmes agricoles. Ils citent la théorie du comportement planifié (*Theory of planned behavior*; Ajzen, 1985) qui explique la planification et la motivation d'un comportement humain ; la théorie des valeurs, croyances et normes (*Values, Beliefs and Norms Theory* ; Stern, 2000) qui détermine les facteurs qui mènent à des comportements écologiques ; la théorie de la motivation de la protection (*Protection motivation theory*, Rogers, 1983) qui se concentre sur les processus cognitifs de menace et l'adaptation à cette menace. Cependant Mitter et al., 2019 préféreront le Model de d'adaptation personnelle proactive au CC (*Model of Personal Proactive Adaptation to Climate Change, MPPACC*, Grothmann & Patt, 2005) qui adapte la « menace » et « l'adaptation » de Rogers, 1983 sous forme de « risque lié au CC » et « évaluation de l'adaptation » et étend le modèle avec des facteurs de contexte socio-environnemental. Bien que la théorie du comportement planifié, la théorie des valeurs, croyances et normes et le MPPACC partagent deux composantes majeures, i.e. les processus perceptifs et cognitifs qui stimulent et guident le comportement ainsi que la capacité personnelle perçue à s'engager dans la réduction des risques, seul MPPACC introduit des facteurs contextuels pertinents pour l'adaptation au changement climatique, tels que les expériences passées

et intégrées du risque climatique, au process cognitif qui mène à une intention de s'adapter puis à un comportement d'adaptation.

Les choix de pratiques dans un système fourrager sont orientés par les perceptions de la ressource fourragère et de sa biodiversité. Ces perceptions peuvent concerner autant les valeurs instrumentales relatives aux services que l'on tire de la nature, analogue aux services écosystémiques que les valeurs relationnelles qui se réfère au rôle que la nature tient dans les relations humaines (Pereira et al., 2020) ou au rôle qu'un objet de biodiversité tel que la prairie tient dans les relations humaines (Oostvogels et al., 2024). Ces perceptions peuvent varier fortement au sein d'une même région, qu'elles soient positives ou négatives (Oostvogels et al., 2024). Ces perceptions orientent ainsi les décisions de pratiques pour favoriser les services de leurs choix (Lamarque et al., 2014).

Le choix et la mise en place de ces pratiques conditionne le maintien de biodiversité sur l'exploitation (Schmitzberger et al., 2005), d'autant plus dans le cas d'écosystèmes semi-naturels. Dans l'ouest français, les perceptions des éleveurs de leur prairies a été lié au maintien local de prairies semi-naturelles malgré un contexte d'intensification des systèmes et de conversion au profit de prairies temporaires et cultures (Petit et al., 2019). Aussi savoir dans un contexte de changement climatique et d'évolution des pratiques comment la biodiversité des prairies semi-naturelles est perçue par les éleveurs peut permettre de comprendre les pratiques futures qui vont conditionner le maintien de la biodiversité des prairies semi-naturelles.

En plus de l'impact direct que le changement climatique va exercer sur les écosystèmes et leur réponse aux pratiques de gestion, l'impact indirect du changement climatique varie selon la stratégie d'adaptation privilégiée par l'éleveur (Lavorel, 2019). Selon les perceptions qu'ont les éleveurs des différents leviers d'adaptation et ressources fourragères à leur disposition, le besoin de résilience peut soit mener à étendre les terres en culture aux dépens de prairies semi-naturelles diverses soit au contraire encourager au maintien de ces prairies semi-naturelles diverses. Les différentes adaptations du système fourrager peuvent impacter la biodiversité des prairies de deux manières :

- *Impact indirect de dégradation* : dégradation issue d'un changement de gestion des prairies semi-naturelles par l'éleveur dans le but d'adapter le système fourrager au changement climatique.
- *Impact indirect de conversion* : changement d'occupation de sol qui remplace la prairie semi-naturelle diverse par une autre occupation de sol que l'éleveur aura considéré plus avantageuse pour adapter le système fourrager au changement climatique.

Ainsi la dégradation des prairies peut être issue soit d'un effet direct du changement climatique qui affecterait la biodiversité des prairies et sa capacité à fournir différents services écosystémiques, soit d'un effet indirect du changement climatique qui résulterait d'un changement de pratiques de l'éleveur dans le but de s'adapter qui viendrait renforcer l'effet de dégradation par voie directe du changement climatique sur les prairies. La conversion de prairies semi-naturelles en cultures ou prairies temporaires correspond forcément à un impact indirect du changement climatique, à condition qu'elle relève d'une stratégie d'adaptation au changement climatique de l'éleveur.

La diversité d'impacts du changement climatique sur la biodiversité des prairies et les services écosystémiques qu'elles fournissent, combiné au besoin des éleveurs herbagers d'adapter les systèmes fourragers, pousse à poser la problématique suivante :

Comment concilier maintien de la diversité de la multifonctionnalité des prairies permanentes et adaptation des systèmes fourragers au changement climatique ?

DEMARCHE DE LA THESE

L'état de l'art amène à la problématique suivante : « **Comment concilier maintien de la multifonctionnalité des prairies permanentes et adaptation des systèmes fourragers au changement climatique ?** »

Afin de répondre à cette problématique, nous devons prendre en compte à la fois les impacts directs et indirects du changement climatique sur les prairies semi-naturelles (Lavorel, 2019). Cette thèse vise à explorer ces deux voies en caractérisant à la fois les mécanismes écologiques et humains en jeu afin de connaître les leviers possibles pour préserver la multifonctionnalité de ces écosystèmes.

I - COMBINER UNE APPROCHE ECOLOGIQUE A L'ECHELLE DE LA COMMUNAUTE VEGETALE ET UNE APPROCHE « SOCIO-COGNITIVE » A L'ECHELLE DU SYSTEME FOURRAGER

Nous allons utiliser le concept de système d'élevage (Gibon et al., 1999) afin de prendre en compte les deux voies d'impact du changement climatique sur les prairies (directe et indirecte). Ce concept met en interaction deux approches complémentaires de l'élevage : l'élevage comme système biotechnique et l'élevage comme système de décision.

L'approche de l'élevage comme *système biotechnique* considère l'élevage comme un processus de production, qui se concentre sur la transformation d'intrants physiques en produits physiques (Gibon et al., 1999). Nous allons focaliser notre étude sur le système fourrager, sa gestion et l'importance accordée aux prairies semi-naturelles dans un cadre de changement climatique et d'adaptation. Nous allons ici nous concentrer sur les prairies « permanentes » définies par la Politique Agricole Commune européenne comme une prairie semée il y a plus de 5 ans. Si cette définition est large et englobe des prairies anthropisées à différents degrés (allant de la prairie semi-naturelle à une prairie labourée et ressemée tous les ans pendant plus de 5 ans d'affilée) elle présente l'intérêt d'être un terme défini et commun avec les agriculteurs, pour mieux comprendre le *système de décision* (cf ci-dessous). Nous allons d'une part analyser les effets du changement climatique sur les écosystèmes des prairies

permanentes, leur biodiversité et leur multifonctionnalité (impact de dégradation par voie directe du changement climatique) mais aussi la manière dont les décisions d'adaptation vont affecter ces écosystèmes, leur maintien, leur biodiversité et leur multifonctionnalité (impact de dégradation ou de conversion par voie indirecte du changement climatique) (Figure 1).

Le *système de décision* considère l'élevage comme activité humaine qui vise à satisfaire des objectifs spécifiques par le biais de l'agriculture (Gibon et al., 1999). Les informations issues de l'environnement de l'exploitation (environnement biotechnique, mais possiblement aussi économique ou social e.g. évolution des marchés, attentes sociétales) sont utilisées pour la prise de décision qui détermine les pratiques. On utilisera ici l'approche socio-cognitive de la prise de décision afin de comprendre le choix de stratégie d'adaptation au changement climatique (cf état de l'art III – 1), Swart et al., 2023) et les différentes perceptions des éleveurs, des prairies permanentes et du changement climatique, qui peuvent déterminer les stratégies d'adaptation.

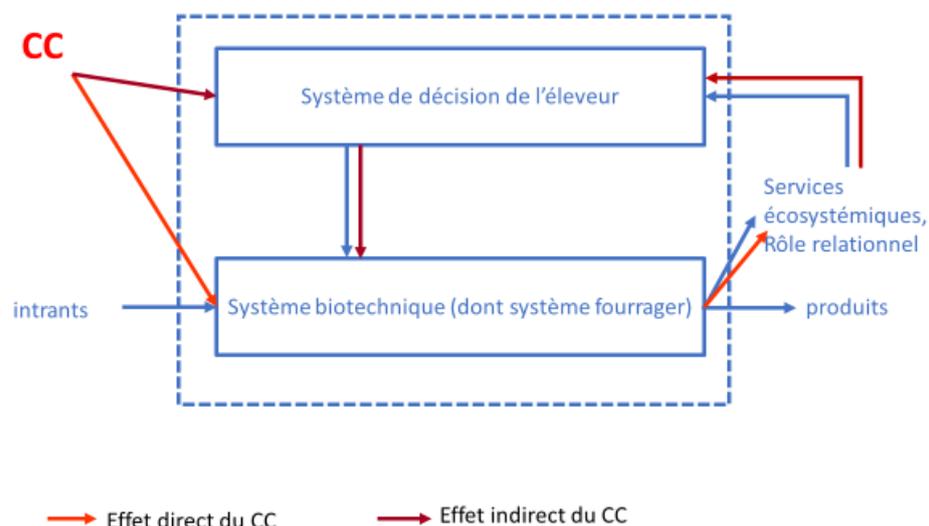


Figure 1: Modèle conceptuel commun d'un système d'élevage (adapté de Gibon et al., 1999) et comment la thèse va s'appuyer sur ce concept pour comprendre les modifications directes et indirectes que le changement climatique (CC) va générer sur le système biotechnique, qui comprend les prairies dans le système fourrager.

Le système biotechnique va orienter les décisions e.g. par ses réponses aux pratiques mises en place. Ainsi, en intégrant le système fourrager, dont les prairies permanentes, au système biotechnique et les décisions d'adaptation au système de décision, nous pouvons étudier les impacts directs et indirects du changement climatique sur les interactions élevage-prairies permanentes (figure 1, cf Etat de l'art I- 2)).

II - COMPARER DIFFERENTS CLIMATS PLUTOT QUE DES SERIES TEMPORELLES POUR APPROCHER LE CHANGEMENT CLIMATIQUE : INTERET DU MASSIF CENTRAL

Afin d'étudier l'effet direct du changement climatique sur les écosystèmes, nous avons choisi de comparer des zones avec différents climats. D'autres méthodes existent comme l'analyse de série de données temporelles prélevées sur un même écosystème. Cependant les dispositifs d'analyse temporelle sont lourds et coûteux. De plus si dans une analyse temporelle on associe l'effet du temps au changement climatique, alors il est difficile de séparer l'effet du climat d'autres drivers du *changement global* (Rillig et al., 2021, 2019) comme l'intensification des pratiques de gestion. Ici nous cherchons à étudier les effets directs mais aussi indirects du changement climatique, résultant de changements de pratiques liés à l'adaptation, il est donc important de décorrélérer ces différents gradients.

A l'inverse, comparer des zones géographiques aux climats différents au sein d'une même région permet d'approcher avec plus de précision l'effet du climat sur les écosystèmes indépendamment d'autres gradients de pratiques, ou de milieux. Les régions de montagne constituent des « laboratoires naturels » qui permettent de prendre en compte les interactions biotiques et abiotiques (Tito et al., 2020) grâce à des interprétations « espace-pour-temps ». Ces interprétations se reposent sur les corrélations entre gradients spatiaux (e.g. altitude) et climat dans les régions de montagne. On étudie alors les caractéristiques et fonctionnement des écosystèmes selon leur répartition dans l'espace. On peut ensuite interpréter l'évolution des écosystèmes avec le changement climatique selon l'hypothèse que les écosystèmes trouvés aujourd'hui dans certaines zones soumises à certains climats vont évoluer vers les écosystèmes d'autres zones, soumises à d'autres climats. E.g.

selon les prédictions du GIEC, les températures moyennes vont croître localement avec le changement climatique (Lee et al., 2021). Or, la température moyenne est souvent corrélée à l'altitude dans les régions de montagne. Donc, on interprète que les climats froids d'altitude vont tendre vers les climats chauds de plaine et les écosystèmes d'altitude vont tendre vers les écosystèmes de plaine. Utiliser les zones de montagnes comme « laboratoires naturels » permet également de tenir compte des interactions biotiques et abiotiques présents dans l'environnement mais aussi souvent ignorés dans les dispositifs d'expérimentation (Tito et al., 2020). Cette approche semble donc pertinente pour étudier l'effet du climat sur les écosystèmes. Afin d'étudier l'effet du climat sur ces écosystèmes par une approche « espace-pour-temps », il faut cependant que le climat soit indépendant d'autres gradients, e.g. la gestion. Cette approche nécessite donc d'avoir différentes pratiques de gestion dans des climats identiques.

Le Massif central apparaît comme une zone d'étude pertinente pour cette approche. Le Massif central est une région montagneuse de 85 000 km² répartie sur 21 départements où coexistent différents climats. Le climat au nord-ouest est tempéré avec des influences océaniques et une pluviométrie importante, le nord-est est également tempéré avec des influences continentales plus sèches tandis que le sud est soumis à un climat méditerranéen, chaud et sec. Le climat varie aussi en fonction de l'altitude (200 à 1885 m (on exprimera toutes les altitudes en m a.s.l, i.e. mesurées depuis le niveau de la mer) avec une altitude moyenne de 700m, Figure 2). L'étude de gradients climatiques y est facilitée car la sévérité & fréquence des sécheresses (corrélées à la latitude) et la température moyenne sur 20 ans (corrélés à l'altitude) sont décorrélés dans l'espace. De plus, grâce à plusieurs plateaux d'altitude, l'usage du sol et les pratiques de gestion sont décorrélés des gradients climatiques. La présence de différents plateaux d'altitude (Aubrac entre 1100 à 1300m ; Cézallier entre 1200 et 1500m) permet de décorréler l'usage lié à la mécanisation (fertilisation, fauche) au climat, et étudier l'effet du climat dans le cadre de différentes gestions.

Le Massif central est une zone où l’agriculture est importante avec 58% de la surface du sol est en terre agricole (source : MTE Corine Land Cover, 2012) et 10% des emplois de la région sont agricoles (INSEE, 2014). L’élevage herbager y est particulièrement important puisque les prairies occupent 70% de la SAU (SIDAM, 2016). Le Massif se divise en trois zones d’élevages dominants : les élevages bovins laitiers sont plutôt situés dans le nord-est, les élevages bovins viande sont plutôt situés dans le nord-ouest (à l’exception de l’Allier et la partie Bourguignonne du massif, toutes deux à l’extrême nord), tandis que les élevages ovins sont situés majoritairement dans le sud (AGRESTE, 2015). L’élevage bovin laitier y est important. En 2010, le Massif Central abritait 33% des élevages bovins laitiers du territoire français (INSEE et INOSYS, 2010). Ce massif est reconnu pour sa production de fromage dont plusieurs sont labellisés par différentes Appellations d’Origine Protégées (AOP) (Laguiole dans l’Aveyron, la Lozère et le Cantal ; Cantal dans le département éponyme, le Puy-de-Dôme et l’Aveyron ; Fourmes d’Ambert située dans le Puy-de-Dôme, la Loire et le Cantal ; le Bleu d’Auvergne situés entre le Puy-de-Dôme, la Corrèze, le Lot, l’Aveyron, la Lozère, la Haute-Loire ; le Saint-Nectaire dans le Puy-de-Dôme et le Cantal). Ces AOP visent à apporter une plus-value à l’élevage laitier local ainsi qu’une valeur culturelle au produit issu de la ressource herbagère.

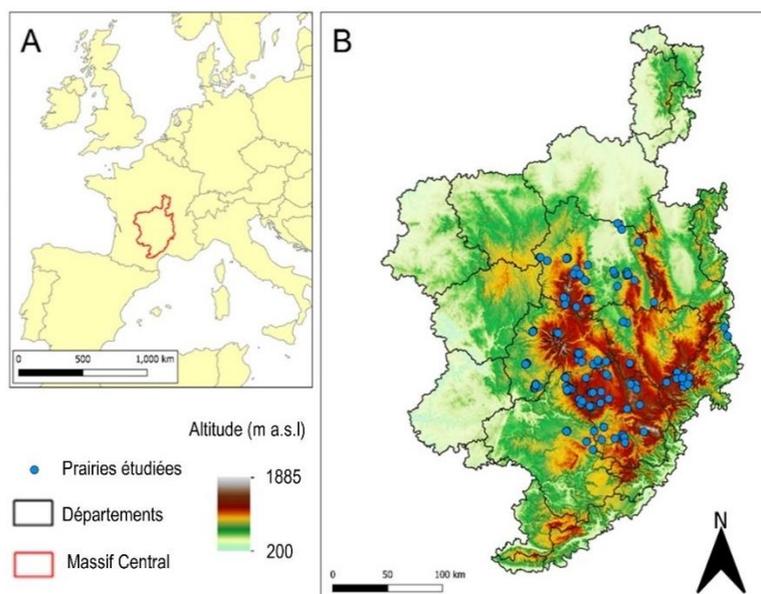


Figure 2 : Carte du Massif Central et des 143 prairies recensées dans la Typologie des Prairies du Massif Central

III - UTILISER DES DONNEES DE FERMES COMMERCIALES POUR COMPRENDRE DES SITUATIONS HETEROGENES

Afin d'étudier le système d'élevage via les deux approches *système biotechnique* et *système de décision*, nous allons étudier des données issues de fermes commerciales. Les données issues de fermes commerciales présentent des avantages pour les deux approches.

Etude du système biotechnique: l'utilisation de données de fermes commerciales permet d'avoir un grand échantillon et échantillonner une grande diversité de milieux pour profiter du « laboratoire naturel » du Massif Central dans une approche écologique. Utiliser des parcelles de fermes commerciales réparties dans la zone d'étude est d'autant plus avantageux que la variabilité de l'effet de la biodiversité sur la capacité des écosystèmes à rendre différents services (e.g. la multifonctionnalité) selon les études (cf Etat de l'art I-2)) rend peu fiable l'utilisation de modèles préexistants développés dans d'autres contextes géographiques et climatiques. Nous allons donc construire des modèles à partir de données directement récupérées selon plusieurs gradients dans la région d'étude pour comprendre l'effet du climat sur les communautés végétales et leur multifonctionnalité. Nous avons eu l'opportunité de pouvoir utiliser la base de données issue des projets multipartenaires Prairies AOP, AEOLE et ATOUS, qui visaient entre autres objectifs à recenser les différents types de prairies au sein du Massif Central. Au total, 143 prairies ont été échantillonnées entre 2008 et 2019 chez 75 éleveurs différents réparties dans tout le Massif Central (Figure 2-B). Des informations ont été recueillies concernant le sol, la composition botanique des communautés végétales, la gestion des prairies, l'altitude, et différents services écosystémiques rendus (e.g. production de fourrage en quantité et qualité, le stock de carbone, accueil des pollinisateurs etc.). Au total, 60 types de prairies ont été définis au sein de la *Typologie des prairies du Massif central* (Galliot et al., 2020). Nous avons utilisé les données recueillies pour une première analyse statistiques.

Etude du système de décision : l'utilisation d'entretiens menés en fermes commerciales permet de prendre en compte divers facteurs de décision des éleveurs (valeurs, connaissances, mais aussi possiblement des enjeux économiques dans les raisonnements socio-cognitifs des éleveurs qui font face simultanément à différents enjeux). Nous avons interrogé 14 éleveurs de la base de données citée ci-dessus et un éleveur en dehors, répartis dans différents contextes géographiques, afin de comprendre comment ils gèrent leurs prairies aujourd'hui, leur perception des prairies permanentes, leurs systèmes d'élevage et leurs stratégies d'adaptation au changement climatique au cours d'entretiens semi-dirigés.

Mobiliser des données issues de fermes commerciales permet de mettre en cohérence les systèmes *biotechnique* et *de décision* dans des situations hétérogènes tant sur le plan climatique qu'agricoles et permet de refléter des situations diverses pour comprendre les orientations que prennent les systèmes d'élevage et les services écosystémiques rendus par les prairies permanentes sous la pression du changement climatique.

IV - PRESENTATION DES CHAPITRES : OBJECTIFS ET HYPOTHESES

L'objectif de cette thèse est d'étudier l'effet du climat sur les prairies permanentes du Massif central en comparant les écosystèmes et stratégies d'adaptation au changement climatique d'éleveurs dans des zones du Massif central soumises à différents climats et d'en interpréter les effets directs et indirects du changement climatique en interprétation « espace-pour-temps ».

Nous intégrerons les systèmes biotechniques et de décision selon le schéma du système d'élevage (Figure 3, en bleu; Gibon et al., 1999), avec les prairies permanentes (système biotechnique) multifonctionnelles, dont la perception oriente les valeurs et les décisions de l'éleveur vis-à-vis de ces écosystèmes, conditionnant ainsi les pratiques, selon le climat (Lamarque et al., 2014) (Figure 3). Cependant, dans un cadre de changement climatique, les évolutions du climat perçues par l'éleveur vont conditionner l'expérience du risque lié au changement climatique pour déterminer l'intention d'adaptation des éleveurs (en orange ; MPPACC Grothmann and Patt, 2005). Dans ce cadre, nous allons

étudier les effets directs du changement climatique sur la multifonctionnalité des prairies permanentes gérées (Figure 3, flèche noire pleine) et les effets indirects, c'est-à-dire de changement de pratiques des éleveurs dans le but de s'adapter au changement climatique, qu'il s'agisse de conversion ou d'intensification des pratiques sur les prairies (Figure 3, flèches noires en pointillées).

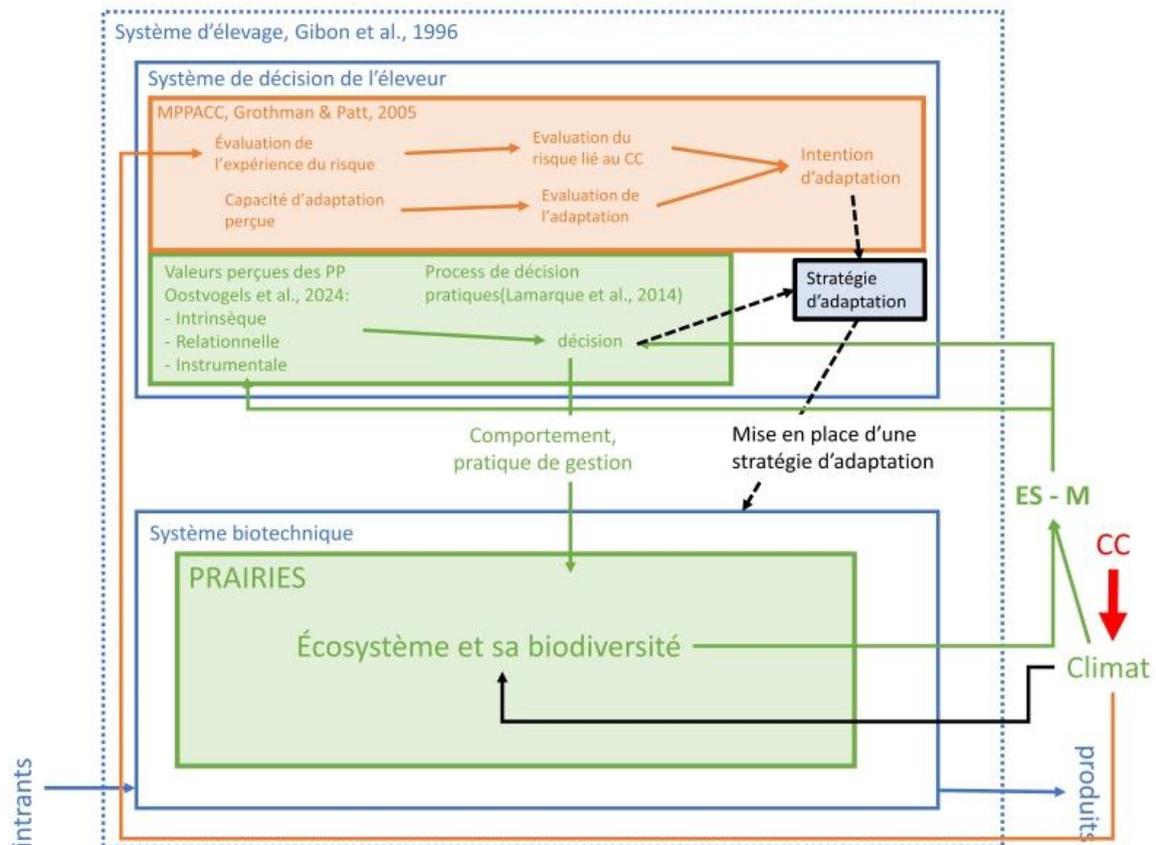


Figure 3 : Schéma du système d'élevage composé des systèmes de décision et biotechnique en cohérence avec les prairies (système biotechnique) qui produisent des services écosystémiques (ES) et sont multifonctionnels (M) dont la perception oriente les valeurs et les décisions de l'éleveur vis-à-vis des prairies, conditionnant ainsi les pratiques, de manière conditionnée par le climat. Nous émettons l'hypothèse que le changement climatique (CC) perçu par l'éleveur va déterminer l'intention d'adaptation des éleveurs qui va changer les interactions entre système biotechnique (les prairies permanentes au sein du système fourrager) et système de décision (l'éleveur et ses perceptions).

Afin de satisfaire cet objectif nous allons tester 3 hypothèses :

- 1) Le changement climatique renforce les menaces sur la multifonctionnalité des prairies permanentes par voie **directe**, i.e. le CC altère la biodiversité des prairies permanentes et la multifonctionnalité.
- 2) Le changement climatique renforce les menace les prairies permanentes par voie **indirecte**, i.e. les pratiques des éleveurs évoluent pour s'adapter au changement climatique et modifient la biodiversité des prairies permanentes selon les perceptions des éleveurs de ces écosystèmes.
- 3) Certains systèmes peuvent limiter à la fois la conversion et la dégradation et préserver un maximum de prairies permanentes multifonctionnelles.

Ces trois hypothèses seront étudiées dans 3 chapitres :

- *Chapitre 1 : La richesse spécifique : un facteur pivot qui module les effets de la fertilisation et du climat sur la multifonctionnalité des prairies*

Dans ce chapitre nous allons étudier comment le climat modifie l'effet de pratiques de gestion des prairies - via la fertilisation – sur la multifonctionnalité et la richesse spécifique des prairies du Massif central. Nous interpréterons ensuite l'effet du changement climatique sur la relation entre fertilisation, multifonctionnalité et biodiversité par approche « espace pour temps ».

- *Chapitre 2 : La perception des éleveurs de des prairies permanentes et leur intention de s'adapter au changement climatique influence leur stratégie de résilience*

Dans ce chapitre nous étudierons comment les 15 éleveurs répartis dans le Massif central, interrogés au cours d'entretiens semi-directifs envisagent de s'adapter au changement climatique et ce qui motive ces choix, i.e. ce qui motive le système de décision à mettre en place des adaptations qui créeront un effet du changement climatique sur les prairies permanentes par voie **indirecte**. On tiendra compte ici de la perception que les éleveurs ont des prairies permanentes et des valeurs positives ou négatives qu'ils leur attribuent, qu'elles soient instrumentales (i.e. analogues aux services écosystémiques) ou relationnelles (Oostvogels et al., 2024). Le process personnel proactif individuel

d'adaptation (Grothmann and Patt, 2005) des éleveurs sera également analysé pour comprendre la motivation des éleveurs à s'adapter.

- *Chapitre 3 : Compromis entre maintien des surfaces en prairie permanente et dégradation dans les systèmes fourragers herbagers dans les systèmes laitiers herbagers du Massif Central*

Dans ce chapitre nous allons examiner comment les pratiques de fertilisation des 15 éleveurs interrogés modifient la multifonctionnalité des prairies permanentes dans un scénario d'augmentation de la température annuelle moyenne de 1.5°C (i.e. le niveau d'impact de dégradation direct du changement climatique) par rapport à la part de la SAU hors prairie permanente (surface non maintenue en prairie permanente). En comparant les deux facteurs de dégradation et conversion, on essaiera de comprendre quelles perceptions des éleveurs peuvent limiter ces deux impacts du changement climatique et dans quelle mesure cela peut impacter les intrants et produits du système fourrager (achats de fourrages et concentrés, vente de lait annuelle).

Chapitre 1 – Publication 1 : Species richness: a pivotal factor mediating the effects of land use intensification and climate on grassland multifunctionality

L. Allart ^{1*}, B. Dumont ¹, F. Joly ¹, C. Mosnier ¹, G. Alvarez ², J-N. Galliot ³, D. Luna ², J. Pottier ², N. Gross ²

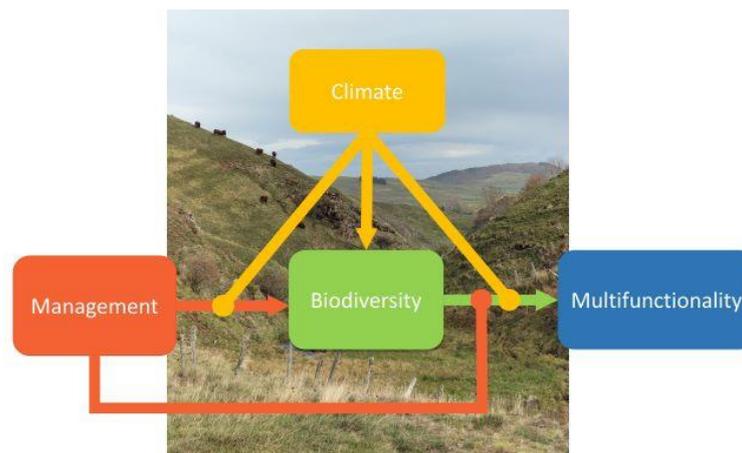
¹University of Clermont Auvergne, INRAE, VetAgro Sup, UMR Herbivores, 63122 Saint-Genès-Champanelle, France

² University of Clermont Auvergne, INRAE, VetAgro Sup, Unité Mixte de Recherche Ecosystème Prairial, 63000 Clermont-Ferrand, France.

³INRAE, UE1414 Herbipôle, Les Razats 63820 Laqueuille, France

*Corresponding author: lucie.allart@inrae.fr

Article publié dans Journal of Applied Ecology, en 2024



Graphical abstract chapter 1

ABSTRACT

1. Temperate semi-natural grasslands harbour unique biodiversity, support livestock farming through forage production, and deliver many essential ecosystem services (ESs) to human society; they are highly multifunctional. However, temperate grassland ecosystems are also among the most threatened ecosystems on earth due to land use and climate changes. Understanding how biodiversity,

climate, and land use intensification impact grassland multifunctionality through complex direct and indirect pathways is critical to better anticipate the future of these fragile ecosystems.

2. Here, we evaluate how local plant species richness (SR) modulates the effect of land use intensification and climate on grassland multifunctionality (using six key ESs: biomass productivity and stability, forage quality, carbon storage, pollination and local plant rarity) in the French Massif Central, the largest grassland in Western-Europe. We sampled 100 grasslands with contrasted fertilisation rates and SR, over large elevational and latitudinal gradients related to variation in mean annual temperature (MAT), and drought severity (DS), two key climate change drivers predicted to increase in the future.

3. Using a confirmatory path analysis, we found that SR was the main driver of multifunctionality. We also found significant $SR \times MAT$ and $SR \times$ fertilization interactions suggesting that warm climate and high fertilization rates alter the biodiversity-ecosystem multifunctionality relationships. Furthermore, increasing temperature and fertilization indirectly influenced multifunctionality by decreasing SR and consequent multifunctionality in warm low-land and highly fertilized grasslands compared to colder montane grasslands or less fertilised ones. DS only impacted some ES individually (e.g. forage quality).

4. Synthesis and applications:

We identified species richness (SR) as a pivotal factor mediating the effects of land use intensification and climate on multifunctionality through both direct and indirect pathways. Failing to account for changes in SR could thus bias any prediction of – or aggravate – the effects of land use intensification and climate change on ecosystem services delivery in temperate grassland ecosystems. Considering that SR, mean annual temperature and fertilization are major proxies of three main global change drivers (biodiversity loss, climate change and land use intensification) our study may help to better anticipate the effect of multiple interacting global change drivers on grassland ecosystems.

Keywords: mountain grasslands, global change, fertilization, climate change, biodiversity, ecosystem services, structural equation modelling

INTRODUCTION

Global change alters biodiversity worldwide and threatens the delivery of essential services that ecosystems provide to people (Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005). Global change is a multifactorial phenomenon that includes different drivers, such as climate change and land use intensification, which determines in complex ways how ecosystems are responding to increasing human pressure. The impacts of different global change drivers (GCDs) have mostly been studied in isolation (Rillig et al., 2019; Turner et al., 2020). However, GCDs may act synergistically or antagonistically on ecosystem services (ESs) delivery (Maestre et al., 2022), which can lead to unpredictable responses of ecosystems to global change. Studying the impact of simultaneous and possibly interacting GCDs on ecosystems is critical to better predict the impact of global change on ecosystems (Maestre et al., 2022).

Temperate seminatural grasslands are biodiversity hotspots that support livestock farming through forage production and provide many other essential ESs (e.g. carbon storage, pollination, water purification, recreation) (Bengtsson et al., 2019; Schils et al., 2022). However, grasslands have been largely neglected in global policy discussions (Bardgett et al., 2021), despite representing one of the most endangered ecosystems on Earth due to land-use intensification (Newbold et al., 2016) and more recently, climate change (Bardgett et al., 2021). It has been established that land use intensification – e.g. through excess fertilization – can result in a long-term decrease in biodiversity and decline in the simultaneous delivery of multiple ESs (Allan et al., 2015), referred to as ecosystem multifunctionality (Byrnes et al., 2014). Furthermore, land use intensification has been shown to increase grassland sensitivity to drought and temperature increase (Cross et al., 2015; Boch et al., 2021). Therefore, the negative effect of land use intensification on grassland multifunctionality is expected to increase under climate change. Studying the effect of land use intensification along wide climatic gradients may help anticipate grassland responses to the combined effects of climate and land use changes.

Plant species richness is a key driver of grassland multifunctionality (Maestre et al., 2012) and can modulate the effects of climate and land use intensification through multiple pathways (Figure 4). First, excess fertilization may lead to a drastic decrease in local species richness (Grime, 1973; Boch et al., 2021), which in turn may decrease grassland multifunctionality through an indirect pathway (Hypothesis 1, in Figure 4a) (Allan et al. 2015). Second, if fertilization decreases species richness in grasslands, climate may modulate this effect (Hypothesis 2, Figure 4b). In a recent meta-analysis, Humbert et al. (2016) suggested that the fertilization effect on species richness would be weaker under a cold climate, as in upland grasslands. Third, species richness may also modulate the direct effects of climate (Jing et al., 2015) and land use intensification (Wang et al., 2023) on multifunctionality (Hypothesis 3 in Figure 4c). For instance, a higher plant species richness may improve grassland resistance to climate change (Jing et al., 2015; García-Palacios et al., 2018) and buffer the effect of land use intensification on multifunctionality (Maestre et al., 2022). Understanding how climate, land use intensification and plant species richness influence grassland multifunctionality through complex direct and indirect pathways (Figure 4) remains crucial to understand and better predict the effect of multiple interacting GCDs on these fragile ecosystems and the ESs they deliver.

Quantifying ecosystem responses along large climatic (Maestre et al., 2022) and land use gradients (Allan et al., 2015) is a common approach to study the impact of GCDs using space-for time substitution (Blois et al., 2013). Here, we used the French Massif central as a case study to assess the effect of land use intensification, climate and species richness on grassland multifunctionality (Figure S1). The Massif central is the largest grassland area in Western Europe. The dominant agricultural activity is livestock farming. This mountainous region offers a variety of climates ranging from wet temperate in the north to Mediterranean in the south, where grasslands are submitted to intense summer droughts and higher aridity (Figure S1). In addition, large elevational gradient (from 200m up to 1885 m a.s.l, Figure S1), makes variations in mean annual temperature largely independent from the North-to-South aridity gradient and separates cold mountain to warmer lowland climates. Finally, the topography of the Massif central, characterized by high elevation plateaus that are easily accessible

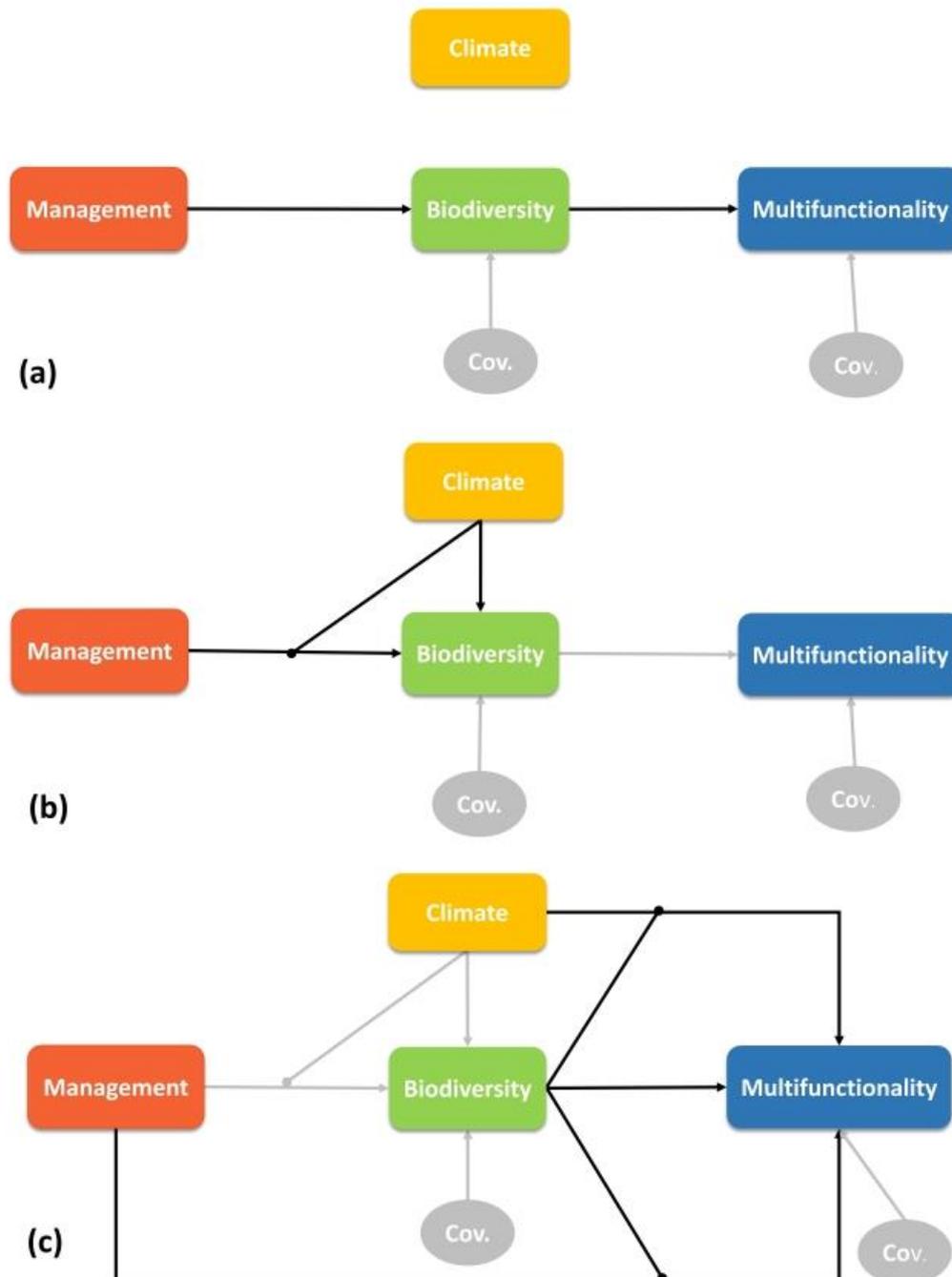


Figure 4: Acyclic graph of the three complementary hypothetical relationships among climate, management, and biodiversity on multifunctionality. The black arrows represent links expressed by each hypothesis, the grey arrows represent links expressed by complementary hypotheses. (a) Hypothesis 1: Management and climate impact multifunctionality through indirect pathways mediated by changes in grassland biodiversity. (b) Hypothesis 2: The effect of management on biodiversity depends on the local climate. (c) Hypothesis 3: Climate and local management mediate the biodiversity-ecosystem multifunctionality relationship. Cov: model covariables are soil and topographic parameters.

to agricultural machinery, makes land use practices largely independent from elevational gradients as opposed to other mountainous areas (e.g. the Pyrennees see Gibon et al., 2005).

Here, we sampled one hundred grassland fields from 70 commercial farms across the Massif central chosen to maximize the variety of climatic conditions, local management practices and local plant species richness. For management, we focused on the effect of fertilization on grassland species richness and multifunctionality, as fertilization is a major driver of herbage use intensification in permanent grasslands (Boch et al., 2021). We assessed six key ESs related to biomass productivity, fodder quality, carbon stock in the soil, ecosystem stability, quality of habitat for pollinators and plant local rarity, distributed among three CICES categories (*Common International Classification for Ecosystem Services*, Haines-Young & Potschin, 2018). From these ESs we evaluated multifunctionality with two different approaches. We then used confirmatory path analysis (Shipley, 2013) to identify how climate and fertilization modify plant species richness and multifunctionality according to the three complementary hypotheses abovementioned (Figure 4).

MATERIALS & METHODS

Site selection

The Massif central is a mountainous region of 85 000km² area. The climate is mountainous and semi-continental in the major centre area, with oceanic influences in its northern and western fringes and a Mediterranean climate in the south-eastern part. From 2008 to 2017, we conducted three sampling campaigns of two consecutive years to sample a total 100 grassland fields (50 in 2008-2009, 16 fields in 2014-2015 and 34 fields in 2016-2017) spread along wide latitudinal and elevation gradients. Each grassland field was sampled in only one sampling campaign. All licences and permits to carry out the work were obtained from local authorities and landowners when required.

Climate, topography, soil and management data

For each grassland field, we gathered information on climate and topographic factors from databases, as well as local management practices and pedological information:

Climate - Climate data were collected for each field using the SAFRAN database (Le Moigne, 2002). We extracted four variables of temperature and five of precipitation that were averaged yearly over a period of 20 years, and we computed indexes of drought severity (DS) (Figure S2).

To identify the key climatic variables to consider in our analyses, we conducted a principal component analysis (PCA). The climate variables were well explained by three PCA axes that accounted for 91% of the variance (Figure S2). Based on this analysis, we selected three uncorrelated climatic variables: (i) the mean daily temperature from 2000 to 2019 (hereafter MAT) ranging from 6.7°C to 12.2°C; (ii) the average yearly sum of precipitation from the same period (hereafter MAP) ranging from 665mm to 1490mm; and (iii) the drought severity index calculated 10 years before the sampling date in each field (hereafter DS) ranging from 1000 to 1800 (see Luna et al., 2023; McKee et al., 1993). MAT was highly correlated with elevation ($r = -0.89$) and was related to the length of the growing season separating cold mountain climate from warmer lowland areas.

Topography - Topography indicators (slope and their aspects) were obtained from the Copernicus Land Monitoring Service geographical database (2016, resolution 25 × 25m). Aspect was converted to an angle from the longitudinal axis, and cosine and sine of the aspects were calculated according to a reference frame where the x-axis corresponded to the longitudinal axis and the y-axis corresponded to latitude, allowing us to measure aspect quantitatively according to two variables: coordinate of the aspect angle along the longitudinal axis and along the latitudinal axis (Maestre et al., 2022).

Soils - Soil attributes were assessed from physico-chemical analysis of four soil cores (8cm in diameter to a depth of 10cm) collected within each grassland field in spring 2009 for grasslands monitored in 2008 & 2009, and in autumn 2016 for the others. The four soil cores were pooled to make one

homogenous sample per grassland field. We focused on soil pH (water pH) and sand content, two major soil variables that well reflect the bedrock (calcareous vs. siliceous bedrock) and soil texture (Le Bagousse-Pinguet et al., 2017), respectively. Sand data were obtained using the LUCAS topsoil database (2015). The pH ranged from 4.7 to 7.8. The sand content ranged from 32 to 62% dry soil mass.

Management - We assessed management during both years of sampling campaign using documents filled by farmers, completed by interviews conducted by local farm advisors during winter of both years of the field campaign. When necessary, mandatory administrative documents for fertilisation management were consulted. Management information includes:

(i) The total amount of nitrogen fertilization, including both mineral and organic fertilizers, expressed in kg ha^{-1} was assessed. When mineral fertilizers were used, the nitrogen content of the fertilizer was directly used to convert fertilisation to kg of nitrogen, by averaging values of both monitoring years. When organic fertilizers were used, we used local reference value of nitrogen content used by local farm advisors that provides the advantage of fitting local studied farming systems, this to make our quantification of fertilization input the most accurate as possible. Mean annual fertilization ranged from 0 to 316 kg N ha^{-1} , with a mean total nitrogen fertilization of $62.5 \text{ kg N ha}^{-1}$ and a standard deviation of $56.4 \text{ kg N ha}^{-1}$. In our sample, total fertilization was driven by organic fertilization, as it accounted for 73% of total fertilization.

(ii) The prominent type of herbage use was calculated according to Luna et al. (2023) as the difference between the total number of grazing periods and of cuts along a two-year period; positive values indicated the predominance of grazing, negative values indicated the predominance of cutting, while zero indicated equal numbers of grazing periods and cuts.

Biodiversity data

In each sampled field, the dominant vegetation facies (i.e. a core area of homogenous vegetation, management, topography and soil characteristics) was identified by a botanist of the French National

Botany Conservatory, expert to perform the survey. Botanical surveys were conducted in the 3 x 9m fenced plots (2 per field), avoiding locations near edges of fields and trees as our survey focuses on open grasslands. Surveys were done by the botanists, according to the Braun-Blanquet method at the flowering peak (i.e. 1200 degrees-days, calculated as the sum of mean daily accumulated temperature since February 1st), in spring of two consecutive years of survey. All present plant taxa were identified at the species level. From the survey, we assessed plant species richness as the average of the total number of plant species observed in a same facies for the two-year survey, i.e. in both fenced plots. The species richness value ranged from 12 to 54 species per facies.

ES data

We assessed six ESs classified according to the three categories of grassland ESs (Haines-Young and Potschin, 2018): ‘provisioning’, ‘regulation & maintenance’, and ‘cultural’ ESs (see Table S1 for detailed methods for each ES). Provisioning ESs were productivity and fodder quality (detailed in Figure S3). Regulation ESs included carbon stock, stability of NDVI, and pollination. The cultural ES was local rarity of plant.

Data preparation

We calculated multifunctionality using the Z scores of the six measured ESs in each grassland (Maestre et al., 2012). First, we standardized each ES separately using the Z score transformation as follows:

$$Zscore_{ij} = \frac{ES_{ij} - Mean ES_i}{SD_i} \quad (Eq. 1)$$

where ES_{ij} is the value of ES i in grassland field j , $Mean ES_i$ is the mean value of ES i calculated for the 100 studied grasslands, and SD_i is the standard deviation of $ES_{i,j}$ calculated for the 100 studied grasslands. We then obtained multifunctionality for each grassland field j as the average of the Z scores of the six ES assessed.

The average approach may provide biased estimations of multifunctionality if trade-offs among services occur (Byrnes et al., 2014). For instance, the same multifunctionality level can be obtained if all ESs performed at an intermediate level or if some ESs performed at a high value while others performed at a low value. The ESs considered in our study showed weak correlations among them (Figure S4). However, to ensure that our estimation of multifunctionality was not biased by a single ES driving multifunctionality, we also considered a threshold approach of multifunctionality (Byrnes et al., 2014). This approach counts the number of ESs that reach or exceed a given threshold (as the percentage of the maximum value of each of the services observed in the dataset). This maximum was taken as the average of the top 5% values for each ES observed across all study sites to avoid giving too much importance to extreme values. Multifunctionality was calculated for three thresholds (Figure S4).

Statistical analyses

We conducted all statistical analyses using the statistical software R v.4.3.1. (R Core Team, 2023), the dataset is available on public repository (Allart et al., 2024a).

Multifunctionality

We conducted a confirmatory path analysis using the d-sep approach to identify the drivers of grassland multifunctionality. This method is analogue to structural equation modelling analysis (Lefcheck et al., 2015) and allows to consider interactions among variables and nonlinear relationships (Shipley, 2009) (Figure 4). The d-sep approach is based on the acyclic graph that describes the hypothetical relationships and independence claims between variables (Figure 4), the latter being tested using the C-statistic (Table S3). Here, we tested for direct and indirect linkages and interactive

effects of climate (MAP, MAT, DS), grassland management intensification (fertilization) and local plant diversity (species richness) on multifunctionality.

Prior to confirmatory path analysis, linear models of plant species richness and multifunctionality (Y) were preliminarily fitted separately to test relevant interactions among predictors and quadratic effects. We considered quadratic effects for climatic, soil and management variables to account for potential non-linear effect on species richness and multifunctionality (Maestre et al. 2022). They were then included when significant in the confirmatory path analysis. Following Shipley (2016), we also considered a series of covariables to control for the potential effects of topographic parameters (slope, aspect, pH, sand content) and the campaign of sampling (2008, 2014 or 2016, considered a categorical factor). Prominent use of herbage was also considered a covariable. The model took the following form (see Supplementary Text 1 for R script):

$$Y \sim \text{Year} + \text{slope} + \text{Aspect 1} + \text{Aspect 2} + \text{pH} + \text{pH}^2 + \text{Sand} + \text{MAT} + \text{MAP} + \text{DS} + \text{MAT}^2 + \text{MAP}^2 + \text{Fertilization} + \text{Fertilization}^2 + \text{Prominent herbage use} + \text{MAT:Fertilization} + \text{MAP:Fertilization} + \text{DS:Fertilization} + \text{SR} + \text{SR:MAT} + \text{SR:Fertilization} + \text{SR:MAP} + \text{SR:DS}$$

We used linear models with the function *lm* in the package *R lme4* (Bates et al., 2015), and the most parsimonious linear model was chosen according to AIC with the step AIC function from the MASS package in R (Venables et al., 2002). The variance inflation factor was used to detect and limit excessive multicollinearity possibly induced by interactions with the *vif()* function from the R package *car* (Fox and Weisberg, 2019). All quantitative predictors were scaled before building the models and were not correlated (Figure S5, raw data in Figure S6), allowing us to compare predictors contributions to explained variability using standardized regression coefficients.

We calculated the relative importance of fertilization, climate and species richness direct effects on multifunctionality using the scaled estimates multiplied by the adjusted R^2 of the models to adjust the estimate to the share of variance in multifunctionality explained by the different predictors.

We calculated the relative importance of the direct and indirect effects of each predictor using estimates of climate and fertilization effects on species richness following (Le Bagousse-Pinguet et al., 2017).

Individual ESs

Finally, we evaluated the effect of climate, management, and species richness on each ES by testing the same linear models as for multifunctionality.

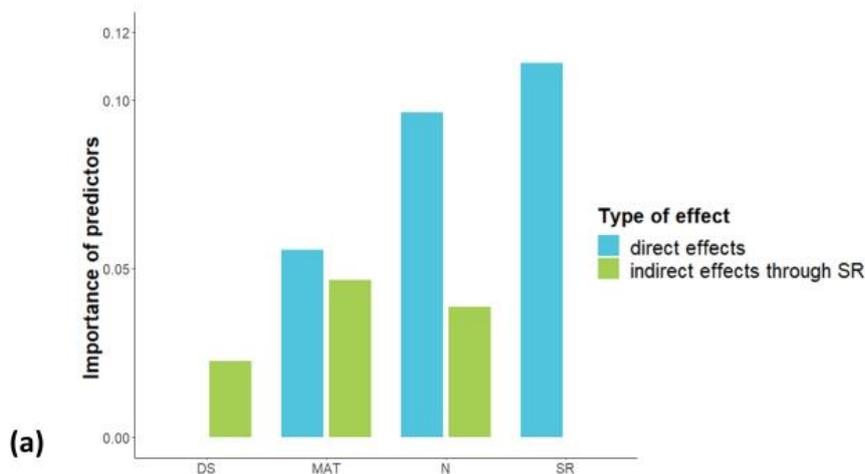
RESULTS

The average and threshold indices of multifunctionality were highly correlated, and both approaches provided very similar results (Figure S4). For simplicity, we thus focus hereafter on the average approach for presenting and discussing our results.

Predictor importance: species richness drives grassland multifunctionality

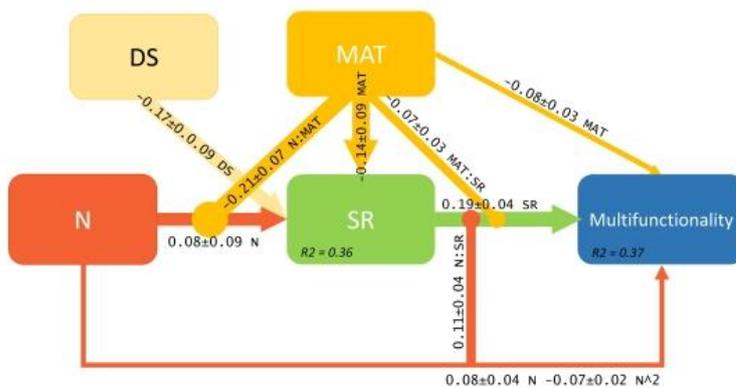
We show that plant species richness interacted with Mean Annual Temperature (MAT) and fertilization to determine ecosystem multifunctionality through direct and indirect pathways (adj $R^2 = 0.37$, Figure 2, see Table S2 and Table S3). For direct effects, species richness was the main driver of multifunctionality (Figure 2a, see Figure S7 for direct effects with variable number of ESs). The total contribution of species richness and its interactions with fertilization and MAT accounted for 57% of the explained variance in multifunctionality (Figure S8): the main effect of species richness accounted for 29%, and the two interacting effects species richness \times fertilization and species richness \times MAT accounted for 28% of the explained variance. Drought Severity (DS) did not influence multifunctionality directly but indirectly through a marginally significant effect on species richness ($p = 0.058$, Figure 2). Among the covariables, the prominent type of herbage use was selected in the final best model and accounted for 8% of the explained variance. Importantly, the indirect effects of fertilization and MAT mediated by species richness were as important as their direct effects on multifunctionality (Figure

5a). Mean Annual Precipitation (MAP) alone or in interactions with their drivers was not selected in species richness nor in multifunctionality models (Table S2) and thus was not considered in the path analysis.



(a)

C = 7.33
df = 8
p-value = 0.5017



(b)

Figure 5: Species richness mediated the effect of climate and management on multifunctionality. (a) Relative importance of direct and indirect effects for each predictor for multifunctionality: mean annual temperature (MAT), drought severity (DS), fertilization (N), and plant species richness (SR). (b) Directed acyclic graph depicting the relationships between climate, fertilization, species richness and multifunctionality. Arrows indicate significant relationships between variables. We modelled each link using linear models. We provide a standardized path coefficient along each arrow. Dot-ended arrows indicate interactive effects. We provide the C-statistic of the path analysis (C), degree of freedom (df), and p value. Detailed tests for each independence claim are available in Table S2.

Direct effects of climate, management and species richness on multifunctionality

Species richness correlated positively with higher multifunctionality (Figure 5b). However, its effect was mediated by fertilization and MAT as significant interactions between species richness and fertilization, and species richness and MAT were selected in the final best model (Table S2). The species richness \times fertilization interaction indicated that the effect of species richness was stronger in fertilized grasslands than in unfertilized grasslands (Figure 6a). Unfertilized grasslands showed a constant and intermediate multifunctionality level (from 0.5 to 0.6), irrespective of the species richness observed within grassland fields. Fertilized grasslands showed a sharp increase in multifunctionality as species richness increased (from 0 to 1) (Figure 6a). Species-poor and fertilized grasslands showed the lowest level of multifunctionality due to a negative and nonlinear effect of fertilization occurring in these grasslands (Figure 6b). In species-rich grasslands, multifunctionality reached a plateau for high levels of fertilization ($>100 \text{ kg N ha}^{-1}$) (Figure 6b).

The effect of species richness on multifunctionality was strong in cold grasslands and weak in warm grasslands due to a significant species richness \times MAT interaction (Figure 6c). Accordingly, increasing MAT decreased multifunctionality in species-rich grasslands, while multifunctionality remained constantly low in species-poor grasslands independent of MAT (Figure 6d).

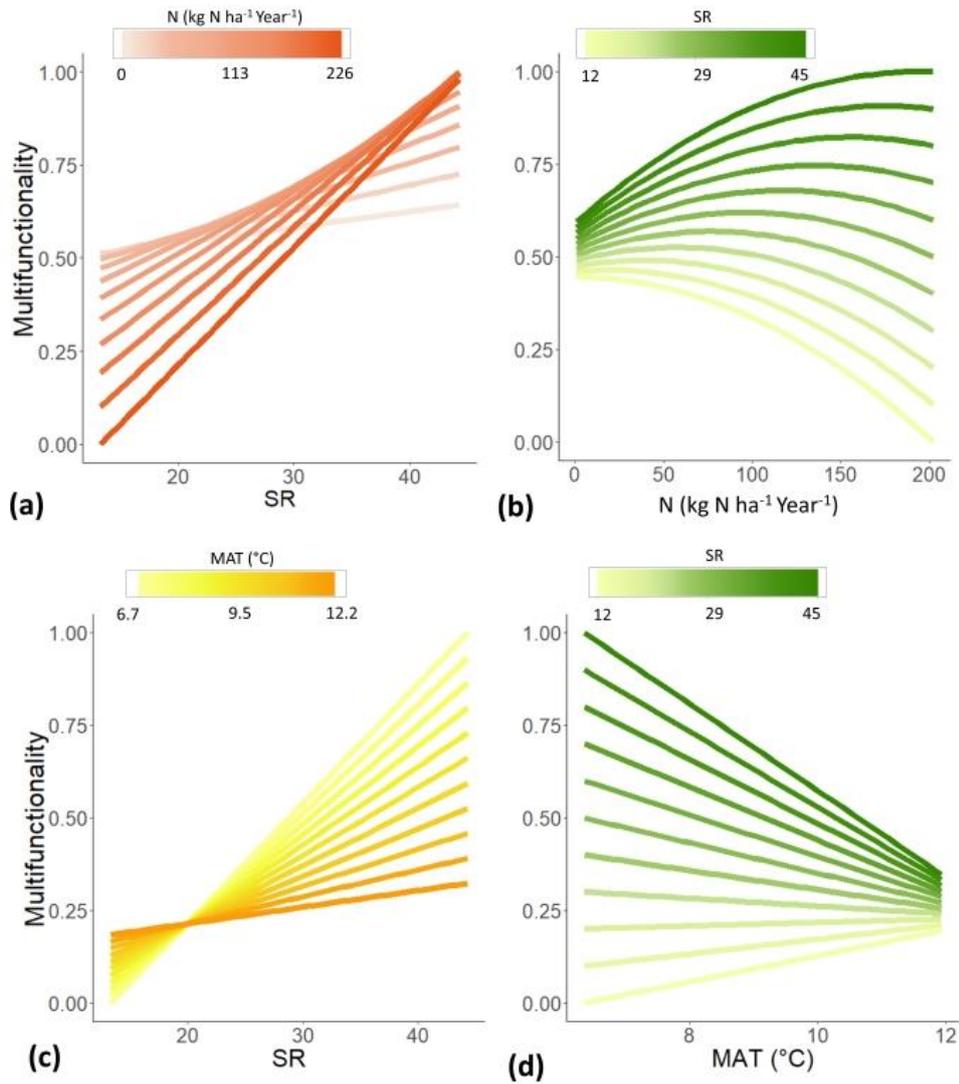


Figure 6: Direct effects species richness (SR), fertilization (N , $\text{kg N ha}^{-1} \text{Year}^{-1}$) and MAT on multifunctionality. Panels a and b show the interactive effect of SR and N on multifunctionality. Panels C and D show the interactive effect of SR and MAT. We calculated the effects of each interaction using the standardized path coefficient from Figure 2. All other standardized parameter estimates were fixed at their mean value. The colour scale intensity indicated changes in N (red colour scale in Panel a), MAT (yellow colour scale in Panel c) and SR (green colour scale in Panels b & d). In each coloured scale, we indicated the lowest and highest values for N, MAT and SR.

Species richness mediated indirect effects of climate and fertilization on multifunctionality

MAT and fertilization influenced multifunctionality through indirect effects, as they both modified local species richness (Figure 5b). Variations in local species richness resulted from the MAT × fertilization interaction (Figure 7) and, to a lesser extent, from a negative effect of DS (Figure 5b).

Increasing fertilization decreased species richness in warm grasslands (MAT > 9°C), while fertilization benefited species richness in cold grasslands (MAT < 9°C) (Figure 7a). Furthermore, species richness sharply declined as MAT increased in fertilized grasslands, while it was not affected by MAT in unfertilized grasslands (Figure 7b).

Species richness response to both MAT and fertilization resulted into variations in grassland multifunctionality. Using the standardized path coefficient from path analysis, we calculated the effect of MAT and fertilization on multifunctionality accounting for their total effects, including direct and indirect effects mediated by species richness (Figure 5). Increasing fertilization had a strong positive effect on multifunctionality in cold upland grasslands (Figure 8a). This positive effect of fertilization can be explained by the positive effect of fertilization increasing local species richness in cold environments (MAT < 9°C) (significant MAT × fertilization interaction conferred an indirect effect, Figure 7a) and the

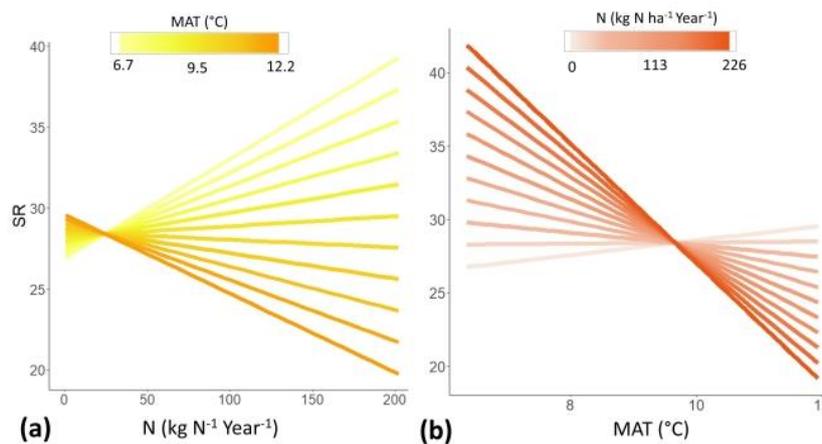


Figure 7: Direct effects of fertilization (N) and MAT on species richness (Panels a & b). We calculated the predicted effects using the standardized path coefficient from Figure 2. The colour scale intensity indicates the level of fertilization (red colour scale in Panels a & c) and MAT (yellow colour scale in

Panels b & d). In each coloured scale, we indicated the lowest and highest values for fertilization and MAT, respectively.

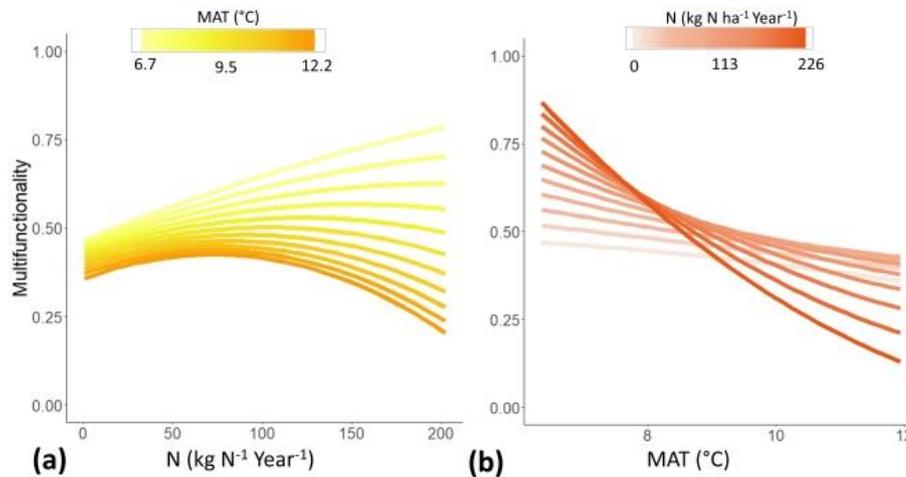


Figure 8: Direct and indirect effects of fertilization (N) and MAT on species richness (Panels a & b). We calculated the predicted effects using the standardized path coefficient from Figure 2. The colour scale intensity indicates the level of fertilization (red colour scale in Panels a & c) and MAT (yellow colour scale in Panels b & d). In each coloured scale, we indicated the lowest and highest values for fertilization and MAT, respectively.

fact that multifunctionality was maximum in species-rich and fertilized grasslands (significant richness × fertilization interaction conferred a direct effect, Figure 5b). In warm grasslands (MAT>9°C), increasing fertilization decreased multifunctionality nonlinearly, with a decline occurring when the fertilization level exceeded 100Kg N ha⁻¹ year⁻¹ (Figure 8a). Consequently, increasing MAT had a strong negative effect on multifunctionality in fertilized grasslands, while it had no effect on multifunctionality in unfertilized grasslands (Figure 8b).

Predictor effects on single ES

The effect of species richness on individual ESs was highly variable, generally weak and strongly ES-dependent (Figure 9). The explanatory power of the ESs models varied from moderate for stability and

productivity (e.g. adj $R^2=0.20$ and adj $R^2=0.26$, respectively, Figure 9) to high for local plant rarity (e.g. adj $R^2=0.74$, Figure 9). The contributions of species richness and its interactions with MAT, MAP, DS or

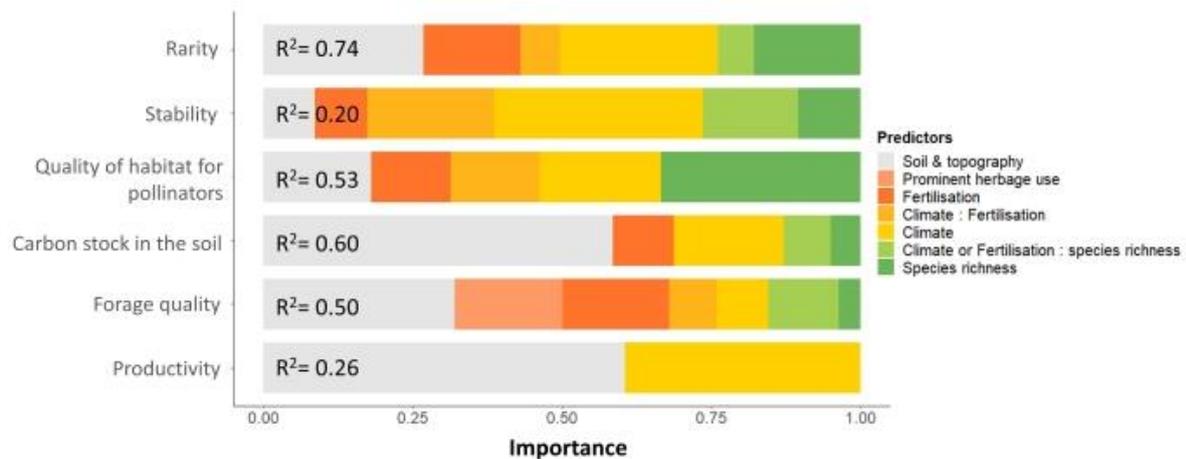


Figure 9: Contributions of climate, land use intensification and plant species richness to each individual ecosystem service. The importance of predictors is expressed as the percentage of explained variance (model R^2 express total variances), taken as the absolute value of their standardized regression coefficients. Climate included the summed contributions of mean annual temperature and drought severity in best fit models (lowest AIC, see Table S2). Soil and topography included the summed contributions.

fertilization did not exceed 26% of the explained variance in 5 out of 6 ESs models. MAT was the only predictor to explain variability in productivity, apart from soil and topography, and contributed to 39% of the explained variance. Prominent herbage use and fertilization contribution as additive effects or in interaction in models ranged from 0% in productivity model to 56% for forage quality (where prominent type of herbage use, fertilization quadratic effect and fertilization \times species richness interaction were selected). Model parameters for each ESs are available in Table S2.

DISCUSSION

There is an emerging consensus that biodiversity is a key driver of ecosystem multifunctionality (Maestre et al., 2012; Lefcheck et al., 2015) and may determine in large part the response of ecosystems to ongoing global change (Maestre et al., 2022). However, determining the role of

biodiversity in real world conditions remains challenging (Hagan et al., 2021). By considering multiple ecosystem services (ESs) simultaneously –, i.e. multifunctionality - in a regional grassland survey, our study shows that plant species richness was the main driver of multifunctionality (Figure 5), although its importance was more variable and generally weaker when considering each ES separately (Figure 9) (Lefcheck et al., 2015). More importantly, our study highlights the pivotal role of species richness in mediating the effect of climate and land use intensification. We identified pervasive interactions between climate and fertilization acting both directly and indirectly through changes in local species richness on multifunctionality, consistent with our hypotheses (Figure 4). The importance of the direct effects of climate and management was as important as their indirect effects mediated by species richness (Figure 6a). Therefore, accounting for the interdependence between biodiversity, management practices and climate may be critical to anticipate of the impact of multiple global change drivers on grassland multifunctionality.

Temperature mediates the effects of biodiversity and fertilization on multifunctionality

By investigating the effect of fertilization across wide elevational and latitudinal gradients, our study reveals the key role of mean annual temperature (MAT) in mediating the effect of management practices and biodiversity on grassland multifunctionality.

In cold upland grasslands, fertilization increased both species richness and multifunctionality. A global meta-analysis by Humbert et al., (2016) showed that the fertilization effect on species richness is highly variable and can sometimes be positive in cold environments such as upland grasslands. Accordingly, fertilization in upland grasslands has been shown to increase the abundance of productive forage plant species at higher elevations (e.g. grass species such as *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne* and legume species such as *Trifolium pratense* and *Medicago sp.*) (Quétier et al., 2007). Cold mountain environments also limit the extent to which plants can respond to nitrogen supply (Cross et al., 2015), decreasing the competitive ability of these species (Grime, 1973) and promoting their coexistence with slow-growing species originating from higher elevations (Gross et al.,

2007). Altogether, our results suggest that current land use intensification acts synergistically with the cold climate of mountain areas to promote highly diverse and multifunctional grasslands (resulting from MAT × fertilization interaction on plant species richness; and MAT × plant species richness interaction on multifunctionality, Figure 2). However, by unravelling the complex interdependency between MAT, species richness and fertilization, our study suggests that such observations may only apply to specific climatic contexts.

In warm lowland grasslands, fertilization had an opposite effect by decreasing both species richness and multifunctionality. More precisely, multifunctionality decreased non-linearly when fertilizer inputs exceeded a certain quantity (above ~ 100 kg N ha⁻¹, see Figure 5a). This nonlinear effect of fertilization is consistent with observations from managed grasslands in Germany (Saiz et al., 2022), where a land use intensification threshold above which species richness and grassland multifunctionality dramatically decreased, was identified. Fertilization and associated intensive agricultural practices are known to increase grassland biomass, favouring productive and competitive species in warm lowland areas, threatening plant diversity (Boch et al., 2021) and decreasing grassland multifunctionality (Allan et al., 2015). Overall, our results suggest a strong temperature-dependency of fertilization effects on species richness and highlight its consequences on biodiversity-multifunctionality relationships in grassland ecosystems.

Fertilization increases the dependency of grassland multifunctionality on climate

A direct consequence of the strong temperature-dependency of the fertilization effect on multifunctionality is that the grassland response to climate is strongly determined by local nitrogen inputs. We observed a sharp decline in multifunctionality as MAT increased in fertilized grasslands, a pattern that was not observed in non-fertilized grasslands (Figure 8b). This result is in line with Van Sundert et al., (2021), who showed a higher sensitivity of vegetation composition and productivity to climate change in intensively managed grassland. The increased negative effect of fertilization on multifunctionality under a warmer climate allows us to extend this result to multifunctionality.

We identified two complementary pathways explaining the higher sensitivity of intensively managed grasslands to climate (Figure 5). First, increasing temperature may improve nitrogen availability to plants in fertilized grasslands (Cross et al., 2015). Our results are consistent with recent warming experiments conducted in mountainous grasslands in the Alps where warming has been shown to promote lowland competitive species and reduced native plant species from higher elevation (Schuchardt et al., 2023), reducing plant species richness and, as a consequence, multifunctionality. Second, the decline in multifunctionality may be further reinforced by the weakening of the positive biodiversity-multifunctionality relationship observed in warmer conditions (Figure 6c) (see Jing et al., 2015 for similar evidence from the Tibetan Plateau). Together, these two complementary processes suggest that the benefit of biodiversity for ecosystem multifunctionality may decrease in a warmer climate if management practices are not adapted accordingly.

The climatic context of the French Massif central allowed us to disentangle the effect of MAT from other important climatic drivers such as mean annual precipitation (MAP) and summer-drought severity (DS) (Luna et al., 2023). Although DS and MAP significantly influenced the provisioning of some individual ESs (e.g. forage quality and pollination, see Table S2 for detailed results) (see also Liu et al., 2023), they did not impact grassland multifunctionality directly. Considering the high correlation between DS and latitude (Figure S1), it suggests that Mediterranean grasslands are well adapted to summer-droughts and are as multifunctional as temperate grasslands. These results are in accordance with recent findings from arid grasslands (Maestre et al., 2022), where MAT has been identified as the main climatic driver determining the effect of plant diversity and land use intensification on multiple ESs simultaneously. It further supports recent experimental evidences of a strong resistance and recovery of grassland ecosystems to drought manipulation (Van Sundert et al., 2021). However, summer droughts may become more important for grassland multifunctionality in the coming years with climate change, as droughts are predicted to become more frequent in temperate areas of the Massif Central where it used to be absent until the recent anthropogenic climate change (Spinoni et al., 2018).

Increasing trade-offs among ESs in a warming climate

By further investigating the correlation among ESs (Figure S9), we found that declining multifunctionality with increasing temperature is explained by an increase in the trade-offs among services observed in warm lowland grasslands compared to colder upland grasslands (Figure S9). For instance, weak correlations among ESs were observed in high elevation grasslands (Figure S9), suggesting that these ecosystems can provide high rates of a wide variety of ESs due to synergetic effects between agricultural practices and biodiversity (Quétier et al., 2007). In contrast, in warm lowlands, grassland productivity and forage quality traded off with other ESs, such as stability, carbon storage or rarity (Figure S9). If what we observed through space occurs through time, climate change may increase the conflict between multiple stakeholders with contrasting ESs demands (Bardgett et al., 2021). In this context, preserving grassland biodiversity may be key to preventing multifunctionality decline under climate change and limiting the trade-offs between essential ESs related to food production, ecosystem stability (García-Palacios et al., 2018), climate mitigation (Maestre et al., 2022) and the biodiversity value of grassland ecosystems (Bardgett et al., 2021). Our study calls for an increased awareness of farmers to adapt their agricultural practices to prevent biodiversity loss and grassland multifunctionality degradation in a warmer world. To do so, new approaches building bridges between ecology and human sciences are being developed to improve the management of species-rich grasslands (Molnár et al., 2020) and should be promoted in the context of local adaptation to climate change.

CONCLUSION

Considering that plant species richness, mean annual temperature, and fertilization are major proxies of three main global change drivers – biodiversity loss, climate change, and land use intensification – our study may help to better understand the effect of multiple global change drivers on grassland ecosystems. By identifying the complex relationships between management practices, climate, and

plant species richness in determining grassland multifunctionality, we revealed tight intertwinements between factors involved in multiple global change drivers, consistent with emerging evidence (Maestre et al., 2022; Rillig et al., 2019). Failing to account for changes in local plant species richness could thus bias any prediction of – or aggravate – the effects of land use intensification and climate change on ecosystem services delivery in temperate grassland ecosystems, one of the most threatened ecosystems on earth (Bardget et al. 2021; Newbold et al. 2016).

Chapitre 1 – 2 : Annexe du Chapitre 1

Effets de la richesse spécifique, du climat et de la fertilisation sur les services écosystémiques

Le chapitre 1 a mis en évidence le rôle de pivot de la richesse spécifiques dans les effets du climat et de la fertilisation sur la multifonctionnalité. Il a également mis en évidence des compromis entre services (Figure S9) ce qui indique que différentes conditions topo édaphiques, de gestion ou de biodiversité peuvent maximiser certains services plus que d'autres. Comprendre comment le climat, la fertilisation et la richesse spécifique peuvent impacter les différents services est important pour plusieurs raisons. D'abord, parmi les services rendus par les communautés locales multifonctionnelles, comprendre quels services seront favorisés ou menacés par une augmentation de température, et les conditions pouvant limiter localement la perte de ces services, permet d'anticiper leur évolution. Ensuite la connaissance de l'évolution de certains services écosystémiques peut encourager certaines pratiques (Lamarque et al., 2014). Ces pratiques peuvent elles-mêmes améliorer ou dégrader d'autres services.

MATERIEL ET METHODES

Le modèle linéaire élaboré au chapitre 1 sur la multifonctionnalité et la base de données sur lequel il a été estimé sont mobilisés pour simuler l'effet de la température annuelle moyenne (température), de la sévérité et fréquence des sécheresses (sécheresses) de la fertilisation azotée (fertilisation) en interactions avec la richesse spécifique et les précipitations annuelles moyennes (précipitations), pour chaque service : productivité, qualité de fourrage, stock de carbone dans le sol, qualité d'habitat pour les pollinisateurs (i.e. pollinisation), présence de plantes localement rares, et stabilité du NDVI. Les méthodes de mesure de ces services sont expliquées dans le chapitre 1. Nous avons aussi testé des interactions entre variables climatiques (température, précipitations, sécheresses) pour mieux comprendre les conditions de climat qui peuvent limiter ou maximiser chaque service. Ces variables climatiques ainsi que les covariables utilisées (Année, pente, Aspect 1, Aspect 2, pH, Sables, Usage de

l'herbe) sont également décrites dans le chapitre 1. L'utilisation de modèles linéaires, la méthode de choix du modèle le plus parcimonieux par step AIC et l'utilisation du facteur d'inflation de la variance sont identiques à l'analyse du chapitre 1.

Le modèle testé pour chaque service écosystémique Y est le suivant :

$Y \sim \text{Année} + \text{pente} + \text{Aspect 1} + \text{Aspect 2} + \text{pH} + \text{Sables} + \text{température} + \text{précipitations} + \text{sécheresses} + \text{Fertilisation} + \text{Fertilisation}^2 + \text{Usage de l'herbe} + \text{température} : \text{Fertilisation} + \text{précipitation} : \text{Fertilisation} + \text{sécheresse} : \text{Fertilisation} + \text{RS} + \text{RS} : \text{température} + \text{RS} : \text{Fertilisation} + \text{RS} : \text{précipitations} + \text{RS} : \text{sécheresse} + \text{température} : \text{précipitations} + \text{température} : \text{sécheresse} + \text{précipitations} : \text{sécheresses}$

Note : RS = richesse spécifique

RESULTATS

Les modèles linéaires sélectionnés lorsque sont testés les interactions entre variables climatiques sont présentés dans la Table S4. Les effets de la température, des sécheresses et de la fertilisation sur chaque service sont représentés dans la Figure 10.

Concernant le service de productivité des prairies, il est mis en évidence que la fréquence et la sévérité des sécheresses modulent les effets de la température et de la fertilisation sur la productivité des prairies. Les prairies les plus productives sont en milieux froids avec peu de sécheresses. Elles sont plus sensibles à l'augmentation de la température que les prairies moins productives plus exposées à la sécheresse. La fertilisation n'accroît la productivité qu'en milieu peu exposé aux sécheresses.

La qualité des fourrages n'est pas significativement impactée par les variables climatiques de notre modèle. Elle répond positivement à la fertilisation jusqu'à un certain point. Les prairies avec une forte richesse spécifique ne présentent pas de qualité des fourrage supérieures pour des niveaux de fertilisation élevés.

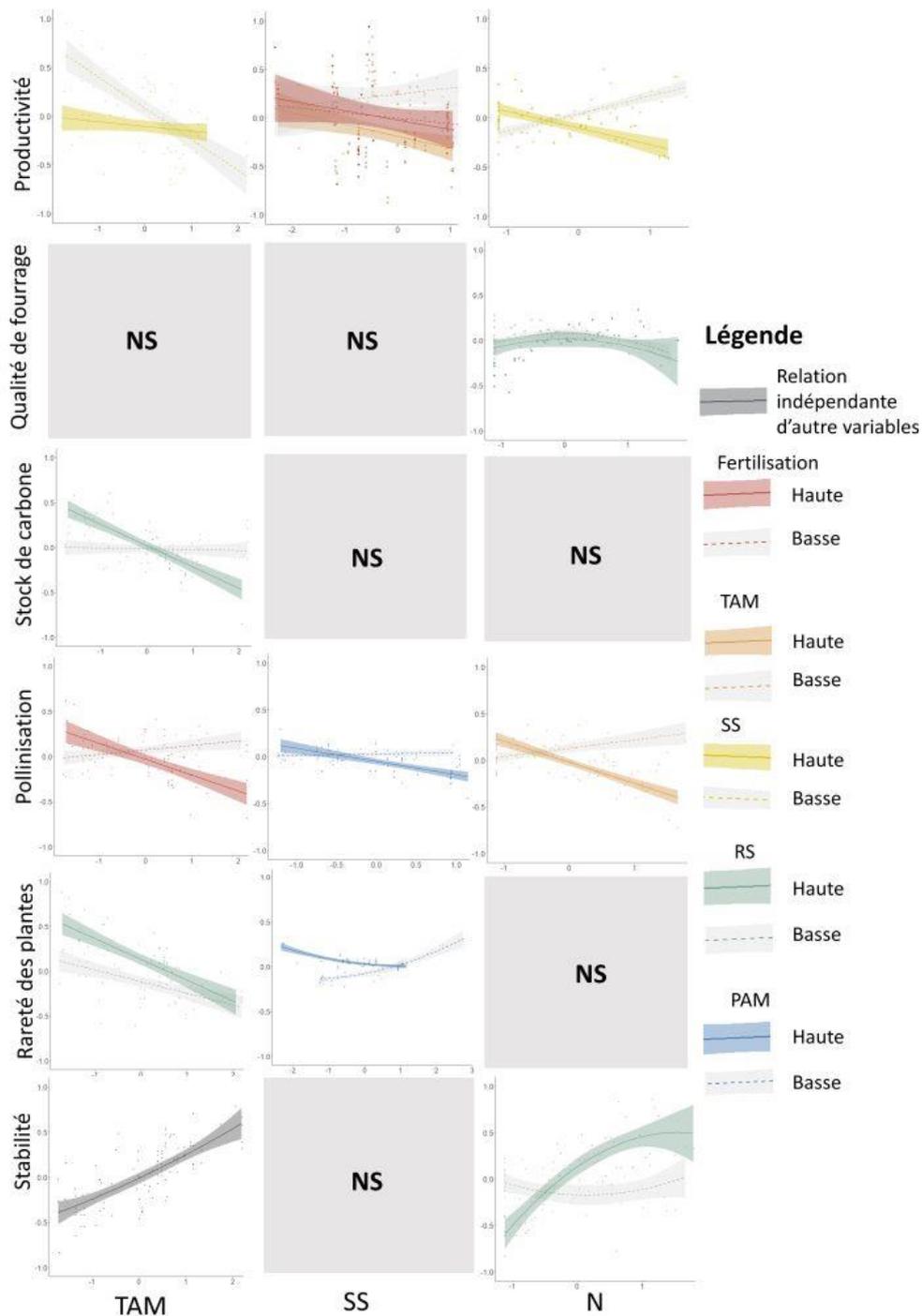


Figure 10: Effets de la température annuelle moyenne (TAM), de la sévérité et fréquence des sécheresses (SS) et de la fertilisation (N) sur les services écosystémiques de productivité, qualité de fourrage, stock de carbone dans le sol, pollinisation, rareté des plantes et stabilité de la production de biomasse, en interactions avec la richesse spécifique (RS) et les précipitations annuelles moyennes (PAM).

Note : Lorsqu'aucun effet de TAM, SS ou N n'est significatif dans le modèle d'un service, on indique non significatif (NS).

Le stock de carbone et la rareté des plantes décroissent avec l'augmentation des températures et ce d'autant plus que la richesse spécifique est élevée. Les prairies froides et diverses présentent le plus haut stock de carbone dans le sol, mais l'augmentation de la température décroît fortement le stock de carbone des prairies diverses alors qu'elle affecte peu le stock de carbone des prairies peu diverses. Aussi, les prairies diversifiées et de climat chaud présentent le stock de carbone le plus faible. L'effet de température x fertilisation sur la rareté des plantes fonctionne similairement, où les prairies froides diversifiées abritent le plus de plantes rares mais sont plus sensibles à l'augmentation de la température ce qui réduit la différence entre prairies diversifiée ou non en climat chaud. La rareté des plantes répond différemment à l'exposition à la sécheresse selon la pluviométrie annuelle moyenne. Dans les régions où les précipitations sont basses, l'effet des sécheresses est positif alors qu'il est négatif dans les régions plus humides.

Concernant le service de pollinisation, il décroît avec l'augmentation de la température dans les prairies fortement fertilisées. Cet effet que nous avons identifié dans le modèle de la richesse spécifique (chapitre 1) s'est retrouvé dans le modèle de la pollinisation, ce qui est cohérent avec la corrélation relativement élevée de ce service à la richesse spécifique ($r=0.64$). Le service de pollinisation est significativement affecté par sécheresse x précipitations, où l'exposition à la sécheresse réduit davantage le service de pollinisation dans des milieux où les précipitations moyennes annuelles sont habituellement élevées. A l'inverse, dans les régions où les précipitations sont basses, l'effet des sécheresses est positif.

Enfin, la production de biomasse des prairies est plus stable lorsque la température augmente. Richesse spécifique x fertilisation impacte significativement la stabilité. La fertilisation augmente la stabilité de la production de biomasse dans des prairies très diversifiées tandis que son effet sur la stabilité est faible dans des prairies peu diversifiées.

DISCUSSION ET CONCLUSION

Détailler les interactions entre variables climatiques nous permet de mieux comprendre la répartition de ces services dans le Massif Central et d'interpréter comment ces différents services nécessaires aux sociétés humaines sont différemment menacés par le changement climatique. Le modèle de productivité indique que la production primaire des écosystèmes qui sert également de production fourragère nécessaire aux éleveurs est la plus menacée lorsque des prairies peu exposées aux sécheresses sont exposées à un climat chaud. Ainsi, puisque SS est corrélée à la latitude et MAT à l'altitude (figure S4), les prairies sont le moins productives dans les zones au nord de basse altitude. La fertilisation peut permettre dans ces conditions peu exposées aux sécheresses de compenser ces faibles productivités. Cependant dans le sud, là où les sécheresses sont plus fortes et fréquentes, la fertilisation n'améliore pas la basse productivité. Cet effet peut être expliqué en Europe par une promotion des graminoides sensibles à la sécheresse par une fertilisation élevée (Van Sundert et al., 2021). Avec le changement climatique, les sécheresses devraient se généraliser même dans des régions en Europe où elles n'étaient pas fréquentes (Spinoni et al., 2018) et les températures devraient augmenter dans le futur (Lee et al., 2021) donc les prairies les plus productives devraient se raréfier dans le Massif Central.

La généralisation des sécheresses dans des régions habituellement soumises à d'abondantes précipitations menace également des services écosystémiques de régulation et culturels liés à l'hébergement de certaines espèces dans les prairies. Ainsi la qualité d'habitat pour les pollinisateurs (i.e. pollinisation) et la rareté locale des plantes sont toutes deux menacées lorsque les sécheresses fortes et sévères arrivent dans les régions où les précipitations calculées sur 20 ans sont élevées. A l'inverse, dans les régions habituellement sèches du sud du Massif Central, certaines espèces locales ont pu développer des mécanismes de résistance à la sécheresse comme déjà observé en climat méditerranéen (Nardini et al., 2014; Jaworski et al., 2022). En particulier, si on considère l'importance des pollinisateurs (en abondance mais aussi en diversité (Katumo et al., 2022)) pour les écosystèmes, il est important de considérer deux menaces différentes liées aux sécheresses pour les écosystèmes

du Massif Central : d'une part la généralisation de sécheresses fortes et fréquentes dans des régions où le climat était humide (Spinoni et al., 2018) dans le nord, et d'autre part le fait que les sécheresses dans les climats méditerranéens du sud pourraient devenir trop fortes dans le futur pour que les espèces puissent continuer de s'y adapter (Nardini et al., 2014).

L'effet de fertilisation x richesse spécifique impacte la stabilité et la qualité de fourrage de manières opposées. La stabilité est aussi accrue par la température car notre indice est basé sur les variations du NDVI sur plusieurs années et comprend les hivers, où, en altitude (i.e. en climat froid), les sols sont recouverts de neige ce qui impacte la stabilité du NDVI. Aussi, si l'on considère les climats chauds de basse altitude, i.e. quand température est haute, où le NDVI est le moins altéré par le couvert neigeux (ACP rouge, figure S9) on observe bien un compromis entre la stabilité, qui est maximisée en prairie fertilisée et diverse, et la qualité de fourrage là où les prairies diverses sont légèrement moins qualitatives. Les effets du climat sur la qualité de fourrage sont complexes (Dumont et al., 2015) donc possiblement difficiles à évaluer par un simple modèle linéaire. L'importance de la richesse spécifique dans les effets de la fertilisation et du climat pour les compromis entre ces différents services encourage à prendre en compte les effets indirects possibles de la température et de la fertilisation sur ces services via la richesse spécifique par une équation structurale, comme fait pour la multifonctionnalité au chapitre 1.

Chapitre 2 – Publication 2

Farmers' perceptions of permanent grasslands and their intentions to adapt to climate change influence their resilience strategy

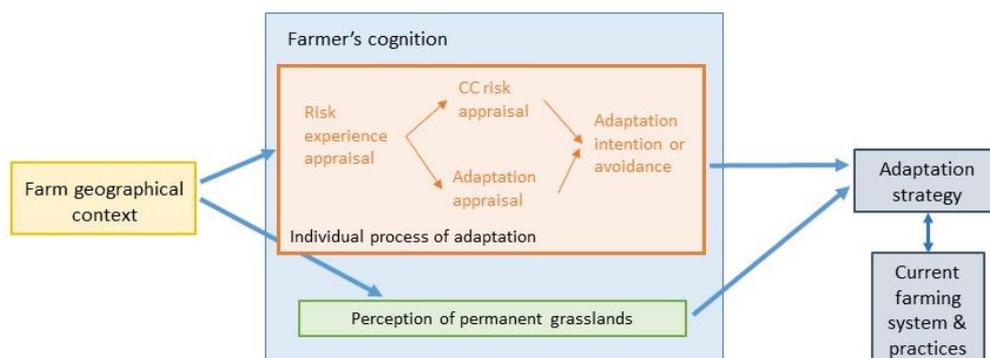
ALLART, L.¹, JOLY, F.¹, OOSTVOGELS, V.², MOSNIER, C.¹, GROSS, N.³, RIPOLL-BOSCH, R.², DUMONT, B.^{3*}

¹Université Clermont Auvergne, INRAE, VetAgro Sup, UMR Herbivores, 63122 Saint-Genès-Champanelle, France

²Animal Production Systems group, Wageningen University & Research, De Elst 1, 6708 WD Wageningen, the Netherlands

³Université Clermont Auvergne, INRAE, VetAgro Sup, Unité Mixte de Recherche Ecosystème Prairial; Clermont-Ferrand, France

Article soumis à *Renewable agriculture and food systems*



Graphical abstract chapter 2

ABSTRACT

Climate change will increase average temperatures and the frequency and intensity of summertime droughts; those shifts will in turn affect forage production in grassland-based livestock farms. Farmers will accordingly likely have to implement adaptation strategies to cope with the effects of climate change. We hypothesised that farmers' resilience strategies would depend on i) their intention to

adapt to climate change, which partly results from previous climate risk exposure, ii) how they perceive the values and disvalues of multi-species permanent grasslands (PGs), and iii) that both of the aforementioned factors would vary according to the geographical context of each farm. We carried out 15 semi-structured interviews with dairy cattle farmers in the French Massif Central; the farms were distributed along a range of climatic and topographic conditions. We used i) the Model of Proactive Private Adaptation to Climate Change to analyse farmers' individual process of adaptation, ii) the Integrated Nature Futures Framework to analyse farmers' perception of multi-species PGs, and iii) text analysis to identify the farmers' adaptation strategies. Nine of the farmers felt that they were already adapted to climate change or that they had a plan in place to implement new adaptations in the future. We observed straightforward relationships between these farmers' perception of PGs and their choice of adaptation strategy; those relationships varied, however, with the geographical context of each farm. Farmers in the northern Massif Central and southern uplands highlighted the values of PGs and considered PGs to be central to their adaptation strategies. Conversely, farmers in the southern lowlands mostly referred to the disvalues of PGs; they based their adaptation strategies on temporary grasslands and forage crops. Three of the farmers believed that climate change posed a significant risk, but they foresaw little room to manoeuvre. Despite acknowledging the values of PGs, those individuals did not intend to use PGs to adapt to climate change. The final three farmers did not intend to adapt to climate change; their reasoning stemmed from either a mindset of fatalism or their acknowledged desire to retire soon. Extreme events such as the summertime drought of 2003 and human factors such as intergenerational transmission of farm can accordingly facilitate or inhibit climate change-related adaptation. It is accordingly important to take into account both socio-psychological and environmental factors when analysing how grassland-based farmers transition to more climate change-resilient systems.

Keywords: dairy, ecosystem services, multi-species grasslands, risk experience, strategy, uplands

INTRODUCTION

Climate change increases the vulnerability of grassland-based production systems given that it affects the annual distribution of forage production and enhances its inter-annual variability (Ergon et al., 2018; Henry et al., 2018). Grassland-based farmers may therefore attempt to increase the socio-economic resilience of their farms by mobilising a variety of levers at the herd, forage-system and farm-management levels (López-i-Gelats et al., 2011; Dumont et al., 2022; Lüscher et al., 2022). Resilience has been defined in the context of farmers as their capability to implement changes in their system and make management decisions that maintain a farm in its current configuration or lead to a new equilibrium (Darnhofer, 2014).

In grassland-based production systems, different strategies help farmers enhance the resilience of their forage systems. For instance, one strategy involves purchasing feed during unseasonably hot or cold weather in order to maintain production objectives (Mosnier et al., 2009). Another strategy pertains to achieving high levels of forage self-sufficiency so that there are no increases in herd-feeding costs during poor weather (Martin and Magne, 2015). To increase forage self-sufficiency, farmers can adapt their herd size, defoliation regime (e.g., mowing and grazing intensity), and mineral fertilisation; moderate defoliation intensities stabilise forage production and increase farm self-sufficiency (Tracy et al., 2018). The presence of multi-species permanent grasslands (PGs) can also enhance farm resilience. The higher the plant species diversity, the greater the forage yield adjusted to forage quality and farm income (Schaub et al., 2020). Within plots, plant species diversity stabilises sward productivity through intra- and inter-specific synergies and compensation mechanisms (Lüscher et al., 2022). Over the long term, plant diversity in PGs may ease the transition towards plant communities that are better adapted to new climatic conditions (Lavorel et al., 2020). Forage crops or temporary grasslands (TGs) can be used to enhance forage yield, and commercial multi-species mixtures have been developed based on the complementarity of plant traits and strategies so that they are adapted to specific soil and climatic conditions (Ergon et al., 2018; Suter et al., 2021). Growing drought-resistant mixtures, cover crops, and well-adapted forage species such as

sainfoin and chicory can also buffer the effects of droughts on forage production (Dumont et al., 2022). The use of complementary forage species such as C3 and C4 grass species increases grass yield, lengthens the grazing season, and reduces the needs for conserved forage during winter; those changes can all buffer the effects of climate-related hazards (Tracy et al., 2018). Farmers can accordingly implement strategies with various end goals to adapt their forage system: they can either preserve multi-species PGs or convert them into TGs or annual forage crops. These actions impact not only forage production but also the regulating and cultural services provided by multi-species PGs (e.g., Bengtsson et al., 2019; Lindborg et al., 2023; Allart et al., 2024).

Previous studies have shown that farmers' adaptation strategies are partly driven by external factors, such as public policy (Kipling et al., 2016), economic pressure (Zilberman et al., 2012) and advice from consultants, each with their own commercial interests (Schils et al., 2019). A recent meta-analysis concluded that internal factors (i.e., socio-psychological factors), are typically underweighted by farmers when it comes to adaptation strategies (Swart et al., 2023). These socio-psychological factors include, for example, how farmers perceive the risks resulting from climate change. In the Model of Proactive Private Adaptation to Climate Change (MPPACC), Grothmann and Patt (2005) accounted for both the perception of climate change risk and the perception of one's own adaptive capacity; both factors condition the intention to adapt. These authors also accounted for how farmers and farm advisors experienced risk, which Grothmann and Patt (2005) termed "risk experience appraisal." For example, experiencing one or more droughts has been shown, in the Midwest of the United States, to increase farm advisors' awareness of risks (Carlton et al., 2016) and to enhance Ethiopian farmers' motivation to take up adaptation measures (Gebrehiwot and van der Veen, 2021). However, very few studies have attempted to link European farmers' adaptation strategies to socio-psychological factors (Nguyen et al., 2016; Mitter et al., 2019).

A second key socio-psychological factor relates to farmers' perception of the intrinsic, instrumental, and relational values and disvalues of PGs on their farm. Values are usually expressed in positive terms (Schmitzberger et al., 2005; Lamarque et al., 2014; Petit et al., 2019). However, some

scholars (Lliso et al., 2022; Oostvogels et al., 2024) suggest to also consider values with negative valence, i.e. disvalues. For example, grass-based dairy farmers in the Netherlands express very contrasting narratives about nature that are characterised by distinct sets of values and disvalues (Oostvogels et al., 2024). Some farmers have the mindset that PGs invoke ecological and economic costs (Saunders, 2020). In French Massif Central, a recent study revealed that climatic factors can also modulate the delivery of ecosystem services by grasslands by altering plant species richness (Allart et al., 2024); farmers' perceptions of multi-species PGs as part of their adaptation strategy may also change with the local climate. This finding suggests that accounting for the geographical context of a farm is critical to understanding how farmers develop strategies to adapt to climate change.

Here, we hypothesise that those strategies depend on i) whether farmers intend to take actions to adapt; that decision is partly dictated by the farmers' previous exposure to risk and ii) how they perceive the values and disvalues of PGs on their farm. Both of those factors in turn vary as a function of the geographical context of a farm. We explored these hypotheses by conducting 15 semi-structured interviews with pasture-based dairy cattle farmers in the French Massif Central. Our goal was to qualitatively analyse consistencies among the farmers' thinking in light of the geographical context of each farm. We also propose an integrated approach for analysing farmers' transitions to more resilient grassland-based systems that accounts for both socio-psychological and environmental factors.

MATERIAL AND METHODS

We focused on the French Massif Central, the largest semi-natural grassland in western Europe (60% of the usable agricultural area (UAA) in the region is composed of PGs that support herbivore production systems). In the Massif Central, many dairy farmers produce cheese under Protected Denominations of Origins (PDOs). Most PDOs (e.g., Cantal, Bleu d'Auvergne and Laguiole cheese) require a high proportion of grazed grass and hay in animal diets and are furthermore characterised by specific requirements pertaining to grassland management. Therefore, the future of grassland-

based herbivore production systems is important for Massif Central landscapes, and PGs there provide a number of environmental, economic, social and cultural services (Hulin et al., 2017).

We conducted 15 semi-structured interviews with dairy cattle farmers in the Massif Central from November 2021 through March 2022. The farmers were selected from a group of participants who took part in a grasslands sampling project 10 years prior to develop a multifunctional typology of grasslands in the Massif Central and characterise grassland diversity and the ecosystem services they provide to society (e.g., cheese nutritional and sensory quality) (Galliot et al., 2019; Hulin et al., 2019). Farms were selected to ensure a wide range of climatic and elevation conditions (Figure 11). The survey is presented in Supplementary Text 1.

We first collected information from each farmer about his or her farming system and grassland management techniques. We then asked questions about each farmer's perception of biodiversity and the capacity of multi-species PGs to mitigate or adapt to climatic-related hazards. We additionally queried the farmers about their experience with climate change risk and the adaptation strategies, if any, they had previously implemented or planned to implement in the future. The interviews, which included a plot visit, ranged in duration from two and a half hours to three hours. We audio recorded all the interviews. Shortly after conducting the interviews, we transcribed the parts related to climate change, biodiversity and adaptation strategy; we excluded stutters, fillers and false starts (Oliver et al., 2005). We used the Microsoft software NVivo for transcription, and we performed text analysis based on deductive coding. We used the terms employed in two perception frameworks on climate change (Grothmann and Patt, 2005) and grassland values (Oostvogels et al., 2024) that represented farmers' thinking. We then deduced the farmers' adaptation strategies and discussed the levels of change consistent with the resilience typology of Darnhofer (2014).

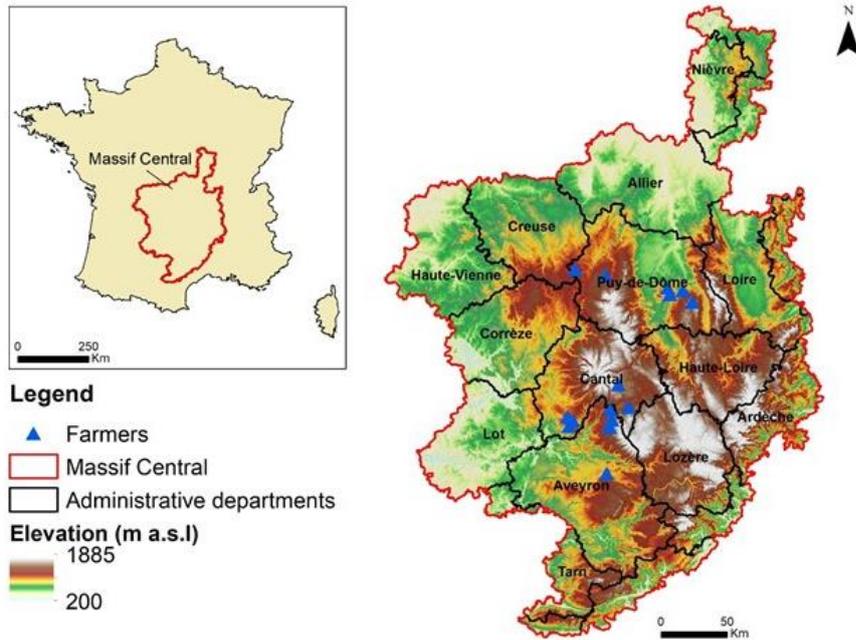


Figure 11: Map of the Massif Central and the locations of the 15 farmers interviewed. To preserve the anonymity of the interviewees, the locations correspond to the municipality in which each farm is situated.

Geographical context of the farms

The farmers' exposure to climate change-related risks depended on the geographic context of each farm (i.e., its altitude and latitude). In the Massif Central, the mean annual temperature is strongly correlated with altitude ($r = -0.89$; Allart et al., 2024). Farmers were therefore asked to note the range of elevations encompassed by their grassland plots; the values ranged from 500–1300 meters (m) above sea level (asl). The transition from hill to mountain climate occurs between 700 and 900 m asl in the Massif Central, depending on slope orientation (Conservatoire botanique national du Massif central, 2023). If the maximum elevation of a farm was below 900 m asl, it was considered to be a lowland farm characterised by a warm climate and lowland grassland communities. If the minimum elevation of a farm was above 700 m, it was considered to be an upland farm with a cold climate and upland grassland communities. No single farm had plots confined to between 700 and 900 m asl.

The farms were located along a 150-km-long latitudinal gradient from Puy-de-Dôme department in the north to Aveyron in the south (Figure 11). Drought severity was determined using the standard precipitation evapotranspiration index (SPEI), which is the difference between precipitation and potential evapotranspiration (Luna et al., 2023). The SPEI was retrieved from the SAFRAN database (Le Moigne, 2002), which contains data from the past 10 years. Across the Massif

Central, latitude is negatively correlated with drought severity ($r = -0.68$; Allart et al., 2024); in other words, farms located in the southern part of the Massif Central experience increased exposure to drought. We assumed that a farm’s latitude was defined by the latitude of its main building. We accordingly split the farm sample into two groups: northern farms were located at latitudes above the mean latitude of the 15 farms (i.e., $45^{\circ} 17'$), and southern farms were located below the mean latitude (Figure 11).

Combining farm altitude and latitude led us to identify three geographical contexts that predict farmers’ experiences with climate change. Six northern farms had not been exposed to severe droughts thus far but had already faced a warming climate; five out of the six farms were located in the hilly area that we considered to be lowlands. Five southern upland farms had already been exposed to droughts in a cold climate, and the four southern lowland farms had been exposed to both droughts and a warming climate.

Table 1 summarises the farms’ characteristics. We used the fractional area of PGs in farm UAA to assess the farmers’ current reliance on PGs. The PGs were classically defined as grasslands that had been sown at least five years prior and that has never been ploughed. We used official declarative documents to calculate farm annual stocking rate in 2021, fertilisation of PGs, and milk produced per hectare of UAA. To calculate feed self-sufficiency per livestock unit (LU) on an annual basis, we reported the forage units (FUs) bought from outside the farm in 2021. A FU corresponds to the energy content of 1 kg of barley harvested at maturity. We used standard energetic values of feed described by Nozière et al. (2018) to convert the fodder and concentrate feed purchased by farmers into FUs. We then summed the fodder and concentrate that were bought (expressed in FUs bought per LU per year) to calculate the reliance of each farm on feed in 2021. That year was a standard year, climatically speaking, in the Massif Central.

Geographical context	North	Southern uplands	Southern lowlands
----------------------	-------	------------------	-------------------

Farms (n)	6	5	4
Land use (% of UAA in PGs)	87.8 (± 17.4)	79.9 (± 26.6)	36.1 (± 19.3)
PG fertilisation (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)	72.8 (± 66.2)	77.3 (± 70.7)	63.0 (± 54.7)
Dairy cow herd (n)	58 (± 15)	66 (± 32)	55 (± 11)
Farm stocking rate (LU ha ⁻¹)	1.00 (± 0.15)	1.23 (± 0.13)	1.10 (± 0.23)
Fodder bought (FUs LU ⁻¹ yr ⁻¹)	689 (± 199)	887 (± 502)	362 (± 190)
Milk sold (kg ha UAA ⁻¹)	3750 (± 1310)	3600 (± 690)	4220 (± 870)

PG: permanent grassland; FU: feed unit; LU: livestock unit

Table 1: Primary characteristics of the farms in the three geographical contexts. Lowland farms had maximum elevations below 900 m a.s.l, and upland farms had minimum elevations above 700 m a.s.l.

Perception of risk and farmer intention to adapt to climate change

We used the MPPACC framework to analyse the farmers' individual adaptations to climate change (Grothmann and Patt, 2005). This framework is the most suitable socio-cognitive framework for agricultural systems (Mitter et al., 2019), given that it accounts for elements that the interviewee may not be fully conscious of to capture the effect of external factors on a farmer's intention to adapt to climate change (Mitter et al., 2019). During the interviews, we qualitatively assessed *i) climate risk experience*, which is defined as the way farmers describe their previous experience of climate-related hazards that in turn influences their *ii) climate risk appraisal* i.e., the perception of a threat probability and of its potential damage. *Perceived adaptive capacity (variable iii)* refers to a farmer's perception of his/her own resources to adapt, which, together with climate risk appraisal, influences *iv) adaptation appraisal*, which is defined as a person's "ability to avert being harmed by the threat, along with the costs of taking such action." Given that climate change results in an increased frequency and intensity of climate-related hazards and a long-term shift in local climates (Lee et al., 2021), we accounted for the *intention to adapt to both hazards (variable v) and to long-term changes (variable vi)*. We defined four classes for each variable. We then assessed the farmers' profiles of adaptation by

analysing these six variables using the Multiple Component Analysis function and clusterisation (HCPC) function in the FactoMineR software package (Lê et al., 2008).

Perception of permanent grasslands

To characterise the farmers' perceptions of PGs, we considered the values and disvalues the farmers attributed to them. We used the Integrated Nature Futures Framework to analyse the plural value dimensions of human-nature interactions (Oostvogels et al., 2024). Values can be understood to have positive valence (positive values, generally simply referred to as 'values'; Pascual et al., 2017) or negative valence ('disvalues'; Lliso et al. 2022). Building on previous literature regarding nature's values and disvalues (Pascual et al., 2017; Pereira et al., 2020; Lliso et al., 2022), this framework considers three perspectives on the basis of which humans characterise objects related to nature (i.e., biodiversity, natural processes and nature management and conservation). We used this framework to reveal the arguments that farmers used in favour or against multi-species PGs on their farm and PG management. The "*nature*" perspective concerns the idea that nature has an intrinsic value and highlights how an interviewee considers the object of the study; i.e., how PGs would affect nature. The "*society*" perspective focuses on how PGs provide instrumental value to humans (e.g., provisioning and regulating services). Finally, the "*culture*" perspective focuses on the relational value of PGs; i.e., how PGs affect humans' relationships with or via nature.

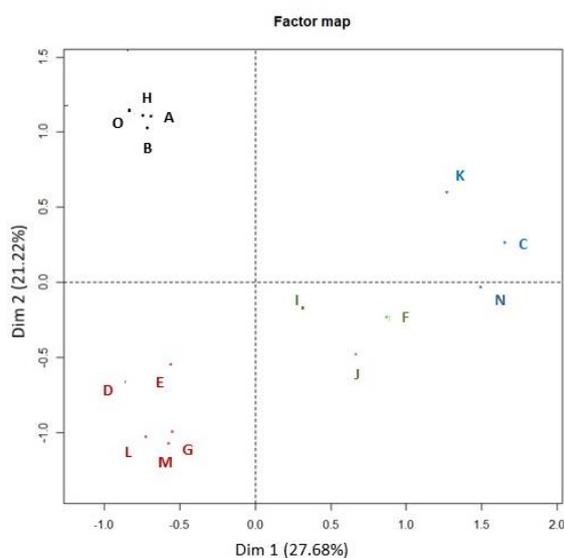
Farmers' adaptation strategies

Based on textual analysis, we identified the adaptation strategy of each farmer as a combination of various adaptation measures. Consistent with the methodology of Dumont et al. (2022), we categorised management decisions according to whether they occurred at the feed-resource, herd or farm-management levels. We qualitatively clustered farmers' narratives based on textual analysis to identify contrasting adaptation strategies; we also discussed the levels of change (i.e., gradual or transformative) in line with the resilience typology of Darnhofer (2014).

RESULTS

Perception of risk and farmer intention to adapt to climate change

The multiple component analysis based on the MPPACC revealed four different groups (Figure 12) that displayed different levels of adaptation intention. This clustering takes into account the first three axes of the Multiple Component Analysis, which explain 71% of the observed variance. The first group was composed of four farmers who considered their farming systems to be already adapted to climate change; they noted different options to overcome future climate-related hazards (e.g., buying fodder or using security stocks). Farm resilience results from adaptations farmers have already implemented (e.g., increasing their farm area, which allows them to build fodder stocks) or from assets already present from their system (e.g., a PG-based system costs little money to maintain, which allows farmers to save money to use in the case of poor weather). These farmers accordingly felt ready to



Cluster 1: Farmers feeling their system is adapted

- ⇒ They consider CC risk exists but that their system is ready
- ⇒ Their perceived adaptive capacity is high resulting from adaptations they already implemented

Cluster 2: Farmers planning to implement new adaptations

- ⇒ Their climate risk appraisal is high
- ⇒ Their perceived adaptive capacity is high
- ⇒ They have not yet implemented new adaptation options but are sure to do it in the future

Cluster 3: Farmers foreseeing little room for manoeuvre

- ⇒ Their climate risk appraisal is high
- ⇒ Their perceived adaptive capacity is low
- ⇒ They favour adaptation to hazards and have not yet decided on whether to adapt to long-term changes or not

Cluster 4: Farmers not intending to adapt

- ⇒ Either their risk appraisal is very high, which generates fatalism
- ⇒ Or they are close to retirement and would not benefit from changes in management practices

Figure 12: Groups that exhibited different levels of intention to adapt to climate change based on Multiple Component Analysis and clustering of the six variables from the Model of Proactive Private Adaptation to Climate Change (MPPACC; Grothmann and Patt, 2005). We accounted for farmers' perception of the risks associated with climate change and their own ability to adapt and adaptation levers to both climate-related hazards and long-term changes.

overcome future climate-related hazards and did not see the need for changes, as illustrated by this quote: *“Well I think we are adapted, now. [...] Well head down and we let the wind blow. What else can we do?” (Farmer A)*

The five farmers in the second group planned to implement new adaptations on their farms (Table 2). That finding was consistent with the farmers’ appraisals of significant climate change-related risks and their perceived high capacity to adapt (even though they had not done so already). Those farmers were, however, sure to implement these management options, as revealed by this quote: *“No, as far as I am concerned, the climate adaptation that us, farmers, have to do, is to reduce the number of cows everywhere [...]. We are going to do it with [name of the associate], for sure.” (Farmer M)*

The three farmers in the third group foresaw little room for manoeuvring since they believed that they had limited capacity to adapt; they also acknowledged that climate change posed a risk to their farms. Their statements highlighted external administrative or economical constraints that prevented them from implementing adaptations and reduced their ability to adapt to climate change. They accordingly favoured short-term adaptation to climate-related hazards; they had not yet made a firm decision as to whether to adapt to long-term changes or not. An illustration of short-term adaptation options is expressed in this quote: *“We undergo [climate change]. [...] When it is very hot, for example, we put the cows where there is more wood to keep them in the shade, and we graze them at night. We just go from day to day!” (Farmer F)*

The three farmers in the fourth group did not intend to adapt to climate change. This mindset resulted from a high appraisal of climate change-related risks that generated a sense of fatalism, as revealed by this quote: *“In 2050, here, the climate will be the one of Andalusia [South Spain]. It won’t be possible to grow anything.” (Farmer K)*. The other two farmers in this group did not intend to take action given that they were close to retirement age. They believed that they did not have enough time to implement changes and reap the benefits of those changes in practices; that mindset persisted regardless of whether the farmers had identified a successor to take over their farm.

Perception of permanent grasslands

We analysed human-nature interactions following the Nature Futures Framework of Pereira et al. (2020) while also accounting for the disvalues of PGs as proposed by Oostvogels et al. (2024). We found that farmers' perceptions of PGs could be separated into four categories. We note, however, that two farmers did not refer to any values or disvalues of PGs in their interviews. When asked about biodiversity, they focused on sown TGs or forage crops. The characteristics of PGs that the other farmers reported, along with their integrated visions, can be found in Figure 13.

The first group of farmers (four out of 15 farmers) emphasised the intrinsic values of PGs (on the "for nature" axis), their instrumental values and their relational values. These farmers' self-identity is linked to farming with PGs. These farmers view species-rich PGs as the functional basis of their production systems; their management practices are tied to caring for the land and increasing biodiversity. Consistent with the practice of Oostvogels et al. (2024), we refer to these farmers as "farming with PGs." The following quote illustrates these farmers' beliefs about PGs: "For us, it is also an identity to produce cheese with only grass and a maximum of natural grasslands. [...] We feel better producing milk with grass than intensively producing milk with oilcakes and corn." (Farmer B)

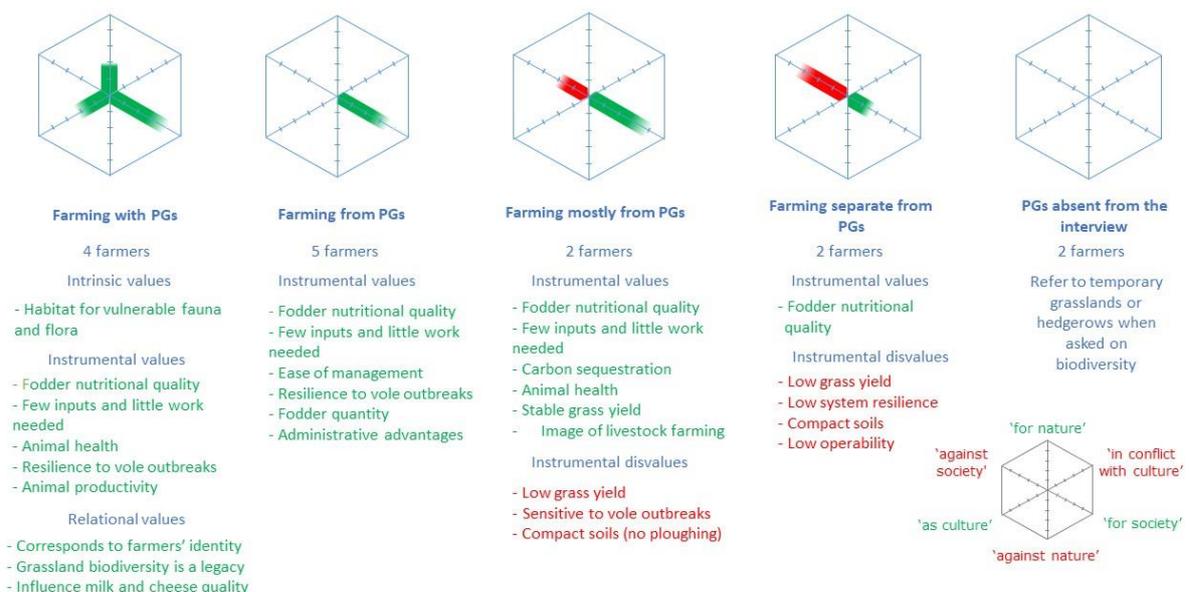


Figure 13: Various perceptions of permanent grasslands in the livestock farming systems. The values of permanent grasslands perceived by farmers are noted in green, and the disvalues are noted in red.

The second group of five farmers emphasised only the instrumental values of PGs. They valued PGs for their agronomic functions and the various benefits they can confer. We therefore referred to these farmers as *“farming from PGs.”* The instrumental value these individuals attributed to PGs is reflected in the following quote: *“And it is a natural grassland. So you have more flexibility, and it matures more slowly. If you miss the time to cut on temporary meadow, you will soon have spikes of grass, and it will flower very quickly.”* (Farmer A)

The third group consisted of two farmers who also emphasised the instrumental values of PGs on the “society” axis; they also noted some disvalues on the same axis. We referred to these two farmers as *“farming mostly from PGs.”* Like the group of farmers discussed above, they did not express narratives about the intrinsic or relational values of PGs during their interviews. Their ambivalence in terms of perceiving the instrumental value of PGs is reflected in the quote *“Yes, that is it, with sometimes lower yields, but grassland biodiversity brings durability.”* (Farmer M)

The fourth group of two farmers emphasised the instrumental disvalues of PGs compared with the benefits of relying on TGs or forage crops in rotations. Although these farmers perceived some instrumental value to PGs (e.g., fodder nutritional quality), we decided to group those farmers as *“farming separate from PGs”* (Oostvogels et al., 2024). These individuals emphasised a number of instrumental disvalues of PGs (e.g., low grass yield, low system operability and compact soils). That mindset is expressed in the quote *“You would think that permanent grasslands would be just about ideal. When I have ploughed mine, the soil was extremely compact. There are quite a few where not a single earthworm could be found [...] After four years of crop rotation, it changed completely. It was easier, it was full of earthworms, it was nothing like before.”* (Farmer L)

Farmers’ adaptation strategies

The qualitative clustering of the narratives of the 12 farmers who have already adapted to climate change or who intended to adapt—determined based on textual analysis—led us to identify four contrasting strategies. The details of the management practices of these four strategies are provided

in Table 2; they are organised on the basis of whether the adaptations occurred at the feed-resource, herd or farm-management levels.

The benefits of the intra- and inter-plot diversity of PGs and hedgerows

Six out of the 12 farmers who have adapted to climate change or intended to adapt perceived resilience-related benefits to preserving PGs and other landscape features such as trees and hedgerows. Four of those farmers' properties are located in the northern Massif Central; the remaining two are located in the southern uplands. In the minds of these farmers, PGs, hedgerows and trees directly reduce farm vulnerability and/or indirectly provide adaptation options. For example, grazing livestock on PGs makes it possible to feed herbivores at low cost, which in turn confers cost savings since fodder does not have to be purchased. Different grasslands (e.g., wet grasslands and dry grasslands on shallow soils) with various nutritive values and abilities to withstand droughts make it possible to graze animals while coping with fluctuating meteorological conditions that occur throughout the grazing season. The contrasting dynamics of biomass production enhance flexibility in grassland management (e.g., variability in the timing of cutting meadows) while stabilising grass yields available on a farm scale. The perceived value of PGs to farmers' adaptations is reflected in the following quote: *"We need everything and the fact that we have fields in different places, in different elevations, sometimes it is not so bad. They say you should not put all your eggs in one basket. Because here it can be dry, there it can be wet and up there dry when we come to cut, all well in good conditions. A wet year, we will be less comfortable here because it is little carrying and in a dry year we will be more comfortable there because the soil is carrying."* (Farmer B)

More than 90% of the UAAs of these six farms were devoted to PGs; the farmers' average yearly stocking rate was 1.04 LUs per ha. Five out of these six farmers acknowledged adaptations resulting from within-plot floristic diversity. Four of the farmers also noted that grazing their livestock on PGs allowed them to feed their animals at low cost and saved them money because they did not have to buy fodder in the case of poor weather.

	Benefits from intra- and inter-plot diversity of PGs and hedgerows	Complementarity between PGs and forage crop rotations	Adjusting composition of temporary grasslands	Relying on crop rotations protected by hedgerows and trees
Farm management	Dry hay in barn	Build fodder security stocks to enhance farm feed self-sufficiency	Build fodder security stocks to enhance farm feed self-sufficiency	Build fodder security stocks to enhance farm feed self-sufficiency
	Buy forage in case of hazards thanks to low costs		Buy fodder when needed	
	Build fodder security stocks to enhance farm feed self-sufficiency			
Herd	Adjust herd size in case of hazards	Adjust herd size in case of hazards		Decrease herd size for a structurally lower stocking rate
	Decrease herd size for a structurally lower stocking rate	Decrease herd size for a structurally lower stocking rate		Graze cows in woods to benefit from shade
Feed resource	Transform to an all-PG system if not the case already	Increase land use diversity, either by enhancing PG area in a system that has more crops and TGs or by incorporating forage crops and TGs in a PG-dominated system	Adapt grazing and mowing practices	Develop multi-species TGs and forage crops in rotations
	Adapt pasture rotations and cutting frequency according to different types of PGs	Adapt pasture rotations and cutting frequency according to different types of PGs	Sow multi-species TGs, preferably species adapted to local conditions	Plant trees to protect soils and grasslands
	Preserve PG diversity and hedgerows to reduce farm vulnerability to hazards	Adapt crop rotations	Extend the grazing period by sowing rye-grass/clover leys	Adapt pasture rotations (even though different types of PGs are not perceived as an adaptation lever)
	Increase farm area	Plant trees: protect soil & land cover		

Table 2: Management practices implemented by farmers in the four adaptation strategies, organised according to whether the adaptations occur at the feed-resource, herd or farm-management levels

Complementarity between PGs and forage crop rotations

Two farmers intended to buffer climate-related hazards with PGs—they believed that PGs stabilised inter-annual grass yields. However, those same farmers also engaged in forage crop rotations. They noted that forage crop rotations enhanced the nutritional quality of their animals' diets, benefitted the soil, and contributed to regulating rodent pests (e.g., vole outbreaks). Even though PGs were viewed as an asset when it came to adapting to climate change and a diversity of PGs allowed for flexibility in management, these same farmers also perceived their disvalues, and they intended to compensate for those disvalues by using their land in other ways. Trees and hedgerows were also viewed as assets that could reduce the vulnerability of a farm's PGs or forage crops to heat and droughts. One farmer noted that his system was already adapted to climate change since he combines PGs with crops and TGs on 50% of his UAA and furthermore has security stocks. The other farmer still had 90% of his UAA as PGs but intended to adapt his system in the future by increasing the proportion of TGs and by planting trees.

Adjusting the composition of temporary grasslands

Two farmers with lands located in the southern uplands intended to build forage stocks to buffer against climate-related hazards and achieve feed self-sufficiency by sowing multiple species of grasslands with adapted mixtures or species adapted to drought conditions. Less-diverse mixtures (e.g., rye-grass-clover) are viewed as a way to extend the grazing season and reduce the need for fodder during the winter. Even though both of these farmers had 80–90% of their UAA covered by PGs, they did not consider PGs to be an asset to adapting to climate change. Their farm stocking rate was the highest (i.e., 1.28 LUs per ha), which led them to buy more than 1000 FUs of fodder per LU in 2021 despite their proficiency managing TGs. Both of these farmers discussed sown mixtures when asked about grassland biodiversity.

Relying on crop rotations protected by hedgerows and trees

Two farmers with lands located in the southern lowlands did not consider PGs to be a viable solution to adapting to climate change; they instead opted for fodder stocks to buffer against climate-related hazards. Both farmers had planted trees and hedgerows to protect TGs and forage crops in rotation, and one of them diversified his farm revenue by selling wood: *“Trees protect crops during droughts. So I am a bit unconventional, I am planting trees in the middle of fields. [...] But this is not a step back. I am spacing them 26 meters apart; they will not interfere with modern machinery.”* (Farmer L). Both farmers were disappointed with PGs after experiencing a severe summer drought in 2003; just 35 and 51% of their UAA, respectively, was covered by PGs. Both farmers had furthermore built security fodder stocks to buffer against climate-related hazards; each only bought 300 FUs of fodder per LU in 2021. They planned to implement new adaptations in the future, as reflected in this quote: *“Will other plants appear in the future? I do not know, with climate change. I think we will have to associate maize with something else. [...] Grass can grow in the shade of maize and ends after the maize has been harvested. Fifteen days after the grassland can be grazed.”* (Farmer L)

DISCUSSION

Consistencies among perceptions, farm locations and adaptation strategies

We hypothesised that the strategies employed by farmers to adapt to climate change would depend on i) their intention to take action to adapt, which partly results from their climate risk appraisal, ii) their perception of the values and disvalues of PGs; and iii) that both of the aforementioned factors would vary according to local climatic and topographical conditions.

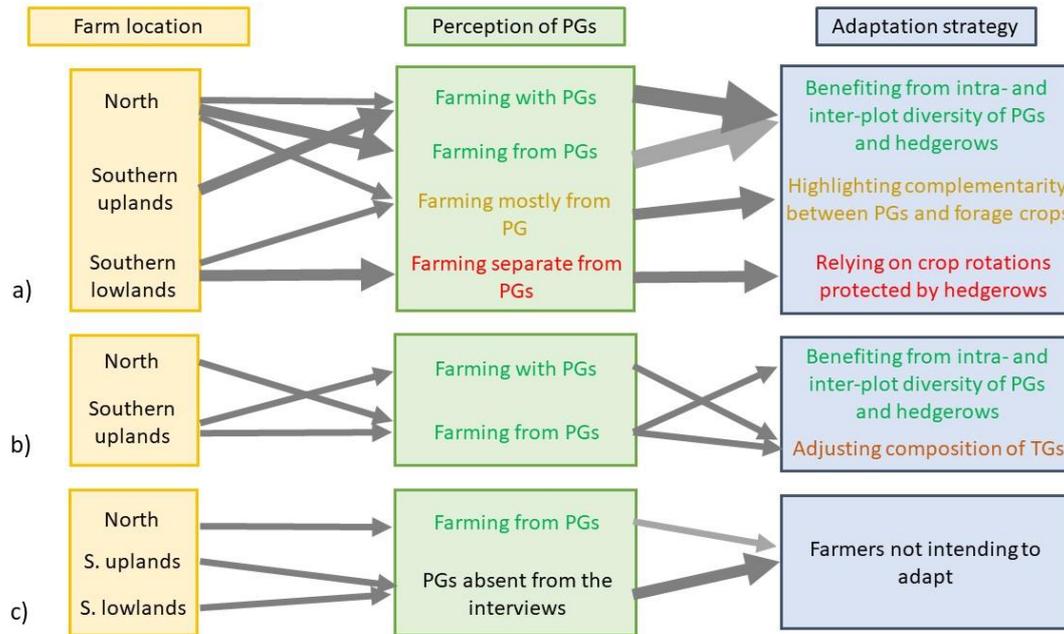


Figure 14: Relationships among a farm's location, the farmer's perception of permanent grasslands (PGs) and the farmer's adaptation strategy. Thicker arrows correspond to a larger fraction of farmers: a) feeling their system is adapted to climate change or planning to implement new adaptations; b) foreseeing little room for manoeuvring; and c) not intending to adapt. Lowland farms had maximum elevations below 900 m a.s.l.; upland farms had minimum elevations above 700 m a.s.l.

We confirmed that perception and farm location influenced farmers' adaptation strategies; we also found consistent combinations of factors for farmers who intend to adapt. For the nine farmers who considered their system to be adapted to climate change or who were planning to implement new adaptations in the future (i.e., clusters 1 and 2 in Figure 12), we observed straightforward relationships between perceptions of PGs and adaptation strategies (Figure 14a). For example, nearly all of the farmers in the northern Massif Central and southern uplands emphasised only the instrumental values of PGs (*"farming from"* type) or their intrinsic, instrumental, and relational values (Pascual et al., 2017, in the case of *"farming with"*). Conversely, farmers located in the southern lowlands either only highlighted the disvalues of PGs (*"farming separate from PGs"*) or noted both their instrumental values and disvalues (*"farming mostly from PGs"*). That group of farmers therefore mostly based their adaptation strategies on TGs and forage crops. Conversely, when farmers foresaw little room for manoeuvre their perception of PGs did not match their adaptation strategy (Figure 14b).

For example, farmers in the southern uplands and the northern Massif Central highlighted the values of PGs; those individuals belonged to the “*farming with PGs*” or “*farming with PGs*” groups. However, they did not systematically intend to use PGs to adapt to climate change. Finally, two out of the three farmers not intending to adapt (Figure 4c) did not discuss PGs when asked about biodiversity. Instead, they referred to forage mixtures or hedgerows.

The consistency in the farmers’ perceptions of PGs and their adaptation strategies (among the farmers who intended to adapt; Figure 14a) echoes how farmers’ perceptions of PGs in Brittany influenced the long-term maintenance of PGs in lowland dairy farms, in a context of regional intensification of farming practices (Petit et al., 2019). A close link between farmers’ views, land-use intensity and biodiversity conservation has also been established in Austria: farmers who were qualified as innovative or traditionally oriented were more likely to preserve the natural value of their farm compared with production-oriented farmers (Schmitzberger et al., 2005). In the Massif Central, temperature is strongly correlated with altitude and drought severity is negatively correlated with latitude (Allart et al., 2024). Farm surveys have revealed that the perceptions of the services provided by PGs also vary with geographic context. Farmers located at more northern latitudes and in uplands—characterised by less-frequent and less-severe droughts—were more likely to embrace PGs than farmers working in the southern lowlands, where grasslands experienced more frequent droughts and a warmer climate. This finding suggests that the local climate may influence the perceptions of grasslands among farmers who are considering various management practices and strategies to adapt to climate change. Lamarque et al. (2014) confirmed this result—these authors observed that farmers in the French Alps made management decisions based on the combined effects of their farm’s characteristics (e.g., climatic and topographical constraints) and their knowledge of ecosystem services and social values. Farmers were therefore able to adapt their practices based on observations of how drought conditions affected the outputs of their management practices, which in turn led to changes in the farmers’ values (Lamarque et al., 2014).

We found no difference in adaptation strategies between farmers who emphasised only the instrumental values of PGs (*“farming from PGs”*) and farmers who also noted the intrinsic and cultural values of PGs (*“farming with PGs”*) (Figure 14a). This finding suggests that the perception of the instrumental values of PGs may be more crucial for decision-making; farmers value the viability of their business first and foremost. As already highlighted by Oostvogels et al. (2024), farmers also perceive the disvalues of PGs. That situation, in turn, shapes farmers’ adaptation strategies and the role of TGS on farmlands.

Factors that can promote or inhibit adaptation intentions

Knowledge of relevant agronomic and ecological processes is an important aspect connecting multi-species PG perceptions and practices. For example, in the French Alps, farmers’ decisions to spread manure was not only based on grass yield criteria but also on their knowledge of how the presence of manure affects grassland botanical diversity (Lamarque et al., 2014). Knowledge has also been noted to be an element of adaptive capacity that drives the individual process of adaptation to climate change (Grothmann and Patt, 2005). In our study, farmers’ perceptions of the advantages of land use were consistent with those noted in the scientific literature. For example, farmers who relied on PGs noted that floristic diversity was akin to the so-called “portfolio effect” when it came to reducing the vulnerability of plant communities to hazards (Lüscher et al., 2022); floristic diversity also reduced inter-annual yield variability (Tilman et al., 2006). The farmers we interviewed noted that grassland diversity facilitates flexible grassland management (e.g., in pasture rotations), stabilises grass yields on the farm scale (Nettier et al., 2010), benefits the sensory quality of dairy products (Martin et al., 2005) and helps to keep the costs of grass-based diets low (Peeters, 2009). Farmers relying partly on forage crop rotations also reported the benefits of grassland diversity for regulating rodent pests (e.g., vole outbreaks) (Fichet-Calvet et al., 2000). The ecosystem services provided by trees and hedgerows were also noted; these features can regulate water flow and accordingly affect local climate patterns and animal welfare (Moreno et al., 2018). Although our study does not differentiate between beliefs and knowledge, the consistency that we noted between farmers’ perceptions and data in the literature

suggests that the farmers possess knowledge about the resources that they use. That situation, in turn, encourages adaptation intentions via perceived adaptive capacity (Grothmann and Patt, 2005). We also noted inconsistencies in the case of farmers highlighted the values of multi-species PGs but relied on sown temperate grasslands for adaptation (Figure 4b). That situation was also linked to access to knowledge. One farmer reported that he had benefited from more training opportunities related to TGs compared with PGs; that finding highlighted the need for knowledge transfer. A range of tools can be used to characterise PG diversity and the ecosystem services they provide to farmers and to society (Galliot et al., 2019; Hulin et al., 2019; Dernas et al., 2023).

Some of the narratives we recorded were similar to those reported in other studies that also used the MPPACC framework with European farmers (e.g., Mitter et al. (2019) in Austria). The “climate change adaptors” found by Mitter et al. (2019) are comparable to our groups of farmers who considered their system to be already adapted or who were planning to implement new adaptations. Scepticism about climate change was reported by both Mitter et al. (2019) and by one farmer in our study. Wider sampling efforts are necessary to assess how the characteristics of agricultural systems and farming areas, access to information, social norms and the role of peer groups (Kreft et al., 2024) influence farmers’ narratives about climate change-related adaptations.

We found one statement to be true for all of the farmers that we interviewed: farm adaptations resulted from incremental changes over time, a situation analogous to “*path dependency*” (Sutherland et al., 2012). These changes involved resilience dimensions of adaptive and buffer capabilities (Darnhofer, 2014). In other words, farmers overcame hazards without significantly changing how their system functioned. Indeed, farmers who possess certain feed resources (e.g., PGs, TGs or forage crops) may rely exclusively on the resources they know how to manage. However, five out of the 15 farmers had transformed their system—be enacting changes in their farm’s structure and functioning (Darnhofer, 2014)—after significant events such as the farm changing hands or the passage of climatic-related incidents. Intuitively, one could believe that previous exposure to risk would trigger

a stronger intention to take action. For example, the two farmers in the southern lowlands who relied on crop rotations and were protected by hedgerows and trees changed their land use after the 2003 drought (Ciais et al., 2005); the direct experience of natural hazards increased their risk perception (Bronfman et al., 2020) and consequently led them to adapt (Grothmann and Patt, 2005). Conversely, we also observed fatalism in one farmer who did not intend to adapt, despite his strong beliefs in the risks associated with climate change. This situation confirms the conclusions drawn by Grothmann and Patt (2005) that an increase in climate change risk appraisal can result in either the development of intentions to adapt or the mindset of fatalism (i.e., a driver of adaptation avoidance).

In the same way, intergenerational transmission of a farm from one person to another provided an opportunity to transform the system on two farms; the new farm manager used his position to implement radical changes in land use (e.g., crop rotations with TGs). However, intergenerational transmission also occurred on three farms whose owners did not intend to adapt. Both the soon-to-be-retired farmers and their successors clearly stated that the forthcoming retirement was the reason for inaction; that mindset put the responsibility to adapt on the next generation. This finding confirms that intergenerational farm transfer is a critical phase of farm management (Chiswell, 2018) that encompasses adaptations of grass-based systems to climate change.

Implications of contrasting adaptation strategies for landscape sustainability

Contrasting strategies observed in a given grassland-based landscape can represent a threat to PGs or an opportunity to develop different ecosystem services and boost overall sustainability at landscape scale. Multi-species PGs are biodiversity hotspots that provide a number of ecosystem services (Bengtsson et al., 2019; Lindborg et al., 2023; Allart et al., 2024); converting them to forage crops or sown mixtures reduces local biodiversity and represents a threat to the multiple services they deliver. The conversion of old multi-species PGs to TGs or annual crops leads to large releases of soil-borne carbon stocks and can have long-lasting impacts on the abundance and diversity of pest predators and

pollinators (Le Provost et al., 2020). On the other hand, farming with crop forage and TGs in rotations contributes to weed control in crop fields (Meiss et al., 2010) and can mitigate vole outbreaks (Fichet-Calvet et al., 2000). Grass-legume mixtures and TGs that are well adapted to climate change (see, for example, Lüscher et al., 2022) can also increase and stabilise grass yields on a farm scale. Grass production on these productive plots enables farmers to attain higher levels of animal production per unit area or to build up fodder stocks that can reduce productive pressure on diversified PGs. Those diversified PGs, in turn, can be used more extensively (e.g., for grazing heifers). Reducing grazing intensity on multi-species PGs benefits biodiversity in multi-species upland grasslands (e.g., Dumont et al., 2009). In this way, the intensification of the conversion of some PGs to ensure sufficient grass production can indirectly enable the conservation of extensively managed PGs of patrimonial value.

CONCLUSION

Our study has revealed a high level of consistency between farmers' climate risk appraisals and perceptions of the instrumental values and disvalues of PGs, and the adaptation strategies of farmers who intend to adapt to climate change. A farm's geographical context furthermore influences adaptation strategies; in our case, we noted a pronounced contrast between farms in the southern lowlands (where farmers are already experiencing drought severity in a warm climate) and farms in other areas of the Massif Central where the experience of climate change-related risks has been more muted. Extreme events such as the 2003 summer drought and human factors such as intergenerational transmission of a farm from person to person can either trigger or temporarily block the transition. This finding reveals the importance of integrating both socio-psychological and environmental factors when analysing how farmers are transitioning to more climate-resilient systems. Additional research is necessary to assess the evolution of these perceptions when hazards become more frequent in the future and how such evolution may drive changes in landscape sustainability.

Chapitre 3 - Compromis entre maintien des surfaces en prairies permanentes et dégradation dans les systèmes fourragers herbagers les systèmes laitiers herbagers du Massif central

Les résultats présentés dans ce chapitre sont préliminaires

RESUME

Les prairies permanentes semi-naturelles rendent de multiples services écosystémiques qui dépendent de leur usage par l'élevage ; elles sont menacées de dégradation par un usage intensif qui induit une perte de multifonctionnalité et de conversion qui entraîne une réduction de leur surface. Le changement climatique vient modifier l'effet des pratiques sur leur multifonctionnalité en renforçant la dégradation liée à l'usage, à pratique constante. Le changement climatique peut aussi motiver les éleveurs à convertir des prairies permanentes au profit d'autres ressources fourragères. Aussi nous avons simulé l'évolution de la multifonctionnalité pour une augmentation de la température de 1.5°C à pratique constante de 75 prairies permanentes considérées représentatives de leurs systèmes par 15 éleveurs du Massif central. La multifonctionnalité simulée diminue et cette diminution, i.e. dégradation était plus forte en montagne et dans les prairies permanentes fortement fertilisées. La dégradation maximale simulée pour certaines prairies est plus forte chez les éleveurs qui maintiennent une forte part de prairies permanentes dans leur exploitation (motivés par une perception positive de cette ressource fourragère) avec un niveau de production laitière et un recours aux achats d'aliments moyens. Les éleveurs dont les prairies permanentes sont le moins dégradées se divisent entre ceux qui en maintiennent une forte part dans la SAU (aussi motivés par une perception positive des prairies permanentes), avec une plus faible production pour un même niveau d'achat d'aliment que le groupe précédent et ceux qui maintiennent une moindre part de prairies permanentes (motivés par une perception nuancée ou négative de cette ressource fourragère). Ces derniers produisent plus de lait grâce aux autres cultures de l'exploitation destinées à l'alimentation animale. Aussi nous avons trouvé que la dégradation et la réduction de la surface en prairies permanentes ne touchaient pas les mêmes

systèmes. Les systèmes qui parviennent à limiter ces deux menaces le font au prix d'une faible autonomie et/ou d'une faible quantité de lait vendu à l'hectare.

INTRODUCTION

Les prairies permanentes sont reconnues pour les multiples services écosystémiques qu'elles rendent (Bengtsson et al., 2019; Petermann and Oksana, 2021) : ce sont des écosystèmes multifonctionnels. Cependant elles sont menacées à la fois par la réduction de leur surface au profit d'autres occupations de sol, i.e. la conversion, et par leur dégradation liée à l'intensification de leur usage (Newbold et al., 2016). La dégradation se caractérise par la diminution de la biodiversité et de la capacité des écosystèmes à rendre des services écosystémiques (Bardgett et al., 2021). De fortes fertilisations peuvent être à l'origine de cette dégradation (Allan et al., 2015; Neyret et al., 2021). Bardgett et al., (2021) mettent également en avant d'autres causes de dégradation des prairies telles que le ressemis, le surpâturage ou les rats taupiers. La conversion des prairies permanentes en culture est quant à elle liée non seulement à des anticipations de profits supérieurs permis par des cultures alternatives (Rashford et al., 2011) mais aussi à la perception plus large que les éleveurs ont de cette ressource fourragère. Dans un contexte d'intensification des pratiques dans l'ouest de la France, Petit et al. (2019) montrent que les éleveurs conservant leurs prairies sont ceux qui leur attribuent une valeur supplémentaire en termes de bien-être animal, d'économie ou d'agronomie.

Le changement climatique peut renforcer aujourd'hui ces deux processus de perte de biodiversité des prairies permanentes et donc les services qu'elles rendent. Le changement climatique les impacte à la fois par voie directe et indirecte (Lavorel, 2019). La voie directe correspond aux transformations des écosystèmes sous l'effet de l'évolution du climat, les pratiques étant égales par ailleurs. La multifonctionnalité des prairies décroît ainsi avec l'augmentation des températures annuelles moyennes (température) (Allart et al., 2024). La voie indirecte tient compte des changements de pratiques mis en place par les éleveurs dans le but de s'adapter au changement climatique. Ces adaptations comprennent une modification de la gestion des prairies (fertilisation, niveau de chargement animal, type de fauche) ou la conversion de prairies permanente en d'autres

ressources fourragères (Allart et al., *soumis*). Ces choix de stratégies sont liés aux perceptions que les éleveurs ont de leurs prairies permanentes. Lorsque l'on analyse les stratégies d'adaptation des éleveurs, il est important de prendre en compte simultanément les leviers d'adaptation car ils peuvent se compléter ou se concurrencer (Mosnier, 2015). Certaines études ont simulé l'impact de différents leviers d'adaptation, incluant la modification de la production, la conversion des prairies permanentes et les niveaux d'intensification de la gestion de ces prairies (Mosnier *et al.* 2017) mais sans étudier l'effet des pratiques sur la biodiversité dans le cadre du changement climatique.

L'objectif de cette étude est d'estimer l'évolution de la multifonctionnalité des prairies sous l'effet du changement climatique et des pratiques des éleveurs en matière de fertilisation et de part des prairies permanentes dans l'assolement. Nous proposons ici de mesurer la dégradation de la prairie par une baisse de la multifonctionnalité, due une baisse de la richesse spécifique (chapitre 1). L'équation estimée par Allart et al., (2024) est utilisée pour simuler l'évolution de la multifonctionnalité de 75 prairies de 15 fermes du Massif central. Nous analysons comment cette évolution se conjugue à un maintien plus ou moins important des prairies permanentes dans la surface agricole utile (SAU) selon les contextes géographiques. Ces facteurs sont mis en perspectives avec les niveaux de production laitière, le recours à l'achat d'aliment et les perceptions des éleveurs.

MATERIELS ET METHODE

1) Données

Nous avons réalisé 15 entretiens semi-directifs avec des éleveurs de bovins laitiers du Massif central de novembre 2021 à mars 2022, répartis dans trois contextes géographiques différents (Table 1, Allart et al., *soumis*). Les agriculteurs ont été sélectionnés parmi ceux ayant des prairies échantillonnées pour développer une typologie multifonctionnelle des prairies dans le Massif central (projet AEOLE), base de données qui a permis de relier le climat, la fertilisation, la biodiversité des prairies et leur indice de multifonctionnalité (Allart et al., 2024).

Les éleveurs ont été interrogés sur leur système fourrager, la diversité des parcelles de prairies permanentes dans leur système et leurs pratiques de fertilisation. Les pratiques de fertilisation ont été différenciées pour les différents types de parcelles que les éleveurs considéraient représentatives de la diversité de leur système. Les quantités de fertilisants organiques et minéraux appliqués ont été agrégées en kg d'azote par ha par an (Allart et al., 2024). Si un apport n'était réalisé qu'une année sur deux, la quantité annuelle d'azote par ha était alors divisée par deux. De la même manière si un apport régulier tous les deux ans avait été réalisé l'année précédant l'année de l'enquête, la moitié de cet apport d'azote était ajoutée à l'apport en fertilisation de l'année considérée. Nous avons d'abord étudié comment les pratiques de fertilisation des éleveurs pouvaient faire évoluer la multifonctionnalité dans un climat qui se réchauffe, et comment cela se conjugue au maintien de surface en prairies permanentes dans la SAU de l'exploitation.

2) Simuler l'évolution de la multifonctionnalité des prairies en fonction de la température et des pratiques de fertilisation

Nous avons repris le modèle issu de l'équation structurelle qui explique la multifonctionnalité (Allart et al., 2024) afin de simuler la multifonctionnalité (M) de chaque prairie permanente représentative mentionnée par les éleveurs, selon son niveau de fertilisation, de richesse spécifique (RS) et selon la température annuelle moyenne (température) :

$$(Eq\ 1)\ M = -0.08*température - 0.07*RS*température + 0.19*RS + 0.11*RS*fertilisation + 0.08*fertilisation - 0.07*fertilisation^2$$

$$(Eq\ 2)\ RS = 0.08*fertilisation - 0.21*fertilisation*température - 0.14*température$$

La température est fortement corrélée à l'altitude ($r = -0.92$; Allart et al., 2024) mais nous ne disposons pas de l'altitude exacte de chaque parcelle des éleveurs. Nous avons donc distingué les prairies situées dans des systèmes de montagne de celles situées à l'étage collinéen (Allart et al., *soumis*, chapitre 2). Le modèle de la multifonctionnalité étant calculé sur des données centrées réduites (chapitre 1), les températures centrées réduites moyennes des prairies permanentes situées au-dessus ou en-dessous

de 800m ont été calculées d'après la base de données du chapitre 1. Le niveau de fertilisation en kg d'azote par ha par an communiqué par les éleveurs a également été mis à l'échelle des niveaux de fertilisation centrés réduits du chapitre 1 avec l'équation 3 :

$$(Eq. 3) Y_i = x_i / (max_x - min_x)$$

Avec Y le niveau de fertilisation de la parcelle i mis à l'échelle centrée réduite, x_i le niveau de fertilisation de la parcelle i en $kg N. ha^{-1} . an^{-1}$, max_x le niveau maximal de fertilisation de la base de donnée en $kg N. ha^{-1} . an^{-1}$, et min_x le niveau minimal de fertilisation de la base de donnée en $kg N. ha^{-1} . an^{-1}$.

Nous avons considéré le changement climatique entre le climat 2008-2019 qui correspond à la période de constitution de la base de données (chapitre 1) et le climat de 2050. Nous faisons l'hypothèse climatique d'une température qui augmenterait de 1.5°C entre 2009 et 2050 qui correspond au scénario le plus pessimiste du GIEC (Météo-France, 2022) mais est également cohérente avec les tendances actuelles (AP3C, 2024). Nous avons ignoré les variations possibles de précipitations puisque ni la pluviométrie annuelle moyenne ni la sévérité et fréquence des sécheresses n'étaient significatives dans l'équation structurale de la multifonctionnalité (chapitre 1). De plus, la pluviométrie annuelle évoluera a priori peu d'ici 2050 (Météo-France, 2022; AP3C). Nous avons calculé une température à +1.5°C en appliquant l'équation de mise à l'échelle (Eq 3) de la variabilité de la température dans le Massif Central. Nous avons ajouté le résultat aux températures centrées réduites moyennes de montagne et de colline calculées ci-dessus.

Nous avons appliqué à nouveau le modèle d'équation structurale (Eq 1 et Eq 2) pour simuler une multifonctionnalité avec une température qui aurait augmenté de 1.5°C, à pratique de fertilisation constante (les éleveurs ne parlent pas de changer leurs pratiques de fertilisation, Allart et al., *soumis*). Afin de mesurer l'évolution de la multifonctionnalité sous un scénario à température +1.5°C, nous avons calculé la différence entre la multifonctionnalité simulée à climat 2008-2019 et la multifonctionnalité simulée à +1.5°C.

3) Caractériser les systèmes d'élevage

Nous avons groupé les éleveurs en fonction de l'impact de leurs pratiques sur leurs prairies permanentes en fonction de deux critères : l'évolution simulée de la multifonctionnalité avec une température qui augmente de 1.5°C et la part des surfaces en prairie temporaire ou cultures annuelles qui correspond à la perte de surface allouée aux prairies permanentes. Bien que ces pratiques aient évoluées par le passé, les éleveurs interrogés avaient déjà convertis la part de prairies permanentes souhaitée et ils n'envisageaient pas de les modifier davantage. Les pratiques analysées correspondent donc à celles déclarées dans les enquêtes de 2021.

Le niveau de production laitière dépend en grande partie de l'alimentation du troupeau. Cette alimentation provient de la biomasse des prairies et des cultures de la fermes et des achats à l'extérieur de celle-ci. Nous avons ainsi fait l'hypothèse que la baisse des services rendus par la prairie permanente soit du fait d'une dégradation liée aux pratiques de fertilisation soit du fait de la conversion des prairies pouvait s'expliquer par les niveaux de production laitière et par le recours aux achats extérieurs. Nous avons demandé aux éleveurs la quantité de lait vendue entre novembre 2020 et novembre 2021. Cette quantité a été divisée par la surface agricole utile (SAU) de l'exploitation afin de pouvoir comparer les niveaux de production entre des exploitations de taille différente ($\text{kg de lait. ha}^{-1}. \text{an}^{-1}$). Toutes les surfaces, y compris les céréales, ont été incluses car ces surfaces sont utilisées pour l'alimentation du troupeau. Le recours aux achats d'aliments à l'extérieur de la ferme comprend les concentrés et les fourrages achetés en 2021. Cette année-là n'était pas considérée comme une année sèche dans le Massif central, ces achats peuvent donc être considérés comme une stratégie d'alimentation du troupeau habituelle. Les volumes achetés ont été agrégés en considérant leur valeur énergétique exprimée en Unité Fourragère (Nozière et al. 2018).

La perception des prairies permanentes par les éleveurs a été évaluée grâce aux différentes valeurs positives et négatives que les éleveurs attribuent à ces écosystèmes (instrumentales,

relationnelles et intrinsèques (Oostvogels et al., 2024)). Ces perceptions sont celles trouvées par Allart et al. *soumis*.

Nous avons regardé pour chaque groupe : le contexte géographique des fermes, la relation entre quantité de lait vendu par hectare et aliment acheté par UGB, et la perception des éleveurs des valeurs positives et négatives des prairies permanentes.

RESULTATS

1) Impact de l'élévation de la température sur la multifonctionnalité des prairies selon les pratiques de fertilisation et l'altitude

Conformément au modèle du chapitre 1, la multifonctionnalité simulée baisse pour toutes les parcelles de prairies permanentes avec l'augmentation de la température (Figure 15). On peut alors parler de dégradation des prairies permanentes sous l'effet du changement climatique et de la fertilisation. La dégradation est plus forte pour des niveaux de fertilisation élevés et en montagne. L'écart de dégradation entre montagne et colline se creuse à mesure que la fertilisation augmente (Figure 15). La multifonctionnalité simulée moyenne des 75 prairies, initialement de -0.06 baisse de 0.02 avec l'augmentation de 1.5°C de la température, soit une baisse de 26.6 %. Dans les cas des fertilisations les plus élevées à 200 kg N. ha⁻¹.an⁻¹, la multifonctionnalité initiale moyenne de ces 5 prairies est de 0.05 mais baisse de 0.048 soit de 94.5%.

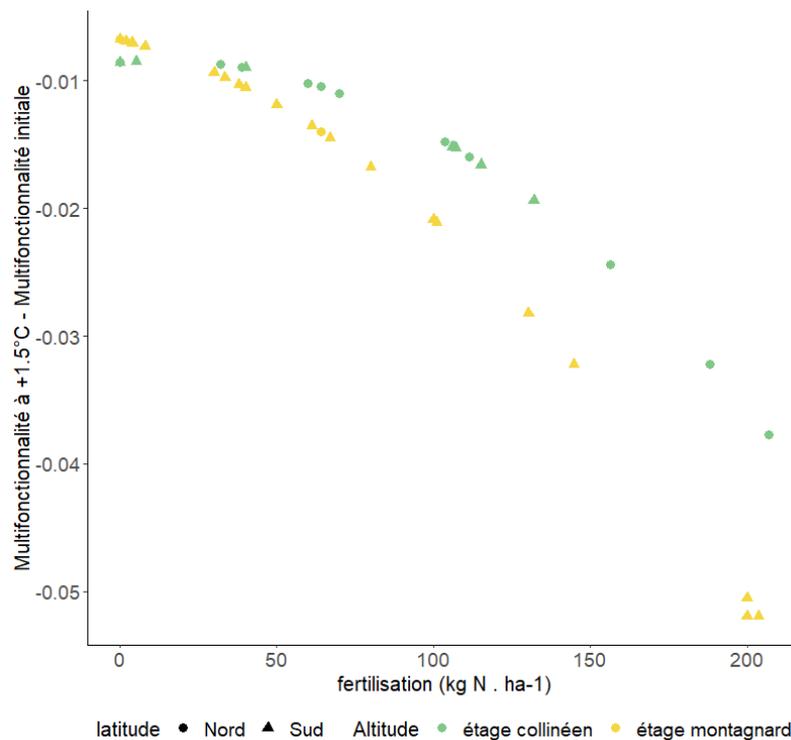


Figure 15 : Evolution de la multifonctionnalité avec une augmentation de la température annuelle moyenne de 1.5°C en fonction de la fertilisation annuelle et du contexte géographique des parcelles.

A l'échelle de l'exploitation, la figure 2 fait ressortir une grande variation inter parcelaires de la dégradation simulée, qui s'expliquent par des pratiques de fertilisation hétérogènes. L'écart-type, la moyenne et le niveau maximum de dégradation à l'échelle de la ferme sont fortement corrélés (Annexe 1). On caractérisera donc la dégradation des prairies permanentes à l'échelle de l'échantillon de parcelles considérées représentatives grâce au niveau de dégradation maximum.

2) Relation entre maintien des prairies permanentes, dégradation et contexte géographique

Nous avons trouvé 3 groupes (Figure 16). Le premier groupe situé dans le nord et la Montagne sud est celui qui verra les services écosystémiques fournis par les prairies permanentes le moins baisser. Il a à la fois beaucoup de prairies permanentes (>90%), des pratiques de fertilisation peu contrastées et peu intensives, qui mènent à des niveaux de dégradation relativement faibles sur tout leur échantillon de

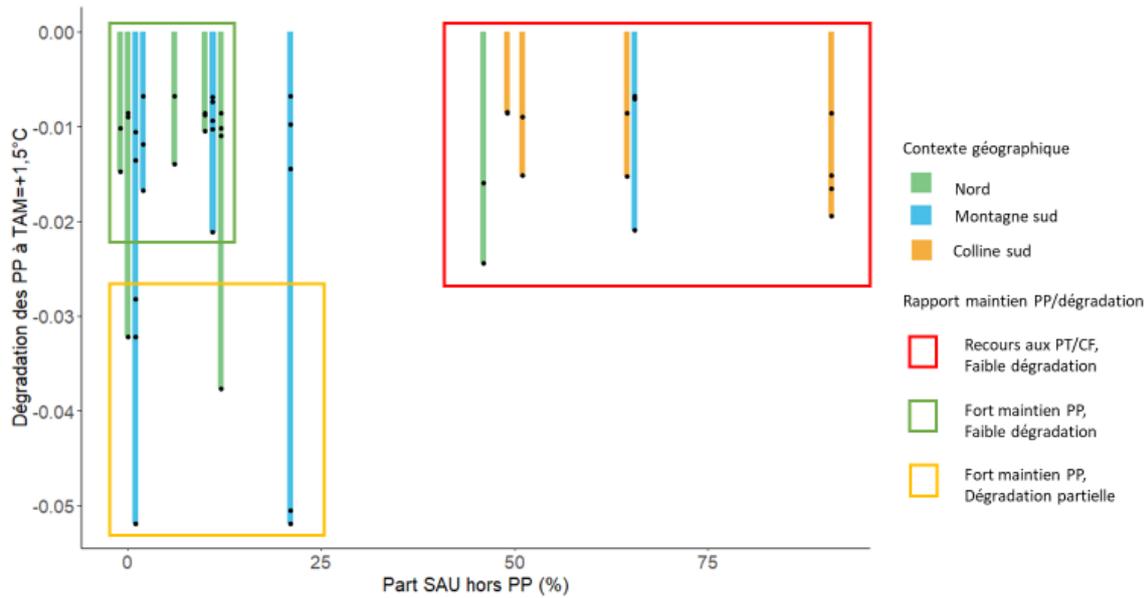


Figure 16 : Dégradation de la multifonctionnalité des prairies par exploitations selon la part de la SAU hors prairie permanente (PP) et le contexte géographique.

Notes : les points représentent la dégradation simulée des différentes parcelles identifiées par chaque éleveur, les barres représentent le niveau maximum de dégradation simulée dans l'exploitation. Le rapport entre maintien des PP et dégradation résulte du groupement sur les critères de la dégradation maximale de chaque ferme et la part de PP dans la SAU (%).

parcelles (< -0.02 de M). Le second groupe, situé dans la même zone a également une grande part de prairies permanentes dans l'assolement (>80%) avec une fertilisation élevée sur certaines parcelles qui cause une dégradation simulée localement élevée (jusqu'à -0.05). Les deux éleveurs avec le plus de variabilité dans leurs pratiques de fertilisation (de 0 à 200 kg N.ha⁻¹ et 40 à 200 kg N.ha⁻¹) et les dégradations simulées les plus élevés sur certaines parcelles (0.05) appartiennent à ce groupe et sont situés en montagne sud. Le troisième groupe a un faible niveau de dégradation des prairies permanentes mais a converti une part importante de sa surface (> 50% de la SAU). Ces fermes sont surtout situées dans les collines sud du Massif Central, qui cumulent températures annuelles plus chaudes et précipitations plus faibles. Le nord et le sud montagne du Massif central comptent des éleveurs avec des pratiques de fertilisation contrastées. Certains éleveurs de montagne ont également une part de parcelles (< -0.02 de M). Le second groupe, situé dans la même zone a également une grande part de prairies permanentes importante.

3) Relations entre la gestion des prairies permanentes et les systèmes

La figure 17 montre que la quantité de lait vendue par ha dépend des stratégies de gestion des prairies permanentes (dégradation et conversion) et augmente avec le recours aux achats extérieurs d'aliments.

D'abord, il apparaît que les éleveurs qui concilient maintien maximum des prairies permanentes tout en limitant la dégradation sur toutes les prairies (groupe vert, Figure 17) produisent moins de lait à l'hectare que les autres groupes. Ils ont plus recours à l'achat d'aliments (concentrés et fourrage compris ; $r = 63\%$, Annexe) et achètent entre 491 et 1384 UF.UGB⁻¹. Les fermes où la

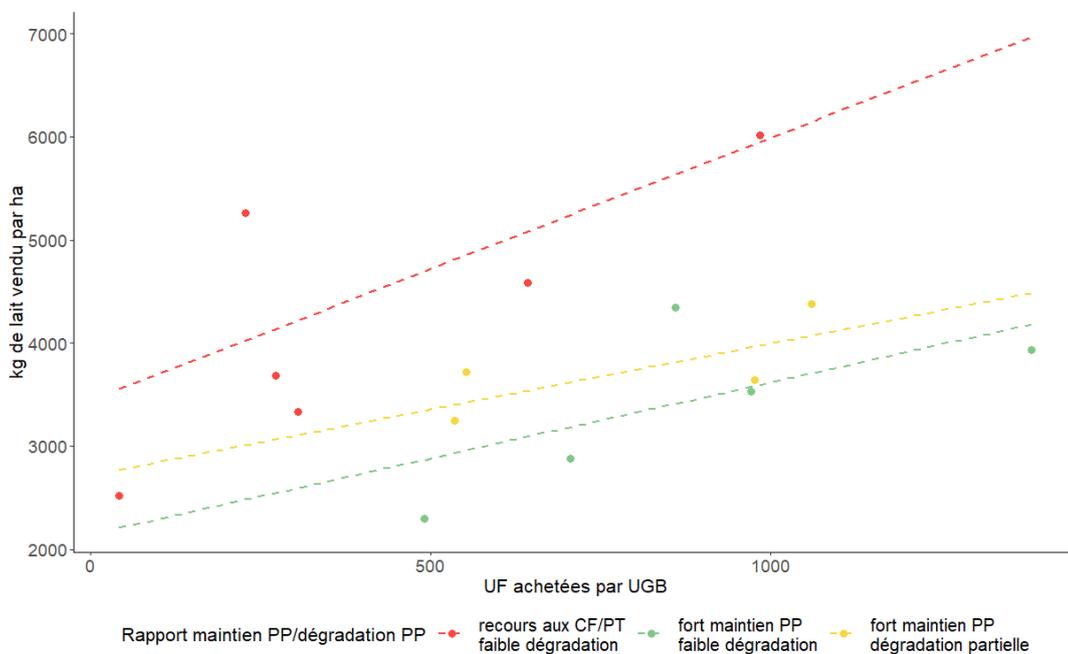


Figure 17 : Intensivité de la production (kg de lait vendu par hectare) en fonction du niveau d'achat par UGB et les rapports maintien des prairies permanentes (PP)-dégradation des PP.

Notes : Les achats correspondent aux concentrés et fourrage achetés entre novembre 2020 & novembre 2021 ramené au nombre d'UGB moyen présent sur l'exploitation lors de cette période. Les régressions linéaires de chaque groupe sont indiquées en pointillés. CF=culture fourragère ; PT : prairie temporaire.

dégradation simulée est plus élevée avec une part importante de prairies permanentes dans la SAU (groupe jaune, figure 17) vendent plus de lait par ha que le groupe précédent à quantité d'aliment acheté équivalente et ont moins recours aux achats que le groupe précédent (de 536 à 1061 UF.UGB⁻¹).

¹). Le groupe où les éleveurs vendent le plus de lait par ha pour une moindre quantité d'aliment acheté dégrade peu les prairies permanentes grâce à un recours à d'autres ressources fourragères (groupe rouge, figure 17). Ils achètent relativement peu d'aliments, de 42 à 985 UF.UGB⁻¹.

4) Relations entre dégradation des prairies permanentes et perception des éleveurs

La figure 18 montre que les éleveurs qui perçoivent des valeurs positives des prairies permanentes en ont plus dans leur SAU. Si les éleveurs qui parviennent à concilier moindre dégradation et maintien maximum de prairies permanentes dans la SAU ne mentionnent que des valeurs positives des prairies permanentes (instrumentales mais aussi relationnelles chez 2 d'entre eux), la perception des valeurs positives ne va pas nécessairement de pair avec une moindre dégradation future : ¾ des éleveurs pour lesquels on simule les dégradations les plus fortes de certaines prairies permanentes citent des valeurs positives de cette ressource fourragère.

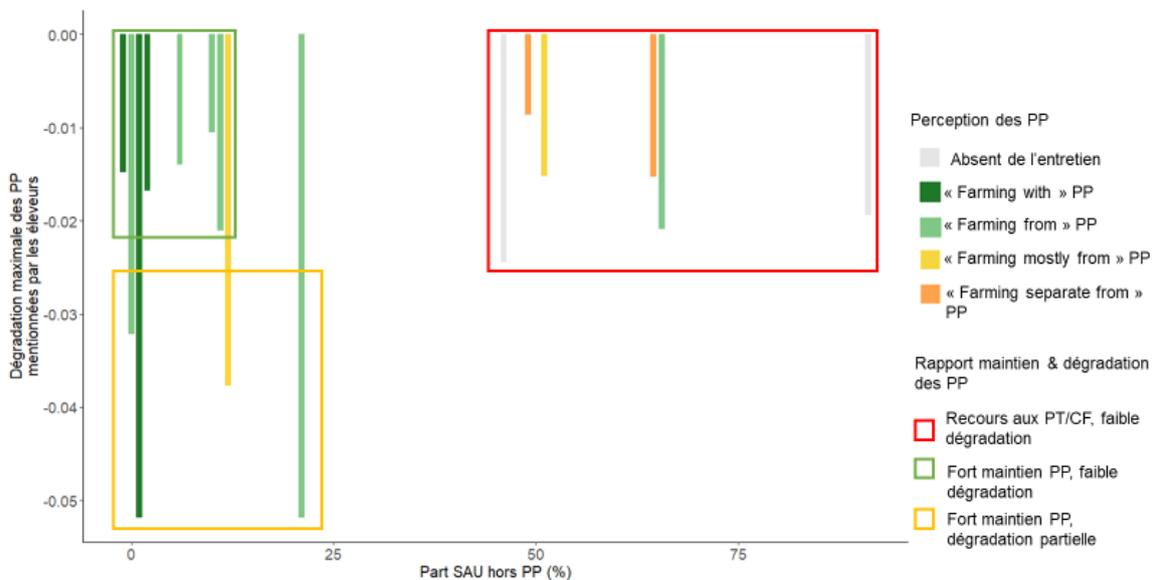


Figure 18 : Niveau de dégradation simulée maximale et part d'assolement hors PP (PP) selon la perception des éleveurs des PP.

Note : Le rapport maintien & dégradation des PP résulte du groupement des éleveurs

DISCUSSION

Nous avons pu mettre en évidence des phénomènes contrastés de dégradation et de conversion des prairies permanentes. Ces effets dépendent de pratiques elles-mêmes contrastées à plusieurs niveaux.

D'abord, au sein du Massif central, les systèmes fourragers présentent des parts de prairies permanentes dans la SAU variables selon le contexte géographique. Au sein d'un même contexte géographique, nord ou de montagne sud, les éleveurs intensifient variablement la fertilisation de leurs prairies. Au sein des systèmes fourragers, les prairies peuvent être fertilisées et donc dégradées à des niveaux très différents : la dégradation est un phénomène partiel dans une exploitation.

1) Une dégradation possiblement sous-évaluée

Dans ce chapitre nous avons simulé la dégradation des prairies permanentes dans un cadre de changement climatique de 15 systèmes fourragers à partir d'un modèle de la multifonctionnalité (Allart et al., 2024a) qui met en évidence l'importance de la température annuelle moyenne et la fertilisation. Si les précipitations annuelles moyennes et la sévérité et fréquence des sécheresses ont été testées et n'ont pas d'effet significatif sur la richesse spécifique et la multifonctionnalité (Allart et al., 2024a), d'autres variables susceptibles d'évoluer avec le changement climatique n'ont pas été testées et ne sont donc pas prises en compte dans cette simulation. Les simulations AP3C prévoient une modification de la répartition saisonnière des précipitations et des températures qui devrait évoluer à l'avenir dans le Massif central vers un réchauffement plus prononcé en hiver et au printemps mais malgré cela des risques importants de gel après le démarrage de la végétation (SIDAM and COPAMAC, 2020). En Allemagne le réchauffement de l'hiver plus prononcé dans les régions froides a été montré comme ayant plus d'effet sur la biodiversité en promouvant des espèces productives que l'élévation des températures l'été (Kreyling et al., 2019). Ce phénomène était accentué par des gels de printemps qui endommageaient les micro-organismes racinaires en dehors des périodes où le sol est isolé par la neige (Kreyling et al., 2019). Ces impacts sur la végétation liés au changement climatique pourraient modifier les communautés végétales et possiblement la multifonctionnalité, mais ne sont pas prises en compte ici.

Notre hypothèse climatique, bien qu'ajustée d'après les dernières estimations AP3C (+2°C entre 2000 et 2050), pourrait sous-estimer l'élévation de la température liée au changement

climatique dans le Massif central. Entre 2008 et 2022, la température moyenne des parcelles de la base de données étudiée dans le chapitre 1 avait déjà augmenté de 1.5°C (Pottier et al., *in press*). Aussi, si 1.5°C ne cause une baisse de la multifonctionnalité que de 26.6% (chiffre à relativiser puisque la moyenne de l'indicateur de multifonctionnalité est proche de 0) de la multifonctionnalité initiale simulée moyenne de l'échantillon, ce chiffre est d'autant plus important que cette dégradation a peut-être déjà eu lieu en seulement 14 ans.

Enfin les facteurs de gestion tels que les pratiques de pâturage et les dates de fauche ne sont pas prises en compte ici. Pour le pâturage, une méta-analyse a trouvé que la richesse spécifique diminuait lorsque le chargement instantané de la pâture augmentait (Herrero-Jáuregui and Oesterheld, 2018). Si la diminution de la production des prairies est rapide, le danger est que les éleveurs mettent trop de temps à adapter leurs pratiques pour limiter le surpâturage. Les dates et le nombre de pâtures dans l'année influence aussi la capacité des plantes à se reproduire et, lorsque les fauches sont trop précoces ou trop nombreuses, altèrent la biodiversité des prairies (Plantureux et al., 2005). Considérant l'effet de la richesse spécifique sur la multifonctionnalité (Allart et al., 2024), ces pratiques pourraient impacter la dégradation des prairies permanentes mais ne sont pas prises en compte ici. Le manque de repères dans des conditions climatiques changeantes peut également conduire les éleveurs à prendre des décisions qui ne sont plus optimales au regard de l'avancée de la végétation.

2) Complexité des facteurs renforçant la dégradation

Au sein d'un même système fourrager, la conversion et fertilisation semblent se concurrencer (Mosnier, 2015), c'est-à-dire que les éleveurs vont plutôt agir sur l'un ou l'autre de ces leviers et peu sur les deux simultanément. En cohérence avec le chapitre 2, on trouve une cohérence entre la part de prairies permanentes et le contexte géographique, mais les éleveurs avec des dégradations simulées contrastées partagent le nord et le sud en altitude. Les éleveurs qui favorisent l'un ou l'autre de ces leviers présentent des perceptions des prairies permanentes différentes, et des systèmes avec des niveaux de production et un recours à l'achat différent. Les prairies permanentes constituent la

ressource fourragère principale des systèmes d'élevage du Massif Centrale (70% de la SAU de la région ; SIDAM et COPAMAC, 2016). Si un éleveur accepte de produire une faible quantité de lait par rapport à sa surface (à l'échelle de notre échantillon), il pourra limiter les niveaux de fertilisation et donc de dégradation pour l'ensemble de sa surface. Pour augmenter la production laitière à l'hectare, l'éleveur peut acheter du fourrage ou des concentrés (solution privilégiée dans notre échantillon, la part de prairies permanentes dans la SAU est corrélée à 64% avec les UF achetées par an), augmenter la fertilisation ou dédier une part de son assolement à des cultures fourragères et des prairies temporaires, possiblement en convertissant des prairies permanentes. Ces deux leviers ne touchent qu'une partie du parcellaire, i.e. les surfaces converties ou plus fortement fertilisées ne constituent qu'une partie de la SAU. Aussi ces leviers peuvent théoriquement être cumulés, mais l'intensification de la fertilisation de certaines parcelles et le recours à des prairies temporaires, et cultures fourragères ne sont pas utilisés par les mêmes éleveurs, en fonction de leurs perceptions des valeurs des prairies permanentes. Aussi, la réduction de la surface en prairies permanentes et la dégradation ne touchent pas les mêmes systèmes. Cette différenciation des pratiques et impacts sur la biodiversité en fonction des perceptions et des objectifs de production rappelle la manière dont le « *farming style* » i.e. combinaison entre objectifs de production et perception de la biodiversité de l'éleveur, conditionne la présence de biodiversité dans les exploitations agricoles (Schmitzberger et al., 2005), à ceci près que dans notre échantillon l'adaptation au changement climatique conditionne aussi le choix des ressources fourragères (Allart et al., *soumis*).

3) Compatibilité des objectifs de production laitière avec le maintien de la multifonctionnalité

Notre échantillon montre un compromis entre maximisation de la présence de prairies permanentes multifonctionnelles et maximisation d'une production laitière autonome dans un système adapté au changement climatique. Le compromis entre préservation de la biodiversité et production animale autonome a déjà été mis en évidence dans des systèmes expérimentaux (Mondière et al., 2024). Une moindre richesse spécifique était également trouvée dans les fermes aux rendements laitiers les plus

importants dans 45 élevages bovins laitiers des Alpes italiennes (Pornaro et al., 2021), expliqué par un chargement moyen de l'exploitation plus importants dans les fermes les plus productives. Cependant, nous n'avons pas trouvé de corrélation dans notre échantillon entre production laitière à l'hectare et chargement qui confirmerait cette explication (Annexe 2). Nous émettons l'hypothèse que les fermes étudiées ont en effet des stratégies de production laitière différentes, soit de maximiser le nombre d'animaux à l'hectare, soit de maximiser la production laitière par vache, ou qu'il y a une certaine variabilité dans les autres produits de l'exploitation (e.g. niveau d'engraissement des réformes).

Le calcul de la dégradation liée au changement climatique à pratiques constantes et la prise en compte des adaptations des éleveurs au changement climatique suggère que le compromis entre production laitière à l'hectare et maintien de prairies permanentes diverses et multifonctionnelles augmenterait à l'avenir. Cependant des moyens de diminuer ce compromis existent. Par exemple, notre indicateur de lait vendu par hectare, qui correspond à un objectif important des exploitations ne dépend pas exclusivement de l'achat d'aliment, de la fertilisation des prairies permanentes et de la présence ou non d'autres ressources fourragères sur l'exploitation. Des facteurs bien connus tels que le nombre et la date des fauches, le type de fourrage conservé, les rotations de pâtures peuvent faire varier la quantité et la qualité de l'alimentation du troupeau produite de manière autonome et peu onéreuse (Soulat, 2022) et ne sont pas pris en compte ici. La bonne conduite du pâturage a déjà été soulignée comme un facteur clef de la réussite écologique et économique des systèmes d'élevage herbagers (Dumont et al., 2017). La bonne gestion du troupeau (reproduction, réformes, composition nutritionnelle de rations et santé du troupeau) a également un rôle majeur dans l'efficacité de l'usage de la ressource alimentaire. Il apparaît donc que la maîtrise technique du système d'élevage dans son ensemble soit un facteur non négligeable de la conciliation entre maintien de la multifonctionnalité dans les systèmes fourragers et production laitière.

CONCLUSION

Cette étude met en évidence d'une part la dégradation probable de la multifonctionnalité des prairies due à l'augmentation des températures, et ce d'autant plus pour les parcelles très fertilisées de montagne. D'autre part elle montre que la réduction de la surface en prairie permanente et la dégradation ne touchent pas les mêmes systèmes et sont des phénomènes partiels qui ne touchent qu'une partie du parcellaire. Certains systèmes parviennent à minimiser ces deux facteurs de menace de la biodiversité des prairies permanente, mais sont également les moins productifs en termes de quantité de lait vendu par ha et ont recours à davantage d'achat d'aliment et de fourrages pour augmenter leur production.

DISCUSSION DE LA THESE

Cette thèse vise à répondre à la problématique : « *Comment concilier maintien de la multifonctionnalité des prairies permanentes et adaptation des systèmes fourragers au changement climatique ?* ». Afin d'y répondre nous avons étudié le système d'élevage dans la zone Massif central, i.e. le système de décision et le système biotechnique (Gibon et al., 1999), centré sur la question de la production de fourrage et des prairies permanentes dans le cadre du changement climatique. Nous nous sommes intéressés à la manière dont les pratiques, déterminées par les perceptions des éleveurs, modifient les prairies permanentes et la manière dont les éleveurs orientent leurs stratégies d'adaptation en fonction de leurs perceptions, dans un contexte de changement climatique. Nous avons étudié trois hypothèses en trois chapitres pour répondre à la problématique.

Le premier chapitre (Allart et al., 2024) nous avons montré que le climat modifie l'effet de la fertilisation sur la richesse spécifique et la multifonctionnalité des prairies. Ceci suggère que le changement climatique renforce les menaces sur la multifonctionnalité des prairies par voie **directe** (Lavorel, 2019). Cette baisse de la biodiversité et de la multifonctionnalité correspond à une dégradation des prairies permanentes. Pour expliquer l'effet des gradients climatiques et de gestion sur la richesse spécifique et la multifonctionnalité, nous avons réalisé une étude statistique par modèle d'équations structurelles (Shipley, 2013, 2009). L'effet du changement climatique a été interprété à partir de l'effet des gradients climatiques par approche « espace-pour-temps » (Tito et al., 2020).

Ensuite nous avons vérifié l'hypothèse selon laquelle le changement climatique peut menacer les prairies permanentes par voie **indirecte** (Lavorel, 2019), c'est-à-dire via le changement de pratiques des éleveurs pour s'adapter au changement climatique. Ainsi dans le deuxième chapitre (Allart et al. *Soumis*), nous avons interrogé 15 éleveurs dans des contextes climatiques variés de la zone d'étude sur leurs stratégies d'adaptation au changement climatique, selon leur niveau d'intention de s'adapter (Grothmann and Patt, 2005) et leur perception des prairies permanentes (Oostvogels et al., 2024). Différentes stratégies ont été identifiées, qui utilisent différentes ressources fourragères et une part

variable de prairies permanentes dans la surface agricole utile (SAU). Certains convertissent une partie de leurs prairies permanentes en cultures fourragères et prairies temporaires.

Enfin, nous avons vérifié l'hypothèse que certains systèmes peuvent limiter à la fois la conversion (résultant chez certains éleveurs d'une adaptation au changement climatique, donc voie indirecte) et la dégradation (voie directe car aucun éleveur n'envisageait de changer ses pratiques de fertilisation pour s'adapter au changement climatique) et préserver un maximum de prairies permanentes multifonctionnelles. Nous avons pour cela simulé la dégradation (grâce au modèle du chapitre 1) d'un échantillon de prairies permanentes que les éleveurs (interrogés au chapitre 2) ont identifiées comme représentatives de leurs systèmes et nous avons étudié le rapport entre dégradation simulée des prairies permanentes et part des prairies permanentes conservées dans l'assolement (chapitre 3). Cette thèse a ainsi permis de comprendre les situations où multifonctionnalité des prairies permanentes et élevage herbager coïncident et a permis d'identifier comment le changement climatique pourrait modifier les interactions entre éleveur (système de décision) et prairies permanentes (système biotechnique).

I – LE CHANGEMENT CLIMATIQUE MENACE LES INTERACTIONS POSITIVES ENTRE ELEVEURS ET PRAIRIES PERMANENTES MULTIFONCTIONNELLES

I 1) Interactions éleveurs-prairies permanentes mises en évidence par l'étude

A l'échelle locale, la fertilisation (organique pour 73% de l'azote épandu donc issue des déjections du troupeau, chapitre 1) a un effet positif sur la richesse spécifique des prairies de climat froid de montagne, qui impacte ensuite positivement la multifonctionnalité de ces écosystèmes par effet cascade mais aussi par des interactions complexes (chapitre 1).

Les éleveurs bénéficient de la présence de ces écosystèmes multifonctionnels, notamment dans un contexte géographique précis du nord du Massif Central et dans le sud à haute altitude. Ces éleveurs expriment clairement percevoir des valeurs positives des prairies permanentes,

principalement instrumentales (i.e. ils en perçoivent des bénéfices directement, matériels ou immatériels, 9 éleveurs) mais certains d'entre eux en perçoivent aussi des valeurs relationnelles (valeur intrinsèque de ces écosystèmes, i.e. pour leur existence propre, ou valeur dans la relation entre êtres humains (Pereira et al., 2020), 4 éleveurs) (chapitre 2). En conséquence ces éleveurs laissent une part importante aux prairies permanentes dans leur SAU (supérieure à 80% de la SAU, chapitres 2 et 3).

Dans les contextes de basse altitude et notamment dans le sud, la biodiversité des prairies ne bénéficie pas de la fertilisation et les éleveurs ont une perception négative de ces écosystèmes. En climat chaud de basse altitude, la fertilisation décroît la richesse spécifique et la multifonctionnalité (chapitre 1), et les éleveurs du sud du Massif central et de basse altitude mentionnent des valeurs instrumentales négatives des prairies permanentes. Les prairies permanentes sont également moins présentes dans ces systèmes fourragers (moins de 50% de la SAU), et sont moins fertilisées. Les interactions élevage-prairies permanentes sont donc négatives.

1 2) Impact du changement climatique sur ces interactions

Le climat du Massif central est structuré par la température annuelle moyenne (corrélée négativement à l'altitude) et la sévérité & fréquence des sécheresses (corrélée négativement à la latitude) (chapitre 1). Les prédictions du changement climatique prévoient une augmentation de ces deux indicateurs en Europe (Lee et al., 2021) et notamment en France métropolitaine (Météo-France, 2022). Dans la zone du Massif central, l'augmentation de la température annuelle moyenne s'est particulièrement accélérée depuis 2013 (Pottier et al., *in press*). Le changement climatique altère donc la répartition des climats du Massif central de deux façons, et menace les prairies permanentes et les élevages herbagers qui en dépendent.

Premièrement, l'augmentation des températures moyennes provoque un décalage des climats de plaine vers l'altitude. Ceci provoquerait un effet direct de dégradation des prairies permanentes du Massif Central, i.e. une baisse de la multifonctionnalité via l'altération de la richesse spécifique (chapitre 1). En montagne, la fertilisation permettrait le développement d'espèces issues de milieux

fertiles de plaine en cohabitation avec des espèces de montagne. Nous avons fait l'hypothèse que la concurrence pour les ressources abiotiques (e.g. lumière, eau) était limitée par le froid qui inhibait leurs croissances (Cross et al., 2015; Humbert et al., 2016) et ainsi la fertilisation augmente la richesse spécifique et en conséquence, la multifonctionnalité (chapitre 1). Le climat de montagne se réchauffant, cet effet bénéfique de la fertilisation sur la richesse spécifique et la multifonctionnalité ne serait plus permis (chapitre 1). En plaine, le climat déjà chaud fait que la fertilisation favorise des espèces plus compétitrices, et décroît ainsi la richesse spécifique et la multifonctionnalité. Cet effet pourrait être empiré par le changement climatique (chapitre 1). Cette aggravation de la dégradation est d'autant plus importante pour les prairies fortement fertilisées comme c'est le cas dans certaines parcelles du nord (en plaine notamment) et en montagne sud (chapitre 3). Cette dégradation se traduit par une augmentation des compromis entre services (chapitre 1). En particulier, on constate en climat chaud une accentuation du compromis qui oppose la productivité de la biomasse et la qualité du fourrage à la rareté locale des plantes, au stock de carbone dans le sol et à la stabilité de la production de biomasse (Figure S9, chapitre 1 - 2).

Deuxièmement, l'augmentation de la sévérité des sécheresses même dans des régions d'Europe où elles étaient plutôt rares (Stagge et al., 2017), se cumule à l'augmentation de la température moyenne. Le climat actuel chaud et fréquemment exposé à des sécheresses sévères des collines du sud pourrait être celui qui s'appliquera au reste du Massif central (figure 19). La productivité des prairies en termes de biomasse, service écosystémique crucial pour les systèmes fourragers, est affectée directement par ce climat. Les prairies peu exposées aux sécheresses dans des climats plus chauds sont moins productives que celles de climat froid, mais lorsque la sévérité et fréquence des sécheresses augmentent, la productivité est faible peu importe la température annuelle moyenne (chapitre 1 – 2). La fertilisation, qui accroît la productivité lorsque les sécheresses sont rares, n'a pas d'effet lorsque les sécheresses s'intensifient et deviennent plus fréquentes (chapitre 1-2) possiblement car la fertilisation favorise des espèces sensibles aux sécheresses (Van Sundert et al., 2021). Les éleveurs aujourd'hui soumis à ce climat collinéen du sud, donc chaud et fréquemment exposé à des

sécheresses sévères, ont fait le choix de renoncer à une part de leurs prairies permanentes pour s'adapter au changement climatique en conséquence de leurs perceptions négatives de cette ressource fourragère (chapitre 2).

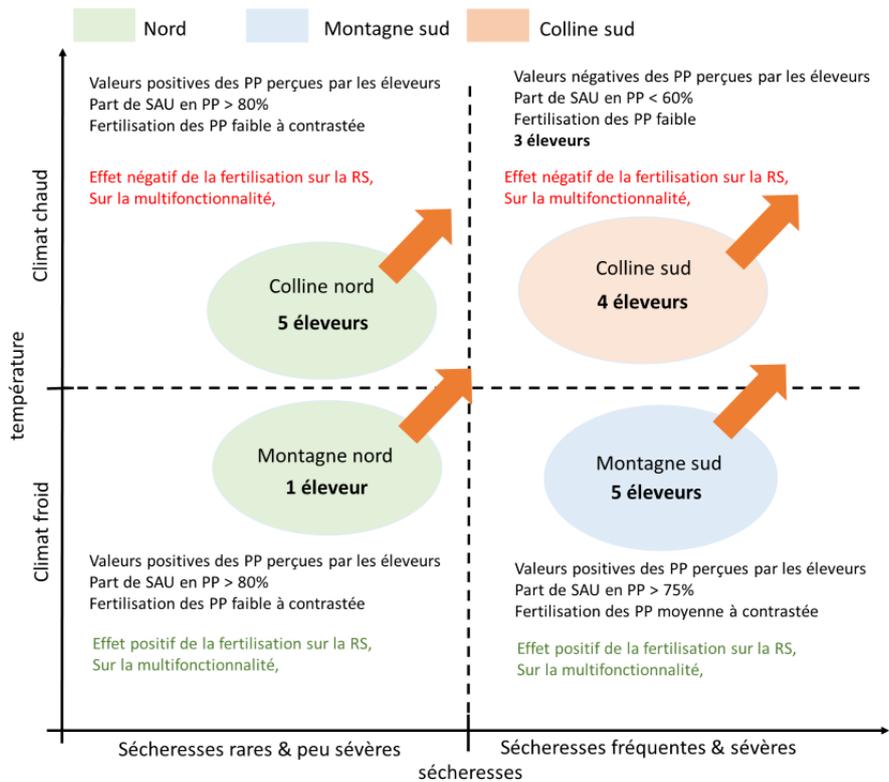


Figure 19 : représentation des perceptions des éleveurs des prairies permanentes (PP), de la part des prairies permanentes dans leurs SAU et leurs pratiques de fertilisation (en noir), avec les effets des gradients climatiques (température annuelle moyenne et sévérité des sécheresses) qui structurent ces régions de la zone d'étude et conditionnent l'effet de la fertilisation sur la richesse spécifique (RS), la multifonctionnalité. Les flèches orange représentent la tendance liée au changement climatique de toutes les zones géographiques à évoluer vers un climat plus chaud et plus exposé à des sécheresses sévères. La zone de colline sud, où le climat est déjà le plus chaud et sévère, évolue vers un climat pas encore présent dans le Massif central.

Donc le changement climatique a un impact indirect de conversion de prairies permanentes que nous n'avons constaté que dans le sud en basse altitude, mais qui pourrait se généraliser à d'autres régions du Massif central. Les valeurs positives perçues par les éleveurs souhaitant aujourd'hui maintenir les prairies permanentes sont surtout instrumentales (chapitre 2). Or, la productivité des prairies

permanentes et la multifonctionnalité pourraient nettement diminuer à l'avenir en altitude et dans le nord du massif, donc la motivation des éleveurs à maintenir des prairies permanentes pourrait baisser et ils pourraient être amenés à convertir une part de leurs prairies permanentes en cultures fourragères ou prairies temporaires afin de compenser la baisse de productivité des prairies permanentes (figure 19).

II – DES OBJECTIFS DESORMAIS DIVERGENTS A CONCILIER

II 1) Objectifs à concilier et leur sensibilité aux fonctions et indicateurs considérés

La définition de multifonctionnalité sous-entend la prise en compte de plusieurs fonctions et l'agrégation de ces fonctions en un indicateur global. Nous avons calculé la multifonctionnalité à partir de six services écosystémiques répartis entre les trois catégories de services, telles que définis par le CICES (Common International Classification of Ecosystem Services; Haines-Young and Potschin, 2018). Cependant, l'indice de multifonctionnalité peut inclure plus de services écosystémiques différents (e.g. 81 services, Meyer et al., 2018). La multifonctionnalité augmente avec la richesse spécifique (chapitre 1), ce qui est cohérent avec la littérature (Lefcheck et al., 2015; Maestre et al., 2012) et ce lien est renforcé lorsque le nombre de services pris en compte augmente (Meyer et al., 2018). Nous avons d'ailleurs vérifié que ce résultat est vrai avec différentes combinaisons de services inclus dans l'indicateur de multifonctionnalité (chapitre 1 – annexe). Cette forte corrélation fait de la richesse spécifique un bon indicateur pour suivre la multifonctionnalité, opérable et plutôt simple à condition d'avoir des connaissances en botanique. La richesse spécifique a aussi un rôle de pivot des effets de la fertilisation et du climat sur la multifonctionnalité, i.e. le climat et la fertilisation impactent la multifonctionnalité indirectement via impact sur la richesse spécifique et directement, en interaction avec la richesse spécifique (chapitre 1). Cependant nous avons trouvé qu'en climat chaud, l'effet positif de la richesse spécifique sur la multifonctionnalité s'amenuise (chapitre 1). Cela suggère que la richesse

spécifique ne serait plus un indicateur fiable de multifonctionnalité dans un futur soumis à une température moyenne plus haute.

Si le nombre et le choix des indicateurs a une importance pour l'indice de multifonctionnalité, la méthode d'agrégation comporte également plusieurs écueils méthodologiques (Schärlig, 1985), notamment : l'incommensurabilité, c'est-à-dire le fait qu'il n'existe pas d'unité commune pour tous les indicateurs, la subjectivité des pondérations, la compensation entre les indicateurs et la perte d'information lors de l'agrégation. Afin d'avoir une unité commune, les services ont été centrés réduits grâce au Z-score (Maestre et al., 2012). Ils ont été combinés en quatre indices de multifonctionnalité : un indice issu de la moyenne des services et trois indices par approche « seuils » (considéré comme l'approche la plus complète, Byrnes et al., 2014) évitant les phénomènes de compensations. Ces quatre indices sont fortement corrélés (chapitre 1) montrant qu'il y a peu de compensation entre les indicateurs. L'indicateur de multifonctionnalité que nous avons calculé ne pondère pas les services selon une importance donnée à certains plutôt qu'à d'autres (conformément à beaucoup d'études sur la multifonctionnalité, (Manning et al., 2018; e.g. Meyer et al., 2018; Cardinale et al., 2012; Isbell et al., 2011)). Il donne cependant plus de poids aux classes de services CICES qui comportent plus d'indicateurs.

Selon les acteurs interrogés, le poids accordé aux services n'est pas le même. Pour les éleveurs, les services d'approvisionnement sont prioritaires (Manning et al., 2018). L'autre objectif, l'adaptation des systèmes d'élevage au changement climatique, a été étudié par entretiens semi-directifs avec 15 éleveurs en les questionnant sur les stratégies d'adaptation qu'ils comptaient mettre en place dans leur ferme (chapitre 2). Cet objectif consiste à maintenir une activité socio-économique malgré l'augmentation de l'incertitude liée au climat. Dans le cadre des systèmes d'élevage herbagers, cela passe aussi par maintenir la possibilité de nourrir le troupeau grâce aux prairies permanentes et est donc lié aux services d'approvisionnement (Haines-Young and Potschin, 2018) de ces écosystèmes. On a vu que la stratégie d'adaptation dépend de la perception des prairies permanentes qu'ont les

éleveurs dans une région dominée par cette ressource fourragère comme le Massif Central (chapitre 2), en fonction des valeurs instrumentales qu'ils attribuent aux prairies permanentes.

Ces différences d'objectifs et donc d'attentes en termes de fonction des prairies permanentes est cohérent avec Manning et al. (2018) et Neyret et al. (2021) où la pondération des services inclus dans la multifonctionnalité change selon les attentes du parti prenand. Ceci influe la gestion optimale des prairies pour satisfaire la multifonctionnalité telle que définie par chaque groupe de partis prenands (Neyret et al., 2021). Par modélisation, ces auteurs ont ainsi trouvé que des niveaux variables d'intensification de prairies pouvaient répondre aux attentes des différents partis-prenands. Bardgett et al. (2021) ont également évalué la demande de services écosystémiques par différents parti-prenands dans le cadre de restauration de prairies dégradées et ont trouvé que les éleveurs locaux valorisaient plus les services d'*approvisionnement* que de services de *régulation* ou *culturels*. En comparaison, les autres groupes pris en compte tels les décideurs nationaux et les défenseurs de l'environnement demandaient respectivement plus de services de *régulation* et de services *culturels*.

L'altération de la synergie élevage-prairies permanentes par le changement climatique pourrait faire que les objectifs des éleveurs et les pratiques pour les atteindre ne soient plus compatibles avec le maintien de la multifonctionnalité des prairies permanentes. Deux objectifs distincts se dégagent : maintenir la biodiversité et la multifonctionnalité des prairies permanentes, et adapter les systèmes d'élevage herbagers (objectif des éleveurs). Dans un contexte où la synergie élevage - prairies permanentes est menacée, l'enjeu est de concilier ces objectifs qui constituent désormais un compromis et non plus une synergie.

II 2) Vision et indicateurs des éleveurs vs vision et indicateurs écologiques

Nous dénotons entre notre étude de la multifonctionnalité (chapitre 1) et les perceptions et stratégies recueillies dans les entretiens (chapitre 2) un décalage dans la manière d'observer les

Objectif	Fonction des prairies permanentes attendue	Approche de la biodiversité	Indicateur climat clef
----------	--	-----------------------------	------------------------

Maintien de la diversité de services écosystémiques des prairies permanentes (modèle chapitre 1)	Multifonctionnalité	Richesse spécifique	Température annuelle moyenne
Adaptation au changement climatique (éleveurs)	Qualité de fourrage, stabilité de la production, souplesse d'exploitation	Différentes prairies, éleveurs conscients de la richesse spécifique mais pas utilisée dans la gestion	Evènements de sécheresses

Table 3 : Les deux objectifs différents de gestion imposés par le changement climatique, les fonctions des prairies permanentes qui sont attendues pour répondre à ces objectifs, et différents indicateurs pour suivre ces deux objectifs, selon le modèle du chapitre et 1 et selon la manière d'observer les écosystèmes et le changement climatique par les éleveurs.

écosystèmes qui implique des indicateurs différents. Cette différence est liée aux objectifs énoncés ci-dessus (Table 3).

Si notre modèle de la multifonctionnalité (chapitre 1) a mis en avant le rôle primordial de la richesse spécifique, les éleveurs, eux, apprécient la biodiversité des prairies permanentes à l'échelle de l'exploitation. Ceux qui attribuent des valeurs instrumentales positives aux prairies permanentes observent la diversité de types de prairies permanentes pour ajuster la fertilisation, les fauches ou les rotations de pâtures, notamment en cas d'aléas météorologique (chapitre 2). Cette résilience permise par la diversité des prairies a également été mentionnée dans un autre recensement de stratégies d'adaptation de la même zone chez 18 éleveurs (Collomb, 2022). L'importance des connaissances des prairies et de leur réponse en termes de production de fourrage à la gestion pour orienter les pratiques a déjà été observée dans les Alpes (Lamarque et al., 2014). La présence de haies et d'arbres dans la pâture est aussi considérée comme des atouts pour faire pâturer les vaches en cas de fortes chaleurs ou de sécheresse. Cette observation à l'échelle de l'exploitation se retrouve dans les pratiques de fertilisation hétérogènes au sein des exploitations (chapitre 3).

La richesse spécifique ne constitue pas un indicateur de gestion pour les éleveurs. Cependant, ceux-ci mettent en avant un avantage de la richesse spécifique intra-parcellaire pour la stabilité interannuelle de la production de fourrage, analogue à l'effet portefeuille (Lüscher et al., 2022) qu'ils évoquent comme un caractère intrinsèque à la prairie. La divergence d'appréciation de la biodiversité

entre scientifiques et éleveurs a déjà été mis en évidence par des enquêtes de grande échelle (Maas et al., 2021) et était expliquée par l'usage de sources d'informations différentes, avec des sources de conseils agricoles indiquant des informations différentes que la littérature scientifique. Pourtant, dans notre cas, les sources nationales de conseils agricoles ne mentionnent la richesse spécifique comme levier d'adaptation que dans le cadre des prairies semées (Lavarde and Patier, 2021). Donc il apparaît que la manière d'observer les écosystèmes soit une source d'information importante pour la gestion. Il serait pertinent de mettre en évidence la nécessité d'un niveau suffisant de richesse spécifique pour que la fertilisation permette d'améliorer la stabilité de production de biomasse de la parcelle (chapitre 1-2) dans la diffusion des connaissances scientifiques afin que les éleveurs soient conscients de ce levier.

Enfin, la multifonctionnalité des prairies permanentes est influencée par la température annuelle moyenne calculée sur 20 ans (chapitre 1), alors que le comportement d'adaptation est motivé par l'exposition aux aléas de court-terme (chapitre 2) bien que la plupart des éleveurs mentionnent que le changement climatique va causer une augmentation des températures sur le long terme. Ce comportement humain a été décrit par Diamond (2005) comme la « normalité rampante » (« *creeping normalcy* ») ou comment l'humain s'habitue aux évolutions lentes de son environnement, finit par ne plus les déceler et modifie la situation qu'il considère comme normale. Aussi la dégradation, i.e. la perte de biodiversité et de multifonctionnalité des prairies permanentes, sera beaucoup plus compliquée à suivre que la réduction momentanée de services liée à des aléas, même si les éleveurs intégraient la multifonctionnalité dans leurs objectifs de gestion.

III – LA BIODIVERSITE DANS L'ADAPTATION AU CHANGEMENT CLIMATIQUE

Nous avons trouvé que les impacts du changement climatique sur la biodiversité des prairies permanentes varient selon les exploitations. La dégradation est liée à l'augmentation de la température annuelle moyenne et à une fertilisation élevée (chapitre 1). La conversion est motivée chez certains par l'adaptation au changement climatique (chapitre 2). Ces deux menaces à la présence

de prairies permanentes multifonctionnelles ne touchent pas les mêmes systèmes, et certains systèmes parviennent même à limiter les deux menaces à la fois (chapitre 3). Les stratégies favorisant l'une, l'autre ou limitant ces menaces présenteraient des impacts différents sur la biodiversité, à l'échelle de la parcelle et à l'échelle du système fourrager.

III 1) Effets de la fertilisation et conversion sur la biodiversité à l'échelle de la parcelle

a. Maintien de la prairie permanente : fertilisation et dégradation

A l'échelle de la parcelle, si la prairie permanente est maintenue, alors le niveau de dégradation lié au changement climatique va dépendre de la fertilisation qui décroît la richesse spécifique et la multifonctionnalité (chapitre 1). Les pratiques de fertilisation sont très variables (chapitre 3, 0 à 200 kg N. ha⁻¹. an⁻¹). Pour les parcelles les plus fertilisées, la dégradation lorsque la température annuelle moyenne augmente de 1.5°C représente jusqu'à 94% de la multifonctionnalité initiale (chapitre 3). En termes de services, la baisse de la multifonctionnalité en milieux chauds augmente les compromis entre services (chapitre 1, Figure S9). Lorsque la fertilisation est élevée, en climat chaud le service de pollinisation décroît (chapitre 1-2). La baisse de richesse spécifique peut aussi affecter la rareté des plantes, le stock de carbone dans le sol, mais aussi les bénéfices de la fertilisation en termes de stabilité de la production de biomasse.

L'importance du climat dans le modèle du service écosystémique de productivité et l'interaction sécheresses x fertilisation (chapitre 1-2), indiquent que la fertilisation n'accroît la productivité que si la parcelle est peu exposée aux sécheresses. Considérant la généralisation de sécheresses sévères et fréquentes dans des régions d'Europe où elles ne l'étaient pas auparavant (Stagge et al., 2017) (e.g. dans le nord du Massif Central), il se pourrait que la fertilisation ne permette plus d'améliorer la productivité à l'avenir. Les éleveurs qui ont aujourd'hui des niveaux de fertilisation élevés pourraient être amenés à changer leurs pratiques de fertilisation même s'ils ne pensent pas encore le faire.

b. Conversion

La conversion implique une réduction drastique de la richesse spécifique locale : si les niveaux de biodiversité des mélanges de prairies temporaires proposés par les éleveurs interrogés au chapitre 2 varient d'une ferme à l'autre (e.g. 2 pour mélanges ray-grass-trèfles, 7 pour les mélanges suisses), ils contiennent un nombre d'espèces bien inférieur aux prairies permanentes du Massif Central (12 à 64 par quadrat dans les prairies permanentes relevées dans la base de données du chapitre 1). Cependant la réponse de la biodiversité végétale à la perte de leur habitat liée à la conversion n'est pas immédiate au moment de l'implantation de la culture du fait de la persistance des espèces de la prairies permanentes retournée dans le matelas de graines du sol (Purschke et al., 2014). Les niveaux de biodiversité des prairies temporaires demeurent ainsi variables selon ce qui est semé et l'âge de la prairie temporaire (Le Provost et al., 2020).

Si les avantages de ces assolements en termes de services d'approvisionnements ont déjà été introduits dans le chapitre 2 (e.g. amélioration du rendement avec des mélanges d'espèces complémentaires (Ergon et al., 2018; Suter et al., 2021; Tracy et al., 2018), tampon des aléas grâce à des espèces végétales résistantes à la sécheresse comme le sainfoin et la chicorée (Dumont et al., 2022)), d'autres services peuvent varier par l'implantation de ces assolements. D'abord, la composition du mélange semé fait varier les services rendus. Les légumineuses sont présentes dans tous les mélanges mentionnés par éleveurs qui utilisent des prairies temporaires. Ces plantes fixent l'azote dans le sol et réduisent ainsi l'usage d'intrants si une culture est implantée après (Ditzler et al., 2021), comme chez les éleveurs où une culture fourragère, souvent le maïs ensilage, succédait à plusieurs années de prairie temporaire. Dans l'ouest de la France, les prairies temporaires semées avec des mélanges graminées-légumineuses ont été associées à plus de pollinisateurs dans les cultures avoisinantes que les prairies temporaires de graminées, mais aussi que les prairies permanentes, grâce à une surface en fleur plus importante (Scheper et al., 2023). Mais ces mélanges n'accueillent qu'une biodiversité limitée, tant en espèces végétales qu'en espèces de pollinisateurs. Ce sont bien les prairies permanentes qui étaient associées à la présence d'espèces de pollinisateurs plus rares (Scheper et al.,

2023). Les prairies temporaires constituent un moyen d'améliorer le stockage de carbone dans un contexte de cultures en rotation, et ce d'autant plus que la durée d'implantation des prairie est longue(Chenu et al., 2014). Mais en comparaison à un couvert de prairies permanentes, plus vieux par définition qu'une prairie temporaire (plus ou moins de 5 ans, PAC) les cultures et les prairies temporaires ont un déficit de stock (Guillaume et al., 2022). De plus, le travail du sol lors de l'implantation d'une prairie temporaire relargue une part importante du carbone stocké dans le sol (Virto et al., 2012). Enfin, en termes de services culturels, une étude en Auvergne a montré que les terres en culture étaient moins demandées par les promeneurs, sportifs ou naturalistes que les autres occupations de sol (e.g. prairies permanentes, mais aussi forêt) (Chai-Allah et al., 2023).

Les éleveurs qui convertissent une part de leur assolement en culture et prairies temporaires (chapitre 2, 3) les utilisent en rotations, ce qui améliore la fourniture des services par rapport à une culture annuelle en monoculture. La succession de couverts sur une même surface fournit différents services, notamment de régulation grâce au maintien d'un couvert végétal permanent sur le sol cultivé (Franzuebbers and Martin, 2022) e.g. limite l'érosion, améliore l'infiltration de l'eau dans le sol, augmente la fixation du carbone dans le sol. Les rotations cultivées en agriculture biologique (comme chez un de nos éleveurs) sont d'ailleurs plus multifonctionnelles que celles cultivées en conventionnel (Barbieri et al., 2017). La succession de différents couverts sur une même parcelle permet donc de maximiser différents services rendus par une même surface, en comparaison à une monoculture.

III 2) A l'échelle du système fourrager

Le chapitre 3 a révélé des systèmes fourragers qui présentent des impacts différents sur la biodiversité et la multifonctionnalité des prairies permanentes.

a. Faible dégradation et maintient maximal de la surface en prairies permanentes

Ce groupe issu du chapitre 3 fertilise peu les prairies permanentes et en maintient une importante part dans la SAU, ils minimisent la dégradation et la conversion comme effets directs et indirects du changement climatique, respectivement. Ils voient tous ce système comme un atout pour s'adapter

au changement climatique (chapitre 2) malgré des quantités de lait vendu faible et des achats de fourrage et de concentrés élevés. Les éleveurs de ce groupe sont ceux dont les systèmes actuels et les adaptations futures permettent de maintenir au mieux la richesse spécifique et la multifonctionnalité (chapitres 1 et 3).

b. Forte dégradation partielle et maintient maximal de la surface en prairies permanentes

Les éleveurs de ce second groupe se reposent sur la prairie permanente mais cherchent à produire plus de lait tout en ménageant leur autonomie et fertilisent plus certaines prairies permanentes, ce qui résulte en une dégradation par réduction de la richesse spécifique et de la multifonctionnalité de ces prairies, tout en maintenant d'autres prairies permanentes gérées extensivement (chapitre 3). Ces éleveurs de montagne sud et du nord ont une stratégie d'adaptation maximisant les prairies permanentes dans la SAU, à l'instar du groupe précédent (chapitre 2). Un seul éleveur diffère, et mise sur la complémentarité des prairies permanentes (88% de sa SAU) avec des cultures fourragères et a converti 12% de la SAU (initialement 100% de prairies permanentes dans la SAU).

Cependant, à l'échelles du parcellaire entier, les pratiques de dégradation contrastées ne sont pas forcément une menace à la multifonctionnalité. Neyret et al. (2021) ont trouvé en Allemagne que si des niveaux modérés de services étaient considérés suffisants, alors des niveaux contrastés d'intensification des pratiques sur des prairies en gardant des prairies gérées extensivement pouvaient maintenir une certaine multifonctionnalité à l'échelle de différentes parcelles. De plus si l'intensification (fertilisation, mais aussi pâture, fauche) d'une même parcelle de prairies permanentes est contrastée au cours du temps, elle peut aussi être un levier d'augmentation de la biodiversité (Allan et al., 2014), possiblement du fait que différentes espèces ne présentent pas les mêmes délais de réponse à la gestion, donc l'hétérogénéité temporelle de l'intensification des pratiques peut promouvoir la coexistence entre espèces et donc, la biodiversité (Chesson, 2000). Aussi, si ce groupe d'éleveurs ne maintient pas une multifonctionnalité aussi élevée que le groupe précédent sur tout le parcellaire, des leviers peuvent permettre de limiter la perte de biodiversité et de multifonctionnalité sur l'ensemble du parcellaire. Notamment, en considérant les compromis entre services à l'échelles de

la parcelle émergeant du fait de l'élévation de la température (Figure S9) la perte de multifonctionnalité à l'échelle de la parcelle pourrait être partiellement compensée par des pratiques contrastées à l'échelle du système fourrager.

c. Maintien des prairies permanentes et baisse du chargement

Les éleveurs des deux groupes ci-dessus mentionnaient la baisse du chargement comme levier d'adaptation au changement climatique (chapitre 2). Ce levier est mis en application de différentes manières : délégation de l'élevage des génisses pour prioriser l'usage de la ressource fourragère de l'exploitation pour la production laitière, premier vêlage à 2 ans, réduction du troupeau, ou agrandissement de la SAU. Ces initiatives s'opposent à une tendance nationale d'agrandissement des troupeaux des exploitations malgré une diminution du cheptel national liée à la baisse du nombre d'élevages (AGRESTE, 2023). Cependant dans les systèmes laitiers spécialisés, une diminution récente du chargement des exploitations a bien été observée, particulièrement entre 2021 et 2022 (-33% en montagne, -18% en plaine, IDELE). Cependant, dans le Massif central où le principal fertilisant appliqué aux prairies est organique (73% des unités d'azote épandues, chapitre 1), cette tendance va aussi réduire la quantité de fertilisant disponible à l'hectare. Aussi il est possible que la réduction de fertilisants disponibles par unité de surface mène à une diminution des pratiques de fertilisation des prairies.

d. Les systèmes qui convertissent une partie des prairies permanentes

Le maintien de couverts semi-naturels sont une condition du maintien de la biodiversité dans les paysages agricoles (Tscharntke et al., 2012), donc la conversion de prairies permanentes peut constituer une perte sèche de biodiversité pour le système fourrager mais aussi des services écosystémiques associées (Scheper et al., 2023; Perrot et al., 2023; Le Provost et al., 2021). Cependant, des éléments structurants de l'assolement peuvent limiter l'impact négatif de la conversion des prairies permanentes sur la biodiversité du système fourrager. Par exemple, Sirami et al. (2019) se sont concentrés sur la biodiversité à différents niveaux trophiques dans différentes régions du monde et

dans des systèmes aux productions agricoles variées et ont trouvé qu'augmenter l'hétérogénéité des cultures avait autant d'effet sur cette biodiversité que d'augmenter la part des couverts semi-naturel (e.g. les prairies permanentes). Réduire la taille moyenne des champs apparaît également comme un moyen d'augmenter la biodiversité (Sirami et al., 2019). Les éleveurs qui utilisent des rotations de cultures pour s'adapter au changement climatique gardent un minimum de 40% de la SAU en prairies permanentes (chapitre 2), donc la prairies permanentes reste un élément important du système fourrager. Le choix et la disposition des prairies permanentes vouées à être maintenues représente une opportunité de maintenir la biodiversité dans le cadre de la conversion. E.g. le maintien de prairies permanentes adjacentes aux surfaces converties en prairies temporaires limite l'impact négatif de la destruction de l'habitat lié à la conversion sur la biodiversité à différents niveaux trophiques (Le Provost et al., 2020). La présence de haies, que ces éleveurs comptent implanter pour s'adapter changement climatique (chapitre 2), hébergent également une biodiversité importante (Badenhausser et al., 2020). Aussi, en comptant sur l'importance que gardent les prairies permanentes dans ces systèmes, la présence de cultures impactera localement la biodiversité et la multifonctionnalité des prairies permanentes converties, mais la multifonctionnalité du parcellaire de l'exploitation n'est pas forcément compromise. De plus les prairies permanentes restantes dans ces systèmes sont très peu fertilisées et donc très peu dégradées par l'augmentation de la température liée au changement climatique (chapitre 3).

IV – APPROCHES METHODOLOGIQUE

IV 1) Avancées permises par l'interdisciplinarité

Grâce au système d'élevage (Gibon et al., 1999), nous avons compris comment le système de décision et le système biotechnique interagissent pour répondre au besoin de produire du fourrage mais aussi

d'autres services écosystémiques. Leurs interactions forment une boucle via les pratiques et les services écosystémiques, qui évolue dans un cadre de changement climatique (figure 20).

Un lien important entre système biotechnique et de décision sont les services écosystémiques, un concept à deux facettes : d'une part, les fonctions issues du fonctionnement des écosystèmes, d'autre part les services conceptualisés afin de satisfaire des besoins humains (Manning et al., 2018). Nous avons étudié 6 services rendus par les prairies permanentes répartis au sein des différentes catégories CICES (Haines-Young and Potschin, 2018) (chapitre 1 et 1 – 2). Dans le chapitre 2 les éleveurs perçoivent les services et dis-services selon leurs subjectivités et biais possibles. Ils perçoivent des valeurs, positives ou négatives de ces écosystèmes (Oostvogels et al., 2024). Ces services et valeurs sont liés. Haines-Young and Potschin (2010) expliquent que les services écosystémiques sont issus d'une fonction d'un écosystème (e.g. la biomasse produite par une prairie) qui « cascade » en un service (e.g. fourrage récolté) qui ensuite cascade sur en bénéfice que le parti-prenant va tirer de ce service (e.g. nourrir le troupeau pour en tirer un produit animal à vendre, constituer un stock de sécurité), que Haines-Young et Potschin appellent aussi « valeur ». Ces bénéfices sont compris dans les « valeurs instrumentales » de Oostvogels et al., 2024 et le « service » correspond aux fonctions des écosystèmes étudiées au chapitre 1. Etudier les fonctions écologiques des prairies qui rendent des services et la perception que les éleveurs ont des écosystèmes nous a ainsi permis de lier services et bénéfices. Dans notre étude du système d'élevage, le système biotechnique influe sur le système de décision par les services rendus qui sont intégrés comme valeur.

Le système de décision impacte le système biotechnique par les pratiques. Les pratiques sont décidées selon les services et valeurs que les éleveurs attendent de leurs systèmes fourragers. Le choix de pratiques de fertilisation, de pâture ou de fauche relève de la connaissance des conditions nécessaires à promouvoir une fonction de l'écosystème pour en tirer un service puis un bénéfice (Lamarque et al., 2014). La connaissance des plantes et des écosystèmes était aussi présente dans l'orientation des pratiques de pâture étudiés par Molnár et al. (2020). Cette démarche d'observation

des parcelles était aussi présente chez beaucoup de nos éleveurs (cf partie II) qui décrivaient des valeurs instrumentales positives ou négatives des prairies et orientaient leurs choix de stratégies d'adaptation au changement climatique (chapitre 2).

Le changement climatique affecte la boucle de multiples manières (figure xx), et les écosystèmes du système biotechnique (dont les prairies permanentes) s'en trouvent affectés de manière directe et indirecte. Le changement climatique renforce les pressions sur la biodiversité des prairies permanentes dans les systèmes fourragers herbagers (chapitre 1), et comment les décisions de l'éleveur renforcent ou limitent ces pressions (chapitre 3). Ces pressions se répercutent sur les services écosystémiques rendus par les prairies permanentes et présentent donc des impacts au-delà du système d'élevage. La boucle entre décision et système biotechnique évolue donc de manière continue, à mesure des évolutions du climat, des écosystèmes prairiaux et des adaptations souvent incrémentales du système (Sutherland et al., 2012), ou parfois transformatives (selon niveau de résilience impliqué (Darnhofer, 2014)), i.e. avec des changements radicaux, comme lorsque les éleveurs qui avaient uniquement des prairies permanentes en convertissent une partie pour introduire des cultures fourragères et des prairies temporaires. Puisque pratiques, observation et valeurs des prairies permanentes sont liés, si ces services écosystémiques sont menacés par le changement climatique (comme vu avec la productivité, chapitre 1 – 2) alors il y a un risque qu'à l'avenir la surface en prairies permanentes soit réduite au profit d'autres sources fourragères en plus de la dégradation des prairies permanentes restantes.

IV 2) Difficultés de la méthodologie appliquée à un cadre interdisciplinaire

La méthodologie que nous avons appliquée a cependant posé quelques limites. D'abord, nous avons utilisé l'approche « espace-pour-temps » qui permet d'utiliser les zones de montagne comme des laboratoires à ciel ouvert pour étudier les changements climatiques qui impactent les écosystèmes (Tito et al., 2020). Cette méthode a permis avec succès de mettre en avant l'importance de la température annuelle moyenne et ses interactions complexes avec la fertilisation et la richesse

spécifique pour expliquer la multifonctionnalité des prairies du Massif central. Cependant cette approche doit encore être développée pour comprendre les systèmes de décisions qui orientent ces écosystèmes et en dépendent. Si nous avons constaté que certaines perceptions de ces écosystèmes et stratégies d'adaptation étaient plus présentes dans certains contextes géographiques (chapitre 2), nous ne pouvons pas garantir que cet effet soit uniquement lié au climat. D'autres facteurs qui peuvent également être liés au contexte géographique peuvent entrer en compte, e.g. les orientations des AOP, les préconisations des conseillers locaux, peuvent affecter la perception des valeurs des prairies permanentes (Oostvogels et al., 2024). Un échantillon plus important sera nécessaire pour caractériser l'impact réel du climat vis-à-vis de ces autres facteurs, et garantir une représentativité des différentes zones géographiques qu'un échantillon de 15 éleveurs ne garantit pas. Les premières conclusions tirées du présent travail pourront néanmoins servir de base au développement de questionnaires, méthode plus adéquate à la récolte de données de grande échelle. Le concept de socio-écosystème (Berrouet et al., 2018) pourra être utilisé pour élargir l'étude aux différents acteurs impliqués avec les écosystèmes d'une région soumise à un même climat. Le résultat pourrait également être comparé à des zones où le climat actuel est déjà chaud et sec, e.g. sud de la France, pays méditerranéens.

Afin d'approfondir les conclusions de cette thèse, un suivi temporel des exploitations et de la biodiversité présente dans les systèmes fourragers pourrait être pertinent afin de mieux prédire les réponses des écosystèmes aux changements de climatiques (Pottier et al., *in press*). D'abord parce que le changement climatique n'est pas linéaire, ses effets localisés (e.g. accélération de l'augmentation de la température depuis 2013 dans le Massif Central (Pottier et al., *in press*)) et la réponse des écosystèmes est décalée dans le temps (Alexander et al., 2018) mais également variables en termes d'amplitude (Harrison et al., 2010). On a vu que ces réponses sont également variables selon la gestion (Allart et al., 2024). Si des expérimentations coordonnées de changements globaux en prairie existent ("Drought Network," <https://droughtnet.weebly.com/>), l'artificialité des pressions exercées sur les écosystèmes dans le cadre de traitements contrôlés et le découplage entre facteurs environnementaux nécessaire à l'évaluation juste de l'impact du changement climatique font que les

études produites présentent des biais (Kröel-Dulay et al., 2022; Dee et al., 2023). De plus, l'impact indirect du changement climatique, via les adaptations des éleveurs, est également étalé dans le temps. D'une part il y a le temps nécessaire pour que les éleveurs mettent en place les adaptations souhaitées, ce qui peut dépendre de leur capacité objective d'adaptation (Grothmann and Patt, 2005) mais aussi le temps que ces adaptations mises en place montrent des impacts sur les écosystèmes, e.g. la conversion d'une prairies permanentes en culture montre des effets sur la biodiversité au cours des 20 ans suivant la conversion (Le Provost et al., 2020). Des observatoires des prairies permanentes se construisent actuellement avec des acteurs des filières bovins lait (e.g. partenariat entre la Conservatoire Botanique National du Massif Central et l'AOP Saint-Nectaire : <https://projets.cbnmc.fr/prairies/actions/aop-saint-nectaire/>), démontrant un intérêt de la profession pour ces problématiques, à une échelle régionale qui permet un détail plus nuancé et proche de la réalité des éleveurs de la région.

Enfin si un tel suivi devait être mis en place pour approfondir les résultats de cette thèse, il pourrait identifier les services rendus par les différents écosystèmes des systèmes fourragers (prairies permanentes mais aussi cultures et prairies temporaires) les plus valorisés par les éleveurs d'une part et par les botanistes, chercheurs, acteurs locaux d'autre part. Les services identifiés pourraient être suivis dans les écosystèmes en plus des indicateurs de biodiversité, pris en compte dans un indice de multifonctionnalité et les compromis entre eux pourraient être suivis au cours du temps.

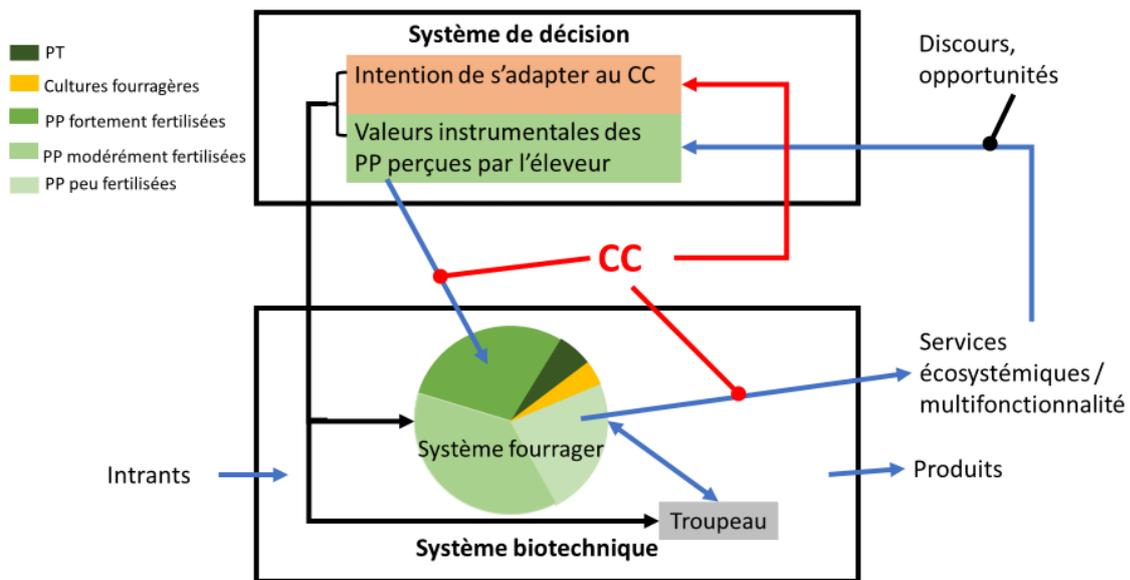


Figure 20 : Boucle pratiques/services écosystémiques mise en évidence grâce au concept de système d'élevage.

Flèches bleues : flux de décision/matière du système d'élevage et de la boucle pratiques/services écosystémiques & du système d'élevage. Flèches noires : décision d'adaptation au changement climatique de l'éleveur. Ligne rouge : impacts du changement climatique (CC) sur le système de décision (flèche) et modification de l'effet de la fertilisation sur la biodiversité des prairies permanentes (rond) et sur la capacité des écosystèmes à rendre des services écosystémiques.

V – CONCLUSION

Cette thèse a mis en évidence les impacts du changement climatique sur la multifonctionnalité des écosystèmes prairiaux du Massif central et sur les systèmes fourragers qui doivent être adaptés. Cette thèse a trouvé que le climat modifie la multifonctionnalité selon le niveau de fertilisation, et la richesse spécifique. Les résultats suggèrent que le changement climatique rendrait délétère ou empirerait – selon l'altitude – l'effet de la fertilisation sur la richesse spécifique et la multifonctionnalité (chapitre 1). Cependant la fertilisation et baisse de multifonctionnalité qui en découle est très variable selon les systèmes et entre parcelles d'un même système (chapitre 3). L'adaptation au changement climatique des éleveurs peut pousser, selon leurs perceptions, à réduire la surface de prairies permanentes au profit de cultures fourragères ou prairies temporaires (chapitre 2) mais ces éleveurs fertilisent peu les prairies permanentes restantes (chapitre 3). Nous avons également étudié les mécanismes de décision des éleveurs et les perceptions qui orientent leurs stratégies d'adaptation. Ces trois chapitres ont permis de comprendre les impacts directs du changement climatique, i.e. impact du changement de climat sur les écosystèmes sans changement de pratiques ; mais aussi indirects, résultant de l'adaptation des éleveurs au changement climatique.

Nous avons trouvé des systèmes où les objectifs des éleveurs et leurs pratiques mènent à limiter les effets du changement climatique sur les prairies permanentes, mais les perceptions de ces éleveurs peuvent évoluer à l'avenir. En effet les éleveurs déjà soumis à un climat chaud et sec ont des pratiques qui ne maintiennent pas un maximum de prairies permanentes multifonctionnelles dans la SAU. Ce travail souligne que si aujourd'hui des systèmes parviennent à concilier maintien de prairies permanentes multifonctionnelles et adaptation au changement climatique, cela ne sera peut-être pas le cas à l'avenir. Il y donc besoin d'incitations au maintien de couverts multifonctionnels afin de concilier les objectifs de durabilité socio-économique de l'exploitation et maintien de la diversité de services écosystémiques rendus aujourd'hui par les prairies permanentes.

La diffusion de connaissance ressort également comme un point clef de la conciliation entre adaptation des systèmes fourragers au changement climatique et maintien des prairies permanentes diversifiées et multifonctionnelles. D'une part la connaissance a été soulignée comme un point clef de l'adaptation (chapitre 2) et la connaissance de l'écologie des prairies et des indicateurs nécessaires au suivi de leur multifonctionnalité pourrait constituer un atout pour que les éleveurs s'emparent de cette problématique. Ainsi, les partenariats entre chercheurs et conseillers d'élevage pourraient s'avérer clef pour faire face aux enjeux climatiques et écologiques actuels.

Déclaration éthique

Cette thèse a respecté les principes du plan de Régulation Protection Générale des Données (RGPD) de l'Union Européenne. Afin de protéger l'anonymat des élèves interrogés, ils ont été totalement anonymisés au cours des analyses. Les noms de lieux ou de personnes pouvant trahir l'anonymat des participants ont été supprimés. Les participants ont été enregistrés après avoir signé une autorisation à enregistrer et le thème de l'étude leur ont été communiqués oralement.

REFERENCES

- AGRESTE, 2015. Agriculture et territoires. Agreste Primeur.
- Ajzen, I., 1985. From Intentions to Actions: A Theory of Planned Behavior, in: Kuhl, J., Beckmann, J. (Eds.), *Action Control: From Cognition to Behavior*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 11–39. https://doi.org/10.1007/978-3-642-69746-3_2
- Alexander, J.M., Chalmandrier, L., Lenoir, J., Burgess, T.I., Essl, F., Haider, S., Kueffer, C., McDougall, K., Milbau, A., Nuñez, M.A., Pauchard, A., Rabitsch, W., Rew, L.J., Sanders, N.J., Pellissier, L., 2018. Lags in the response of mountain plant communities to climate change. *Global Change Biology* 24, 563–579. <https://doi.org/10.1111/gcb.13976>
- Allan, E., Bossdorf, O., Dormann, C.F., Prati, D., Gossner, M.M., Tschardtke, T., Blüthgen, N., Bellach, M., Birkhofer, K., Boch, S., Böhm, S., Börschig, C., Chatzinotas, A., Christ, S., Daniel, R., Diekötter, T., Fischer, C., Friedl, T., Glaser, K., Hallmann, C., Hodac, L., Hölzel, N., Jung, K., Klein, A.M., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Krauss, J., Lange, M., Morris, E.K., Müller, J., Nacke, H., Pašalić, E., Rillig, M.C., Rothenwöhrer, C., Schall, P., Scherber, C., Schulze, W., Socher, S.A., Steckel, J., Steffan-Dewenter, I., Türke, M., Weiner, C.N., Werner, M., Westphal, C., Wolters, V., Wubet, T., Gockel, S., Gorke, M., Hemp, A., Renner, S.C., Schöning, I., Pfeiffer, S., König-Ries, B., Buscot, F., Linsenmair, K.E., Schulze, E.-D., Weisser, W.W., Fischer, M., 2014. Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multidiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111, 308–313. <https://doi.org/10.1073/pnas.1312213111>
- Allan, E., Manning, P., Alt, F., Binkenstein, J., Blaser, S., Blüthgen, N., Böhm, S., Grassein, F., Hölzel, N., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Morris, E.K., Oelmann, Y., Prati, D., Renner, S.C., Rillig, M.C., Schaefer, M., Schloter, M., Schmitt, B., Schöning, I., Schruppf, M., Solly, E., Sorkau, E., Steckel, J., Steffen-Dewenter, I., Stempfhuber, B., Tschapka, M., Weiner, C.N., Weisser, W.W., Werner, M., Westphal, C., Wilcke, W., Fischer, M., 2015. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecol Lett* 18, 834–843. <https://doi.org/10.1111/ele.12469>
- Allart, L., Dumont, B., Joly, F., Mosnier, C., Alvarez, G., Galliot, J.-N., Luna, D., Pottier, J., Gross, N., 2024a. Species richness: a pivotal factor mediating the effects of land use intensification and climate on grassland multifunctionality. <https://doi.org/10.5061/DRYAD.5QFTTDZDG>
- Allart, L., Dumont, B., Joly, F., Mosnier, C., Alvarez, G., Galliot, J.-N., Luna, D., Pottier, J., Gross, N., n.d. Species richness: A pivotal factor mediating the effects of land use intensification and climate on grassland multifunctionality. *Journal of Applied Ecology* 2024. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14627>
- Allart, L., Joly, F., Oostvogels, V., Mosnier, C., Gross, N., Ripoll-Bosch, R., Dumont, B., 2024b. Farmers' perceptions of permanent grasslands and their intentions to adapt to climate change influence their resilience strategy. submitted to *Renewable Agriculture and Food systems*.
- Antonetti, P., Brugel, E., Kessler, F., Barbe, J.P., 2006. Atlas de la flore d'Auvergne. Conservatoire botanique national du Massif central, Chavaniac-Lafayette.
- Astigarraga, L., Ingrand, S., 2011. Production Flexibility in Extensive Beef Farming Systems. *Ecology and Society* 16.
- Badenhausser, I., Gross, N., Mornet, V., Roncoroni, M., Saintilan, A., Rusch, A., 2020. Increasing amount and quality of green infrastructures at different scales promotes biological control in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 290, 106735. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106735>
- Barbieri, P., Pellerin, S., Nesme, T., 2017. Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Sci Rep* 7, 13761. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- Bardgett, R.D., Bullock, J.M., Lavorel, S., Manning, P., Schaffner, U., Ostile, N., Chomel, M., Durigan, G., L. Fry, E., Johnson, D., Lavalley, J.M., Le Provost, G., Luo, S., Png, K., Sankaran, M., Hou, X., Zhou, H., Ma, L., Ren, W., Li, X., Ding, Y., Li, Y., Shi, H., 2021. Combatting global grassland degradation. *Nat Rev Earth Environ* 2, 720–735. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00207-2>

- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using **lme4**. *J. Stat. Soft.* 67. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Baude, M., Kunin, W.E., Boatman, N.D., Conyers, S., Davies, N., Gillespie, M.A.K., Morton, R.D., Smart, S.M., Memmott, J., 2016. Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature* 530, 85–88. <https://doi.org/10.1038/nature16532>
- Bengtsson, J., Bullock, J.M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P.J., Smith, H.G., Lindborg, R., 2019. Grasslands-more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10, e02582. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>
- Berrouet, L.M., Machado, J., Villegas-Palacio, C., 2018. Vulnerability of socio—ecological systems: A conceptual Framework. *Ecological Indicators* 84, 632–647. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.051>
- Blaix, C., Chabrerie, O., Alard, D., Catterou, M., Diquelou, S., Dutoit, T., Lacoux, J., Loucougaray, G., Michelot-Antalik, A., Pacé, M., Tardif, A., Lemauviel-Lavenant, S., Bonis, A., 2023. Forage nutritive value shows synergies with plant diversity in a wide range of semi-natural grassland habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 347, 108369. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108369>
- Blois, J.L., Williams, J.W., Fitzpatrick, M.C., Jackson, S.T., Ferrier, S., 2013. Space can substitute for time in predicting climate-change effects on biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 9374–9379. <https://doi.org/10.1073/pnas.1220228110>
- Blüthgen, N., Dormann, C.F., Prati, D., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Hölzel, N., Alt, F., Boch, S., Gockel, S., Hemp, A., Müller, J., Nieschulze, J., Renner, S.C., Schöning, I., Schumacher, U., Socher, S.A., Wells, K., Birkhofer, K., Buscot, F., Oelmann, Y., Rothenwöhrer, C., Scherber, C., Tschardtke, T., Weiner, C.N., Fischer, M., Kalko, E.K.V., Linsenmair, K.E., Schulze, E.-D., Weisser, W.W., 2012. A quantitative index of land-use intensity in grasslands: Integrating mowing, grazing and fertilization. *Basic and Applied Ecology* 13, 207–220. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.04.001>
- Boch, S., Kurtogullari, Y., Allan, E., Lessard-Therrien, M., Rieder, N.S., Fischer, M., Martínez De León, G., Arlettaz, R., Humbert, J.-Y., 2021. Effects of fertilization and irrigation on vascular plant species richness, functional composition and yield in mountain grasslands. *Journal of Environmental Management* 279, 111629. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111629>
- Bronfman, N.C., Cisternas, P.C., Repetto, P.B., Castañeda, J.V., Guic, E., 2020. Understanding the Relationship Between Direct Experience and Risk Perception of Natural Hazards. *Risk Analysis* 40, 2057–2070. <https://doi.org/10.1111/risa.13526>
- Byrnes, J.E.K., Gamfeldt, L., Isbell, F., Lefcheck, J.S., Griffin, J.N., Hector, A., Cardinale, B.J., Hooper, D.U., Dee, L.E., Emmett Duffy, J., 2014. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution* 5, 111–124. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12143>
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carlton, J.S., Mase, A.S., Knutson, C.L., Lemos, M.C., Haigh, T., Todey, D.P., Prokopy, L.S., 2016. The effects of extreme drought on climate change beliefs, risk perceptions, and adaptation attitudes. *Climatic Change* 135, 211–226. <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1561-5>
- Chai-Allah, A., Fox, N., Brunschwig, G., Bimonte, S., Joly, F., 2023. A trail-based approach using crowdsourced data to assess recreationists' preferences for landscape. *Landscape and Urban Planning* 233, 104700.
- Chenu, C., Klumpp, K., Bispo, A., Angers, D., Colnenne, C., Metay, A., 2014. Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. *Innovations Agronomiques* 37, 23–37.
- Chesson, P., 2000. Mechanisms of Maintenance of Species Diversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 31, 343–366. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343>

- Chiswell, H.M., 2018. From Generation to Generation: Changing Dimensions of Intergenerational Farm Transfer. *Sociologia Ruralis* 58, 104–125. <https://doi.org/10.1111/soru.12138>
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogée, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A.D., Friedlingstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J.M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J.F., Sanz, M.J., Schulze, E.D., Vesala, T., Valentini, R., 2005. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437, 529–533. <https://doi.org/10.1038/nature03972>
- CLIMAT HD par Météo-France [WWW Document], n.d. URL <https://meteofrance.com/climathd> (accessed 4.3.24).
- Collomb, M., 2022. Les impacts du changement climatique sur les dilières de qualité du Massif Central : une étude à travers la question de la résilience des prairies.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cross, W.F., Hood, J.M., Benstead, J.P., Hury, A.D., Nelson, D., 2015. Interactions between temperature and nutrients across levels of ecological organization. *Global Change Biology* 21, 1025–1040. <https://doi.org/10.1111/gcb.12809>
- Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2021. Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems. *Journal of Cleaner Production* 286, 125456. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125456>
- Darnhofer, I., 2014. Resilience and why it matters for farm management. *European Review of Agricultural Economics* 41, 461–484. <https://doi.org/10.1093/erae/jbu012>
- Dee, L.E., Allesina, S., Bonn, A., Eklöf, A., Gaines, S.D., Hines, J., Jacob, U., McDonald-Madden, E., Possingham, H., Schröter, M., Thompson, R.M., 2023. Operationalizing Network Theory for Ecosystem Service Assessments. *Trends in Ecology & Evolution* 32, 118–130. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.10.011>
- Delanoue, E., Dockes, A.-C., Roquet, C., Magdelaine, P., 2015. Points de vue et attentes des acteurs de la société envers l'élevage. Un regard sur les principales controverses. Presented at the Rencontres de la Recherche Ruminants, Paris, pp. 171–178.
- Dernat, S., Dumont, B. and Vollet, D., 2023. La Grange®: a generic game to reveal trade-offs and synergies among stakeholders in livestock farming areas. *Agricultural Systems* 209: 103685.
- Diamond, J., 2005. *Collapse: How Societies Choose to Fail or Survive*. Gallimard. ISBN: 9780241958681
- Ditzler, L., van Apeldoorn, D.F., Pellegrini, F., Antichi, D., Bàrberi, P., Rossing, W.A.H., 2021. Current research on the ecosystem service potential of legume inclusive cropping systems in Europe. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 41, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00678-z>
- Dixon, A.P., Faber-Langendoen, D., Josse, C., Morrison, J., Loucks, C.J., 2014. Distribution mapping of world grassland types. *Journal of Biogeography* 41, 2003–2019. <https://doi.org/10.1111/jbi.12381>
- Dobremez, L., Chazoule, C., Loucougaray, G., Pauthenet, Y., Nettier, B., Lavorel, S., Madelrieux, S., Doré, A., Fleury, P., 2015. Débats et controverses sur l'intensification fourragère dans le Vercors: quelles pratiques, quelles conceptions en jeu? *Fourrages* 221, 33–45.
- Drought Network [WWW Document], n.d. . Drought Network. URL <https://droughtnet.weebly.com/> (accessed 4.22.24).
- Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J.P., Bachelard, P., Boitier, E. and Frain, M., 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science* 64: 92-105.

- Dumont, B., Fortun-Lamothe, L., Jouven, M., Thomas, M., Tichit, M., 2013. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *animal* 7, 1028–1043. <https://doi.org/10.1017/S1751731112002418>
- Dumont, B., Andueza, D., Niderkorn, V., Lüscher, A., Porqueddu, C., Picon-Cochard, C., 2015. A meta-analysis of climate change effects on forage quality in grasslands: specificities of mountain and Mediterranean areas. *Grass and Forage Science* 70, 239–254. <https://doi.org/10.1111/gfs.12169>
- Dumont, B., Dupraz, P., Sabatier, R., Hercule, J., Donnars, C., 2017. Une expertise scientifique collective analyse les rôles, impacts et services issus des élevages en Europe. *Fourrages* 229, 63–76.
- Dumont, B., Franca, A., López-i-Gelats, F., Mosnier, C., Pauler, C.M., 2022. Diversification increases the resilience of European grassland-based systems but is not a one-size-fits-all strategy. *Grass and Forage Science* 77, 247–256. <https://doi.org/10.1111/gfs.12587>
- Ergon, Å., Seddaiu, G., Korhonen, P., Virkajärvi, P., Bellocchi, G., Jørgensen, M., Østrem, L., Reheul, D., Volaire, F., 2018. How can forage production in Nordic and Mediterranean Europe adapt to the challenges and opportunities arising from climate change? *European Journal of Agronomy* 92, 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.09.016>
- European Environment Agency (EEA), 2016. © European Union, Copernicus Land Monitoring Service. European Soil Data Centre (ESDAC), esdac.jrc.ec.europa.eu, European Commission, Joint Research Centre, 2015. LUCAS 2015 Topsoil data.
- Fichet-Calvet, E., Pradier, B., Quéré, J.P., Giraudoux, P., Delattre, P., 2000. Landscape composition and vole outbreaks: evidence from an eight year study of *Arvicola terrestris*. *Ecography* 23, 659–668. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00309.x>
- Finger, R., Gilgen, A.K., Prechsl, U.E., Buchmann, N., 2013. An economic assessment of drought effects on three grassland systems in Switzerland. *Reg Environ Change* 13, 365–374. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0346-x>
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Fox, J., Weisberg, S., 2019. *An R Companion to Applied Regression*, Third. ed.
- Franzluebbers, A.J., Martin, G., 2022. Farming with forages can reconnect crop and livestock operations to enhance circularity and foster ecosystem services. *Grass and Forage Science* 77, 270–281. <https://doi.org/10.1111/gfs.12592>
- Fraser, L.H., 2019. Production changes in response to climate change, in: *Grasslands and Climate Change*, Ecological Reviews. British Ecological Society, pp. 82–97.
- Galliot, J.-N., Hulin, S., Bonsacquet, E., Carrère, P., 2019. Assessing trade-offs in ecosystem services with a multifunctional classification system for grasslands in the Massif Central. *Fourrages* 67.
- Galliot, J.N., Hulin, S., Le Henaff, P.M., Farruggia, A., Seytre, L., Perera, S., Dupic, G., Faure, P., Carrère, P., 2020. Typologie multifonctionnelle des prairies du Massif central.
- García-Palacios, P., Gross, N., Gaitán, J., Maestre, F.T., 2018. Climate mediates the biodiversity–ecosystem stability relationship globally. *PNAS* 115, 8400–8405. <https://doi.org/10.1073/pnas.1800425115>
- Gebrehiwot, T., van der Veen, A., 2021. Farmers’ drought experience, risk perceptions, and behavioural intentions for adaptation: evidence from Ethiopia. *Climate and Development* 13, 493–502. <https://doi.org/10.1080/17565529.2020.1806776>
- Gibon, A., Balent, G., Alard, D., Muntane-Raich, J., Ladet, S., Mottet, A., Julien, M.-P., 2005. L’usage de l’espace par les exploitations d’élevage de montagne et la gestion de la biodiversité 20.
- Gibon, A., Sibbald, A.R., Flamant, J.C., Lhoste, P., Revilla, R., Rubino, R., Sørensen, J.T., 1999. Livestock farming systems research in Europe and its potential contribution for managing towards sustainability in livestock farming. *Livestock Production Science* 61, 121–137. [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(99\)00062-7](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00062-7)
- Grime, J.P., 1973. Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature* 242, 344–347. <https://doi.org/10.1038/242344a0>

- Gross, N., Suding, K.N., Lavorel, S., Roumet, C., 2007. Complementarity as a mechanism of coexistence between functional groups of grasses. *Journal of Ecology* 95, 1296–1305. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01303.x>
- Grothmann, T., Patt, A., 2005. Adaptive capacity and human cognition: The process of individual adaptation to climate change. *Global Environmental Change* 15, 199–213. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2005.01.002>
- Guillaume, T., Makowski, D., Libohova, Z., Elfouki, S., Fontana, M., Leifeld, J., Bragazza, L., Sinaj, S., 2022. Carbon storage in agricultural topsoils and subsoils is promoted by including temporary grasslands into the crop rotation. *Geoderma* 422, 115937. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115937>
- Hagan, J.G., Vanschoenwinkel, B., Gamfeldt, L., 2021. We should not necessarily expect positive relationships between biodiversity and ecosystem functioning in observational field data. *Ecology Letters* n/a. <https://doi.org/10.1111/ele.13874>
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure 53.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. Chapter Six - The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in: *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press.
- Harrison, S., Damschen, E.I., Grace, J.B., 2010. Ecological contingency in the effects of climatic warming on forest herb communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 19362–19367. <https://doi.org/10.1073/pnas.1006823107>
- Henry, B.K., Eckard, R.J., Beauchemin, K.A., 2018. Review: Adaptation of ruminant livestock production systems to climate changes. *Animal* 12, s445–s456. <https://doi.org/10.1017/S1751731118001301>
- Herrero-Jáuregui, C., Oesterheld, M., 2018. Effects of grazing intensity on plant richness and diversity: a meta-analysis. *Oikos* 127, 757–766. <https://doi.org/10.1111/oik.04893>
- Hostiou, N., Vollet, D., Benoit, M., Delfosse, C., 2020. Employment and farmers' work in European ruminant livestock farms: A review. *Journal of Rural Studies* 74, 223–234. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.01.008>
- Hulin, S., Galliot, J.-N., Carrère, P., Le Henaff, P.-M., Bonsacquet, E., 2019. Natural grasslands in the Massif Central: expressing regional identity through high-quality products. *Fourrages* 223–229.
- Humbert, J.-Y., Dwyer, J.M., Andrey, A., Arlettaz, R., 2016. Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review. *Global Change Biology* 22, 110–120. <https://doi.org/10.1111/gcb.12986>
- INSEE, 2014. Recensement de la population agricole.
- INSEE, INOSYS, 2010. Recensement agricole 2010 Trantement INOSYS.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S., Reich, P.B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B.J., Zavaleta, E.S., Loreau, M., 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477, 199–202. <https://doi.org/10.1038/nature10282>
- Jaworski, C.C., Geslin, B., Zakardjian, M., Lecareux, C., Caillault, P., Nève, G., Meunier, J.-Y., Dupouyet, S., Sweeney, A.C.T., Lewis, O.T., Dicks, L.V., Fernandez, C., 2022. Long-term experimental drought alters floral scent and pollinator visits in a Mediterranean plant community despite overall limited impacts on plant phenotype and reproduction. *Journal of Ecology* 110, 2628–2648. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13974>
- Jing, X., Sanders, N.J., Shi, Yu, Chu, H., Classen, A.T., Zhao, K., Chen, L., Shi, Yue, Jiang, Y., He, J.-S., 2015. The links between ecosystem multifunctionality and above- and belowground biodiversity are mediated by climate. *Nat Commun* 6, 8159. <https://doi.org/10.1038/ncomms9159>
- Katumo, D.M., Liang, H., Ochola, A.C., Lv, M., Wang, Q.-F., Yang, C.-F., 2022. Pollinator diversity benefits natural and agricultural ecosystems, environmental health, and human welfare. *Plant Diversity* 44, 429–435. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2022.01.005>
- Kipling, R.P., Bannink, A., Bellocchi, G., Dalgaard, T., Fox, N.J., Hutchings, N.J., Kjeldsen, C., Lacetera, N., Sinabell, F., Topp, C.F.E., van Oijen, M., Virkajärvi, P., Scollan, N.D., 2016. Modeling European

- ruminant production systems: Facing the challenges of climate change. *Agricultural Systems* 147, 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.05.007>
- Kreft, C., Huber, R., Schäfer, D. and Finger, R., 2024. Quantifying the impact of farmers' social networks on the effectiveness of climate change mitigation policies in agriculture. *Journal of Agriculture Economics* 75: 298-322.
- Kreyling, J., Grant, K., Hammerl, V., Arfin-Khan, M.A.S., Malyshev, A.V., Peñuelas, J., Pritsch, K., Sardans, J., Schloter, M., Schuerings, J., Jentsch, A., Beierkuhnlein, C., 2019. Winter warming is ecologically more relevant than summer warming in a cool-temperate grassland. *Sci Rep* 9, 14632. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51221-w>
- Kröel-Dulay, G., Mojzes, A., Szitár, K., Bahn, M., Batáry, P., Beier, C., Bilton, M., De Boeck, H.J., Dukes, J.S., Estiarte, M., Holub, P., Jentsch, A., Schmidt, I.K., Kreyling, J., Reinsch, S., Larsen, K.S., Sternberg, M., Tielbörger, K., Tietema, A., Vicca, S., Peñuelas, J., 2022. Field experiments underestimate aboveground biomass response to drought. *Nat Ecol Evol* 6, 540–545. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01685-3>
- Laisse, S., Baumont, R., Dusart, L., Gaudré, D., Rouillé, B., Benoit, M., Veyssset, P., Rémond, D., Peyraud, J.-L., 2019. L'efficacité nette de conversion des aliments par les animaux d'élevage : une nouvelle approche pour évaluer la contribution de l'élevage à l'alimentation humaine. *INRA Prod. Anim.* 31, 269–288. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2018.31.3.2355>
- Lamarque, P., Meyfroidt, P., Nettié, B., Lavorel, S., 2014. How Ecosystem Services Knowledge and Values Influence Farmers' Decision-Making. *PLOS ONE* 9, e107572. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107572>
- Lavarde, F., Patier, C., 2021. Leviers d'adaptation de l'élevage des ruminants et des systèmes fourragers au changement climatique : état des lieux et propositions - Réévaluer les efforts de transition des filières bovine, ovine et caprine dans l'enjeu climatique (No. 21042). CGAAER.
- Lavorel, S., 2019. Climate change effects on grassland ecosystem services, in: *Grasslands and Climate Change, Ecological Reviews*. British Ecological Society, pp. 131–146.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M.-P., Garden, D., Girel, J., Pellet, G., Douzet, R., 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology* 99, 135–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x>
- Lavorel, S., Locatelli, B., Colloff, M.J., Bruley, E., 2020. Co-producing ecosystem services for adapting to climate change. *Phil. Trans. R. Soc. B* 375, 20190119. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0119>
- Le Bagousse-Pinguet, Y., Gross, N., Maestre, F.T., Maire, V., de Bello, F., Fonseca, C.R., Kattge, J., Valencia, E., Leps, J., Liancourt, P., 2017. Testing the environmental filtering concept in global drylands. *Journal of Ecology* 105, 1058–1069. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12735>
- Le Moigne, P., 2002. Description de l'analyse des champs de surface sur la France par le système Safran. Note de centre GMME, Météo-France.
- Le Provost, G., Badenhausser, I., Le Bagousse-Pinguet, Y., Clough, Y., Henckel, L., Violle, C., Bretagnolle, V., Roncoroni, M., Manning, P., Gross, N., 2020. Land-use history impacts functional diversity across multiple trophic groups. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 117, 1573–1579. <https://doi.org/10.1073/pnas.1910023117>
- Le Provost, G., Thiele, J., Westphal, C., Penone, C., Allan, E., Neyret, M., van der Plas, F., Ayasse, M., Bardgett, R.D., Birkhofer, K., Boch, S., Bonkowski, M., Buscot, F., Feldhaar, H., Gaulton, R., Goldmann, K., Gossner, M.M., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Krauss, J., Renner, S., Scherreiks, P., Sikorski, J., Baulechner, D., Blüthgen, N., Bolliger, R., Börschig, C., Busch, V., Chisté, M., Fiore-Donno, A.M., Fischer, M., Arndt, H., Hoelzel, N., John, K., Jung, K., Lange, M., Marzini, C., Overmann, J., Pašalić, E., Perović, D.J., Prati, D., Schäfer, D., Schöning, I., Schrupf, M., Sonnemann, I., Steffan-Dewenter, I., Tschapka, M., Türke, M., Vogt, J., Wehner, K., Weiner, C., Weisser, W., Wells, K., Werner, M., Wolters, V., Wubet, T., Wurst, S., Zaitsev, A.S., Manning, P., 2021. Contrasting responses of above- and belowground diversity to multiple components of land-use intensity. *Nat Commun* 12, 3918. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23931-1>
- Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software*.

- Lee, J.-Y., Marotzke, J., Bala, G., Cao, L., Corti, S., Dunne, J.P., Engelbrecht, F., Fischer, E., Fyfe, J.C., Jones, C., Maycock, A., Mutemi, J., Ndiaye, O., Panickal, S., Zhou, T., 2021. Future global climate: scenario-based projections and near-term information, in: Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekçi, Ö., Yu, R., Zhou, B. (Eds.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Lefcheck, J.S., Byrnes, J.E.K., Isbell, F., Gamfeldt, L., Griffin, J.N., Eisenhauer, N., Hensel, M.J.S., Hector, A., Cardinale, B.J., Duffy, J.E., 2015. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nat Commun* 6, 6936. <https://doi.org/10.1038/ncomms7936>
- L'étagement des végétations ou comment le climat influe sur la flore - Conservatoire botanique national du Massif central [WWW Document], 2023. . Conservatoire Botanique National - Massif central. URL <https://projets.cbnmc.fr/subalpin/etages-vegetation-climat-influe-flore> (accessed 9.27.23).
- Liu, C., Siri, M., Li, H., Ren, C., Huang, J., Feng, C., Liu, K., 2023. Drought is threatening plant growth and soil nutrients of grassland ecosystems: A meta-analysis. *Ecology and Evolution* 13, e10092. <https://doi.org/10.1002/ece3.10092>
- Lindborg, R., Hartel, T., Helm, A., Prangel, E., Reitalu, T. and Ripoll-Bosch, R., 2023. Ecosystem services provided by semi-natural and intensified grasslands: Synergies, trade-offs and linkages to plant traits and functional richness. *Applied Vegetation Science* 26: e12729.
- Lliso, B., Lenzi, D., Muraca, B., Chan, K. M. and Pascual, U., 2022. Nature's disvalues: what are they and why do they matter? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 56: 101173.
- López-i-Gelats, F., Milán, M.J. and Bartolomé, J., 2011. Is farming enough in mountain areas? Farm diversification in the Pyrenees. *Land Use Policy* 28: 783-791.
- Luna, D.A., Pottier, J., Picon-Cochard, C., 2023. Variability and drivers of grassland sensitivity to drought at different timescales using satellite image time series. *Agricultural and Forest Meteorology* 331, 109325. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109325>
- Lüscher, A., Barkaoui, K., Finn, J.A., Suter, D., Suter, M., Volaire, F., 2022. Using plant diversity to reduce vulnerability and increase drought resilience of permanent and sown productive grasslands. *Grass and Forage Science* 77, 235–246. <https://doi.org/10.1111/gfs.12578>
- Maas, B., Fabian, Y., Kross, S.M., Richter, A., 2021. Divergent farmer and scientist perceptions of agricultural biodiversity, ecosystem services and decision-making. *Biological Conservation* 256, 109065. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109065>
- Maestre, F.T., Le Bagousse-Pinguet, Y., Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D.J., Saiz, H., Berdugo, M., Gozalo, B., Ochoa, V., Guirado, E., García-Gómez, M., Valencia, E., Gaitán, J.J., Asensio, S., Mendoza, B.J., Plaza, C., Díaz-Martínez, P., Rey, A., Hu, H.-W., He, J.-Z., Wang, J.-T., Lehmann, A., Rillig, M.C., Cesarz, S., Eisenhauer, N., Martínez-Valderrama, J., Moreno-Jiménez, E., Sala, O., Abedi, M., Ahmadian, N., Alados, C.L., Aramayo, V., Amghar, F., Arredondo, T., Ahumada, R.J., Bahalkeh, K., Ben Salem, F., Blaum, N., Boldgiv, B., Bowker, M.A., Bran, D., Bu, C., Canessa, R., Castillo-Monroy, A.P., Castro, H., Castro, I., Castro-Quezada, P., Chibani, R., Conceição, A.A., Currier, C.M., Darrouzet-Nardi, A., Deák, B., Donoso, D.A., Dougill, A.J., Durán, J., Erdenetsetseg, B., Espinosa, C.I., Fajardo, A., Farzam, M., Ferrante, D., Frank, A.S.K., Fraser, L.H., Gherardi, L.A., Greenville, A.C., Guerra, C.A., Gusmán-Montalvan, E., Hernández-Hernández, R.M., Hölzel, N., Huber-Sannwald, E., Hughes, F.M., Jadán-Maza, O., Jeltsch, F., Jentsch, A., Kaseke, K.F., Köbel, M., Koopman, J.E., Leder, C.V., Linstädter, A., le Roux, P.C., Li, X., Liancourt, P., Liu, J., Louw, M.A., Maggs-Kölling, G., Makhilanyane, T.P., Issa, O.M., Manzaneda, A.J., Marais, E., Mora, J.P., Moreno, G., Munson, S.M., Nunes, A., Oliva, G., Oñatibia, G.R., Peter, G., Pivari, M.O.D., Pueyo, Y., Quiroga, R.E., Rahmanian, S., Reed, S.C., Rey, P.J., Richard, B., Rodríguez, A., Rolo, V., Rubalcaba, J.G., Ruppert, J.C., Salah, A., Schuchardt, M.A., Spann, S., Stavi, I., Stephens, C.R.A., Swemmer, A.M., Teixido, A.L., Thomas, A.D., Throop, H.L., Tielbörger, K., Travers, S., Val, J., Valkó, O., van den Brink, L., Ayuso, S.V.,

- Velbert, F., Wamiti, W., Wang, D., Wang, L., Wardle, G.M., Yahdjian, L., Zaady, E., Zhang, Y., Zhou, X., Singh, B.K., Gross, N., 2022. Grazing and ecosystem service delivery in global drylands. *Science* 378, 915–920. <https://doi.org/10.1126/science.abq4062>
- Maestre, F.T., Quero, J.L., Gotelli, N.J., Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., García-Gómez, M., Bowker, M.A., Soliveres, S., Escolar, C., García-Palacios, P., Berdugo, M., Valencia, E., Gozalo, B., Gallardo, A., Aguilera, L., Arredondo, T., Blones, J., Boeken, B., Bran, D., Conceição, A.A., Cabrera, O., Chaieb, M., Derak, M., Eldridge, D.J., Espinosa, C.I., Florentino, A., Gaitán, J., Gatica, M.G., Ghiloufi, W., Gómez-González, S., Gutiérrez, J.R., Hernández, R.M., Huang, X., Huber-Sannwald, E., Jankju, M., Miriti, M., Monerris, J., Mau, R.L., Morici, E., Naseri, K., Ospina, A., Polo, V., Prina, A., Pucheta, E., Ramírez-Collantes, D.A., Romão, R., Tighe, M., Torres-Díaz, C., Val, J., Veiga, J.P., Wang, D., Zaady, E., 2012. Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands. *Science* 335, 214–218. <https://doi.org/10.1126/science.1215442>
- Mahaut, L., Choler, P., Denelle, P., Garnier, E., Thuiller, W., Kattge, J., Lemauiel-Lavenant, S., Lavorel, S., Munoz, F., Renard, D., Serra-Diaz, J.M., Viovy, N., Violle, C., 2023. Trade-offs and synergies between ecosystem productivity and stability in temperate grasslands. *Global Ecology and Biogeography* n/a. <https://doi.org/10.1111/geb.13645>
- Manning, P., van der Plas, F., Soliveres, S., Allan, E., Maestre, F.T., Mace, G., Whittingham, M.J., Fischer, M., 2018. Redefining ecosystem multifunctionality. *Nat Ecol Evol* 2, 427–436. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0461-7>
- Martin, B., Verdier-Metz, I., Buchin, S., Hurtaud, C. and Coulon, J.B., 2005. How do the nature of forages and pasture diversity influence the sensory quality of dairy livestock products? *Animal Science* 81: 205-212.
- Martin, G., Magne, M.A., 2015. Agricultural diversity to increase adaptive capacity and reduce vulnerability of livestock systems against weather variability – A farm-scale simulation study. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 199, 301–311. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.006>
- Martin, L.M., Polley, H.W., Daneshgar, P.P., Harris, M.A., Wilsey, B.J., 2014. Biodiversity, photosynthetic mode, and ecosystem services differ between native and novel ecosystems. *Oecologia* 175, 687–697. <https://doi.org/10.1007/s00442-014-2911-0>
- McKee, T.B., Doesken, N.J., Kleist, J., 1993. THE RELATIONSHIP OF DROUGHT FREQUENCY AND DURATION TO TIME SCALES.
- Meiss, H., Médiène, S., Waldhardt, R., Caneill, J., Munier-Jolain, N., 2010. Contrasting weed species composition in perennial alfalfas and six annual crops: implications for integrated weed management. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 657–666. <https://doi.org/10.1051/agro/2009043>
- Meyer, S.T., Ptacnik, R., Hillebrand, H., Bessler, H., Buchmann, N., Ebeling, A., Eisenhauer, N., Engels, C., Fischer, M., Halle, S., Klein, A.-M., Oelmann, Y., Roscher, C., Rottstock, T., Scherber, C., Scheu, S., Schmid, B., Schulze, E.-D., Temperton, V.M., Tschardtke, T., Voigt, W., Weigelt, A., Wilcke, W., Weisser, W.W., 2018. Biodiversity–multifunctionality relationships depend on identity and number of measured functions. *Nat Ecol Evol* 2, 44–49. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0391-4>
- Millennium Ecosystem Assessment (Program) (Ed.), 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mitter, H., Larcher, M., Schönhart, M., Stöttinger, M., Schmid, E., 2019. Exploring Farmers’ Climate Change Perceptions and Adaptation Intentions: Empirical Evidence from Austria. *Environmental Management* 63, 804–821. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01158-7>
- Molnár, Z., Kelemen, A., Kun, R., Máté, J., Sáfián, L., Provenza, F., Díaz, S., Barani, H., Biró, M., Máté, A., Vadász, C., 2020. Knowledge co-production with traditional herders on cattle grazing behaviour for better management of species-rich grasslands. *Journal of Applied Ecology* 57, 1677–1687. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13664>
- Mondière, A., Corson, M.S., Auberger, J., Durant, D., Foray, S., Glinec, J.-F., Green, P., Novak, S., Signoret, F., van der Werf, H.M.G., 2024. Trade-offs between higher productivity and lower

- environmental impacts for biodiversity-friendly and conventional cattle-oriented systems. *Agricultural Systems* 213, 103798. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2023.103798>
- Moreno, G., Aviron, S., Berg, S., Crous-Duran, J., Franca, A., de Jalón, S.G., Hartel, T., Mirck, J., Pantera, A., Palma, J.H.N., Paulo, J.A., Re, G.A., Sanna, F., Thenail, C., Varga, A., Viaud, V., Burgess, P.J., 2018. Agroforestry systems of high nature and cultural value in Europe: provision of commercial goods and other ecosystem services. *Agroforest Syst* 92, 877–891. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0126-1>
- Mosnier, C., Agabriel, J., Lherm, M., Reynaud, A., 2009. A dynamic bio-economic model to simulate optimal adjustments of suckler cow farm management to production and market shocks in France. *Agricultural Systems* 102, 77–88. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2009.07.003>
- Mosnier, C., 2015. Self-insurance and multi-peril grassland crop insurance: the case of French suckler cow farms. *Agricultural Finance Review* 75, 533–551. <https://doi.org/10.1108/AFR-02-2015-0006>
- Mottet, A., De Haan, C., Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C., Gerber, P., 2017. Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Global Food Security* 14, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2017.01.001>
- MTE Corine Land Cover, 2012. CORINE Land Cover | Données et études statistiques [WWW Document]. URL <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/corine-land-cover-0> (accessed 4.24.24).
- Nardini, A., Lo Gullo, M.A., Trifilò, P., Salleo, S., 2014. The challenge of the Mediterranean climate to plant hydraulics: Responses and adaptations. *Environmental and Experimental Botany, Response to abiotic stresses of plants of Mediterranean-type ecosystems* 103, 68–79. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2013.09.018>
- Nettier, B., Dobremez, L., Coussy, J.-L., Romagny, T., 2010. Attitudes of livestock farmers and sensitivity of livestock farming systems to drought conditions in the French Alps. *Journal of Alpine Research | Revue de géographie alpine*. <https://doi.org/10.4000/rga.1307>
- Newbold, T., Hudson, L.N., Arnell, A.P., Contu, S., De Palma, A., Ferrier, S., Hill, S.L.L., Hoskins, A.J., Lysenko, I., Phillips, H.R.P., Burton, V.J., Chng, C.W.T., Emerson, S., Gao, D., Pask-Hale, G., Hutton, J., Jung, M., Sanchez-Ortiz, K., Simmons, B.I., Whitmee, S., Zhang, H., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science* 353, 288–291. <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201>
- Neyret, M., Fischer, M., Allan, E., Hölzel, N., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Krauss, J., Le Provost, G., Peter, S., Schenk, N., Simons, N.K., van der Plas, F., Binkenstein, J., Börschig, C., Jung, K., Prati, D., Schäfer, D., Schäfer, M., Schöning, I., Schrupf, M., Tschapka, M., Westphal, C., Manning, P., 2021. Assessing the impact of grassland management on landscape multifunctionality. *Ecosystem Services* 52, 101366. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101366>
- Nguyen, T.P.L., Seddaiu, G., Viridis, S.G.P., Tidore, C., Pasqui, M., Roggero, P.P., 2016. Perceiving to learn or learning to perceive? Understanding farmers' perceptions and adaptation to climate uncertainties. *Agricultural Systems* 143, 205–216. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.01.001>
- Nozière, P., Sauvant, D., Delaby, L., 2018. *Alimentation des ruminants*. Éditions Quae, Versailles.
- Odoux, J.-F., Feuillet, D., Aupinel, P., Loubliey, Y., Tasei, J.-N., Mateescu, C., 2012. Territorial biodiversity and consequences on physico-chemical characteristics of pollen collected by honey bee colonies. *Apidologie* 43, 561–575. <https://doi.org/10.1007/s13592-012-0125-1>
- Oostvogels, V., Dumont, B., Nijland, H., De Boer, I.J.M., Ripoll-Bosch, R., 2024. What's bad about biodiversity? An integrated framework for analysing the plural value dimensions of human-nature interactions.
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R.T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S.M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S., Al-Hafedh, Y.S., Amankwah, E., Asah, S.T., Berry, P., Bilgin, A., Breslow, S.J., Bullock, C., Cáceres, D., Daly-Hassen, H., Figueroa, E., Golden, C.D., Gómez-Baggethun, E., González-Jiménez, D., Houdet, J., Keune, H., Kumar, R., Ma, K., May, P.H., Mead, A., O'Farrell, P., Pandit, R., Pengue,

- W., Pichis-Madruga, R., Popa, F., Preston, S., Pacheco-Balanza, D., Saarikoski, H., Strassburg, B.B., van den Belt, M., Verma, M., Wickson, F., Yagi, N., 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Open issue, part II 26–27, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Pearce, E.A., Mazier, F., Normand, S., Fyfe, R., Andrieu, V., Bakels, C., Balwierz, Z., Bińka, K., Boreham, S., Borisova, O.K., Brostrom, A., de Beaulieu, J.-L., Gao, C., González-Sampériz, P., Granoszewski, W., Hrynowiecka, A., Kołaczek, P., Kuneš, P., Magri, D., Malkiewicz, M., Mighall, T., Milner, A.M., Möller, P., Nita, M., Noryśkiewicz, B., Pidek, I.A., Reille, M., Robertsson, A.-M., Salonen, J.S., Schläfli, P., Schokker, J., Scussolini, P., Šeirienė, V., Strahl, J., Urban, B., Winter, H., Svenning, J.-C., 2023. Substantial light woodland and open vegetation characterized the temperate forest biome before *Homo sapiens*. *Science Advances* 9, eadi9135. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adi9135>
- Peeters, A., 2009. Importance, evolution, environmental impact and future challenges of grasslands and grassland-based systems in Europe. *Grassland Science* 55, 113–125. <https://doi.org/10.1111/j.1744-697X.2009.00154.x>
- Pereira, L.M., Davies, K.K., den Belder, E., Ferrier, S., Karlsson-Vinkhuyzen, S., Kim, H., Kuiper, J.J., Okayasu, S., Palomo, M.G., Pereira, H.M., Peterson, G., Sathyapalan, J., Schoolenberg, M., Alkemade, R., Carvalho Ribeiro, S., Greenaway, A., Hauck, J., King, N., Lazarova, T., Ravera, F., Chettri, N., Cheung, W.W.L., Hendriks, R.J.J., Kolomytsev, G., Leadley, P., Metzger, J.-P., Ninan, K.N., Pichs, R., Popp, A., Rondinini, C., Rosa, I., van Vuuren, D., Lundquist, C.J., 2020. Developing multiscale and integrative nature–people scenarios using the Nature Futures Framework. *People and Nature* 2, 1172–1195. <https://doi.org/10.1002/pan3.10146>
- Perrot, T., Rusch, A., Gaba, S., Bretagnolle, V., 2023. Both long-term grasslands and crop diversity are needed to limit pest and weed infestations in agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 120, e2300861120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2300861120>
- Petermann, J.S., Oksana, Y.B., 2021. Grassland biodiversity. *Current Biology* 31, R1141–R1224.
- Petit, T., Martel, G., Vertès, F., Couvreur, S., 2019. Long-term maintenance of grasslands on dairy farms is associated with redesign and hybridisation of practices, motivated by farmers' perceptions | Elsevier Enhanced Reader. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.02.012>
- Plantureux, S., Peeters, A., MacCracken, D., 2005. Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy research* 3, 153–164.
- Pornaro, C., Spigarelli, C., Pasut, D., Ramanzin, M., Bovolenta, S., Sturaro, E., Macolino, S., 2021. Plant biodiversity of mountain grasslands as influenced by dairy farm management in the Eastern Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 320, 107583. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107583>
- Pottier, J., Gross, N., Le Henaff, P.-M., Allart, L., Luna, D., Rondeau, N., Carrère, P., 2024. Rôle fonctionnel de la biodiversité des prairies permanentes face à la crise climatique. *Fourrages*.
- Purschke, O., Sykes, M.T., Poschlod, P., Michalski, S.G., Römermann, C., Durka, W., Kühn, I., Prentice, H.C., 2014. Interactive effects of landscape history and current management on dispersal trait diversity in grassland plant communities. *Journal of Ecology* 102, 437–446. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12199>
- Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C., Lindborg, R., 2014. Farmland abandonment: threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, 288–296. <https://doi.org/10.1890/120348>
- Quétier, F., Thébault, A., Lavorel, S., 2007. Plant Traits in a State and Transition Framework as Markers of Ecosystem Response to Land-Use Change. *Ecological Monographs* 77, 33–52. <https://doi.org/10.1890/06-0054>
- R Core Team, 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Rashford, B.S., Walker, J.A., Bastian, C.T., 2011. Economics of Grassland Conversion to Cropland in the Prairie Pothole Region. *Conservation Biology* 25, 276–284. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01618.x>

- Rigolot, C., Martin, G., Dedieu, B., 2019. Renforcer les capacités d'adaptation des systèmes d'élevage de ruminants: Cadres théoriques, leviers d'action et démarche d'accompagnement. *INRA Prod. Anim.* 32, 1–12. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2019.32.1.2414>
- Rillig, M.C., Lehmann, A., Orr, J.A., Waldman, W.R., 2021. Mechanisms underpinning nonadditivity of global change factor effects in the plant–soil system. *New Phytologist* 232, 1535–1539. <https://doi.org/10.1111/nph.17714>
- Rillig, M.C., Ryo, M., Lehmann, A., Aguilar-Trigueros, C.A., Buchert, S., Wulf, A., Iwasaki, A., Roy, J., Yang, G., 2019. The role of multiple global change factors in driving soil functions and microbial biodiversity. *Science* 366, 886–890. <https://doi.org/10.1126/science.aay2832>
- Rjili, H., Muñoz-Ulecia, E., Bernués, A., Jaouad, M., Martin-Collado, D., 2023. Evolution of pastoral livestock farming on arid rangelands in the last 15 years. *animal* 17, 100748. <https://doi.org/10.1016/j.animal.2023.100748>
- Rogers, S., 1983. Cognitive and physiological processes in fear appeals and attitude change: A revised theory of protection motivation., in: *Social Psychophysiology: A Sourcebook*. Guilford, London, pp. 153–176.
- Rollin, O., Bretagnolle, V., Decourtye, A., Aptel, J., Michel, N., Vaissière, B.E., Henry, M., 2013. Differences of floral resource use between honey bees and wild bees in an intensive farming system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 179, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.07.007>
- Saiz, H., Neuenkamp, L., Penone, C., Birkhofer, K., Bluthgen, N., Boch, S., Bonkowski, M., Buscot, F., Felipe-Lucía, M., Fiore-Donno, A.-M., Fischer, M., Freitag, M., Godoy, O., Goldmann, K., Gossner, M., Hamer, U., Hölzel, N., Jung, K., Kandeler, E., Klaus, V., Kleinebecker, T., Leimer, S., Marhan, S., Oelmann, Y., Overmann, J., Prati, D., Renner, S., Rillig, M., Seibold, S., Schloter, M., Schöning, I., Sikorski, J., Socher, S., Solly, E., Steffan-Dewenter, I., Stempfhuber, B., Westphal, C., Wilcke, W., Wubet, T., Wurst, S., Allan, E., 2022. Land use intensification results in abrupt transitions between contrasting grassland states (preprint). Preprints. <https://doi.org/10.22541/au.167025017.79918858/v1>
- Salamon, P., Bürgelt, D., Christoph-Schulz, I., 2014. Societal Expectations on Structural Change in Agriculture: How can the Sector Cope with it? *Proceedings in Food System Dynamics* 491-502 Pages. <https://doi.org/10.18461/PFSD.2014.1445>
- Saunders, M.E., 2020. Conceptual ambiguity hinders measurement and management of ecosystem disservices. *Journal of Applied Ecology* 57, 1840–1846. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13665>
- Schärling, A., 1985. Décider sur plusieurs critères : panorama de l'aide à la décision multicritère, Vol. 1. PPUR Presses Polytechniques.304p.
- Schaub, S., Finger, R., Leiber, F., Probst, S., Kreuzer, M., Weigelt, A., Buchmann, N., Scherer-Lorenzen, M., 2020. Plant diversity effects on forage quality, yield and revenues of semi-natural grasslands. *Nat Commun* 11, 768. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14541-4>
- Scheper, J., Badenhauer, I., Kantelhardt, J., Kirchweber, S., Bartomeus, I., Bretagnolle, V., Clough, Y., Gross, N., Raemakers, I., Vilà, M., Zaragoza-Trello, C., Kleijn, D., 2023. Biodiversity and pollination benefits trade off against profit in an intensive farming system. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 120, e2212124120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2212124120>
- Schils, R.L.M., Bufe, C., Rhymer, C.M., Francksen, R.M., Klaus, V.H., Abdalla, M., Milazzo, F., Lellei-Kovács, E., Berge, H. ten, Bertora, C., Chodkiewicz, A., Dămățircă, C., Feigenwinter, I., Fernández-Rebollo, P., Ghiasi, S., Hejduk, S., Hiron, M., Janicka, M., Pellaton, R., Smith, K.E., Thorman, R., Vanwallegem, T., Williams, J., Zavattaro, L., Kampen, J., Derkx, R., Smith, P., Whittingham, M.J., Buchmann, N., Price, J.P.N., 2022. Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 330, 107891. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107891>
- Schmitzberger, I., Wrbka, Th., Steurer, B., Aschenbrenner, G., Peterseil, J., Zechmeister, H.G., 2005. How farming styles influence biodiversity maintenance in Austrian agricultural landscapes.

- Agriculture, Ecosystems & Environment, Agri-Environmental Schemes as Landscape Experiments 108, 274–290. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.009>
- Schuchardt, M.A., Berauer, B.J., Duc, A.L., Ingrisich, J., Niu, Y., Bahn, M., Jentsch, A., 2023. Increases in functional diversity of mountain plant communities is mainly driven by species turnover under climate change. *Oikos* 2023, e09922. <https://doi.org/10.1111/oik.09922>
- Shipley, B., 2016. *Cause and Correlation in Biology: A User's Guide to Path Analysis, Structural Equations and Causal Inference with R*, 2nd ed. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139979573>
- Shipley, B., 2013. The AIC model selection method applied to path analytic models compared using a d-separation test. *Ecology* 94, 560–564. <https://doi.org/10.1890/12-0976.1>
- Shipley, B., 2009. Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. *Ecology* 90, 363–368. <https://doi.org/10.1890/08-1034.1>
- SIDAM, 2016. Atlas cartographique. Le SIDAM et la COPAMAC. URL <https://www.sidam-massifcentral.fr/massif-central/atlas-cartographique/> (accessed 11.21.21).
- SIDAM, COPAMAC, 2020. Climat et indicateurs agro-climatiques en 2050.
- Sirami, C., Gross, N., Baillod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Bosch, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-Garcia, M.Á., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tscharncke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.-L., Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 116, 16442–16447. <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Skuce, P.J., Morgan, E.R., van Dijk, J., Mitchell, M., 2013. Animal health aspects of adaptation to climate change: beating the heat and parasites in a warming Europe. *Animal* 7, 333–345. <https://doi.org/10.1017/S175173111300075X>
- Soulat, J., 2022. Des leviers d'actions pour optimiser et adapter les systèmes d'élevage herbagers.
- Spinoni, J., Vogt, J.V., Naumann, G., Barbosa, P., Dosio, A., 2018. Will drought events become more frequent and severe in Europe? *International Journal of Climatology* 38, 1718–1736. <https://doi.org/10.1002/joc.5291>
- Stagge, J.H., Kingston, D.G., Tallaksen, L.M., Hannah, D.M., 2017. Observed drought indices show increasing divergence across Europe. *Sci Rep* 7, 14045. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14283-2>
- Stampfli, A., Bloor, J.M.G., Fischer, M., Zeiter, M., 2018. High land-use intensity exacerbates shifts in grassland vegetation composition after severe experimental drought. *Global Change Biology* 24, 2021–2034. <https://doi.org/10.1111/gcb.14046>
- Stern, P.C., 2000. New Environmental Theories: Toward a Coherent Theory of Environmentally Significant Behavior. *Journal of Social Issues* 56, 407–424. <https://doi.org/10.1111/0022-4537.00175>
- Suter, M., Huguenin-Elie, O., Lüscher, A., 2021. Multispecies for multifunctions: combining four complementary species enhances multifunctionality of sown grassland. *Sci Rep* 11, 3835. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82162-y>
- Sutherland, L.-A., 2023. Who do we want our 'new generation' of farmers to be? The need for demographic reform in European agriculture. *Agricultural and Food Economics* 11, 3. <https://doi.org/10.1186/s40100-023-00244-z>
- Sutherland, L.-A., Burton, R.J.F., Ingram, J., Blackstock, K., Slee, B., Gotts, N., 2012. Triggering change: Towards a conceptualisation of major change processes in farm decision-making. *Journal of Environmental Management* 104, 142–151. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.013>
- Swart, R., Levers, C., Davis, J.T.M., Verburg, P.H., 2023. Meta-analyses reveal the importance of socio-psychological factors for farmers' adoption of sustainable agricultural practices. *One Earth* 6, 1771–1783. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2023.10.028>

- Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J.M.H., 2006. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441, 629–632. <https://doi.org/10.1038/nature04742>
- Tito, R., Vasconcelos, H.L., Feeley, K.J., 2020. Mountain Ecosystems as Natural Laboratories for Climate Change Experiments. *Frontiers in Forests and Global Change* 3.
- Tracy, B.F., Foster, J.L., Butler, T.J., Islam, M.A., Toledo, D., Vendramini, J.M.B., 2018. Resilience in Forage and Grazinglands. *Crop Science* 58, 31–42. <https://doi.org/10.2135/cropsci2017.05.0317>
- Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., Ewers, R.M., Fründ, J., Holt, R.D., Holzschuh, A., Klein, A.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W.H., Westphal, C., 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87, 661–685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>
- Turner, M.G., Calder, W.J., Cumming, G.S., Hughes, T.P., Jentsch, A., LaDeau, S.L., Lenton, T.M., Shuman, B.N., Turetsky, M.R., Ratajczak, Z., Williams, J.W., Williams, A.P., Carpenter, S.R., 2020. Climate change, ecosystems and abrupt change: science priorities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 375, 20190105. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0105>
- Urruty, N., Tailliez-Lefebvre, D., Huyghe, C., 2016. Stability, robustness, vulnerability and resilience of agricultural systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 36, 15. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0347-5>
- Van Sundert, K., Arfin Khan, M.A.S., Bharath, S., Buckley, Y.M., Caldeira, M.C., Donohue, I., Dubbert, M., Ebeling, A., Eisenhauer, N., Eskelinen, A., Finn, A., Gebauer, T., Haider, S., Hansart, A., Jentsch, A., Kübert, A., Nijs, I., Nock, C.A., Nogueira, C., Porath-Krause, A.J., Radujković, D., Raynaud, X., Risch, A.C., Roscher, C., Scherer-Lorenzen, M., Schuchardt, M.A., Schütz, M., Siebert, J., Sitters, J., Spohn, M., Virtanen, R., Werner, C., Wilfahrt, P., Vicca, S., 2021. Fertilized graminoids intensify negative drought effects on grassland productivity. *Global Change Biology* 27, 2441–2457. <https://doi.org/10.1111/gcb.15583>
- Veen, P., Jefferson, R., Smidt, J. de, Straaten, J. van der, 2014. *Grasslands in Europe: Of High Nature Value*. BRILL.
- Venables, W.N., Ripley, B.D., Venables, W.N., 2002. *Modern applied statistics with S*, 4th ed. ed, *Statistics and computing*. Springer, New York.
- Virto, I., Barré, P., Burlot, A., Chenu, C., 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry* 108, 17–26. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9600-4>
- Wang, C., Li, X., Hu, Y., Zheng, R., Hou, Y., 2023. Nitrogen addition weakens the biodiversity multifunctionality relationships across soil profiles in a grassland assemblage. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 342, 108241. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108241>
- Zilberman, D., Zhao, J., Heiman, A., 2012. Adoption Versus Adaptation, with Emphasis on Climate Change. *Annual Review of Resource Economics* 4, 27–53. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-083110-115954>

ANNEXES

Annexes Chapitre 1

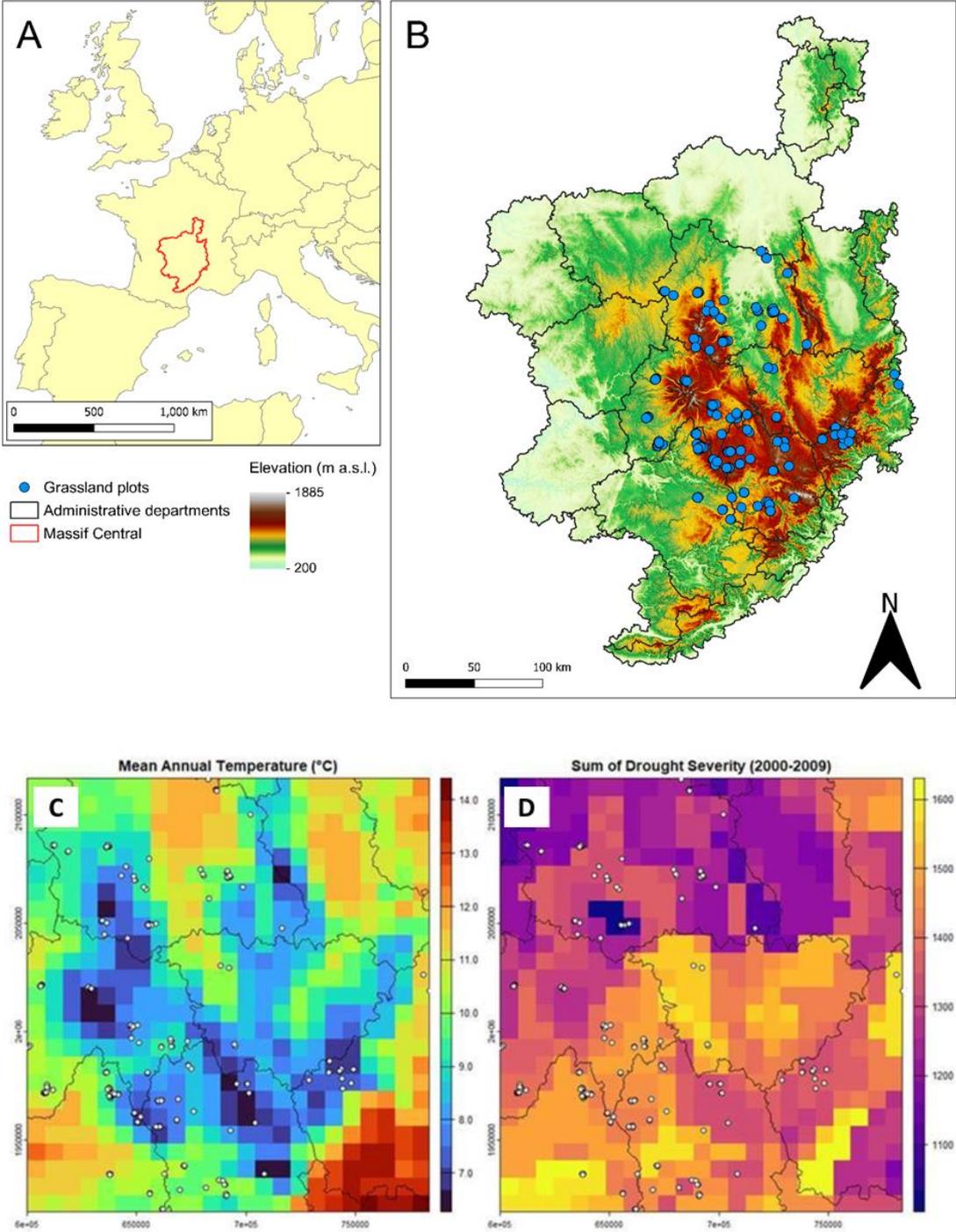


Figure S1: Map of the studied area (A) with sampled grassland fields presented according to elevation (B), as well as according to mean annual temperature (C) and sum of drought severity (D).

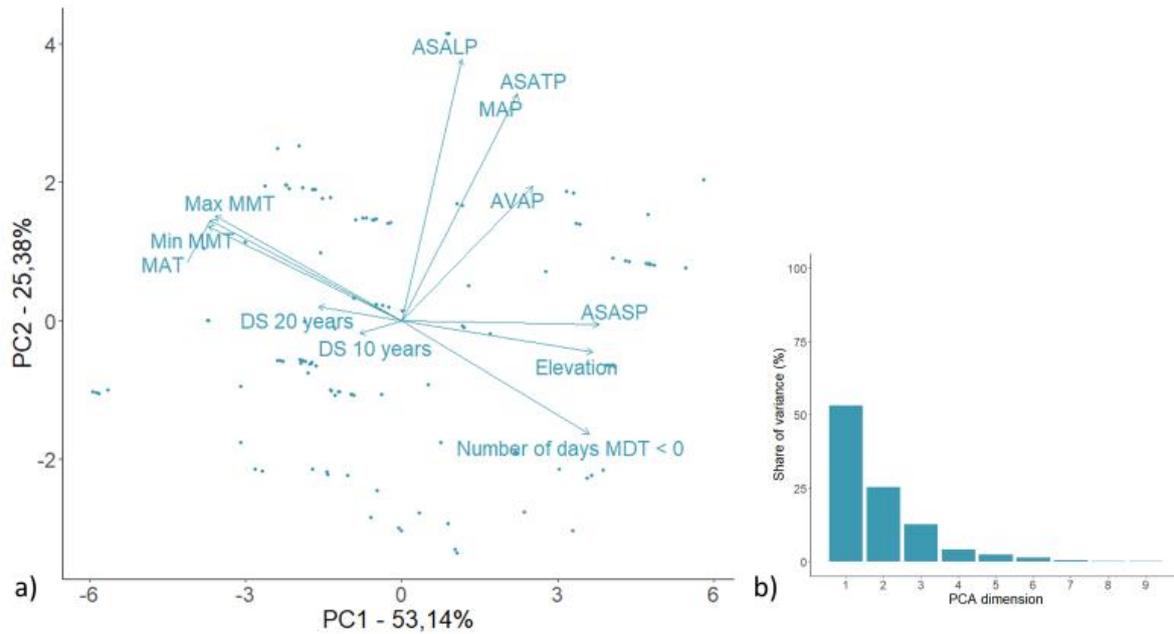


Figure S2: PCA of the climatic data from 1994 to 2014 of the grassland fields that was built to select variables necessary to assess the diversity of climatic conditions in our sample. They were assessed using the SAFRAN database (Le Moigne 2002), which relies on a combination of surface measurements and meteorological models to produce hourly data. Meteorological parameters are defined at 300m elevation path and optimal interpolation is then used on 8×8 km grid. These variables are the following: Minimum Monthly Temperature (Min MMT), Maximum Monthly Temperature (Max MMT), Mean Annual Temperature (MAT), Average Sum of Annual Liquid Precipitation (ASALP), Average Sum of Annual Total Precipitation (ASATP), Mean Annual Precipitation (MAP), Average Variance of Annual Precipitation (AVAP), Average Sum of Annual Solid Precipitation (ASASP), Elevation, Number of days in the year where Mean Daily Temperature (MDT) is inferior to 0, and drought severity (DS) calculated on a 10 years time span or on a 20 years time span. To do so, we first identified for each grassland field the droughts events occurring during the 20 years period, with a daily version of the standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI, Luna et al., 2023), according to the procedure of McKee et al. (1993). The severity of each drought was assessed as minus one time the sum of SPEI from the start to the end of the event. Finally, for each grassland field, the drought severity was summed for the 10 and 20 years preceding the field campaign to get two DS indicators. The orthogonality of precipitation and temperature variables led us to choose one variable for each. We chose MAT and MAP. The third axis accounting for DS calculated on 10 years led us to take it account in the study.

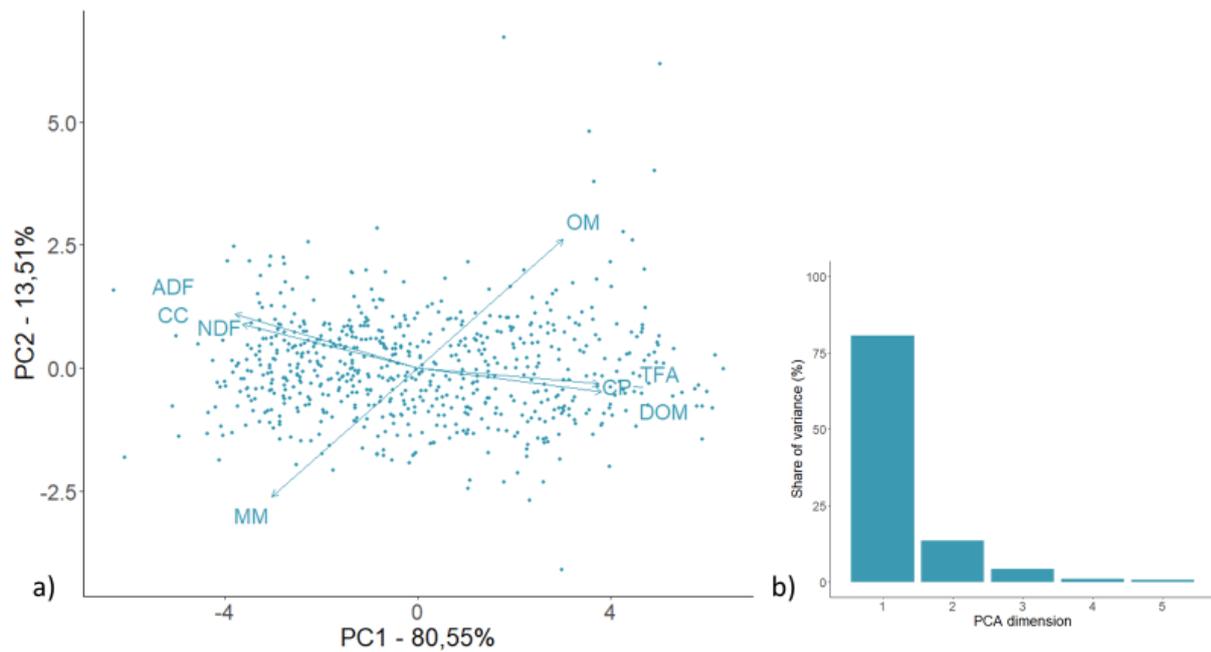


Figure S3: PCA of the chemical composition of grass samples demonstrating important trade-offs among fibre-related components (neutral detergent fibre (NDF), crude cellulosis (CC), acid detergent fibre (ADF), organic matter (OM) and mineral matter (MM)) and more nutritious variables (total fatty acids (TFA), crude protein (CP), digestibility of organic matter (DOM)). This PCA led us to choose crude protein as a proxy for fodder quality.

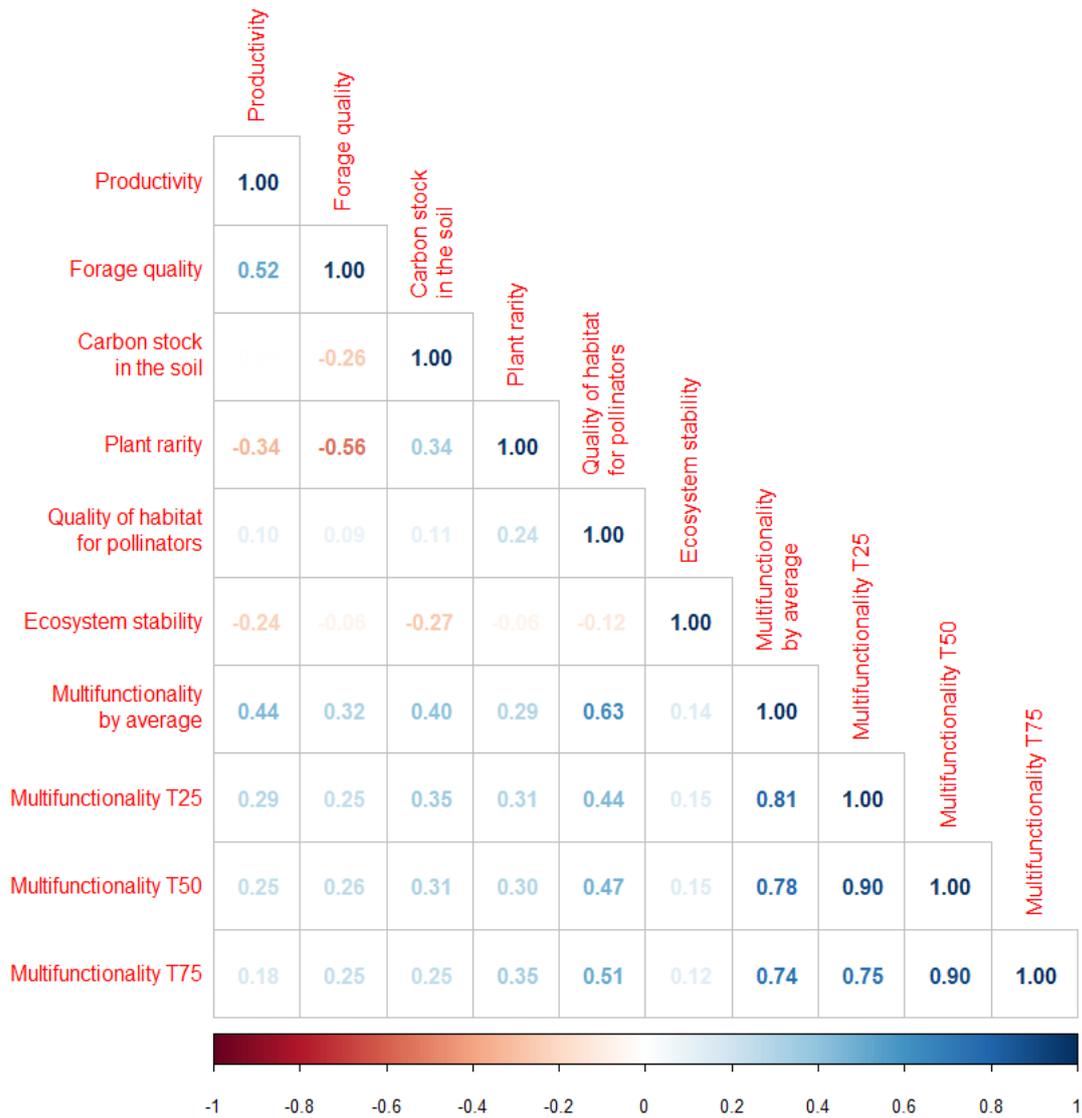


Figure S4: Correlation matrix among ecosystem services and multifunctionality calculated according to the average approach and threshold approach, with thresholds set at 25% (T25), 50% (T50) and 75% (T75).

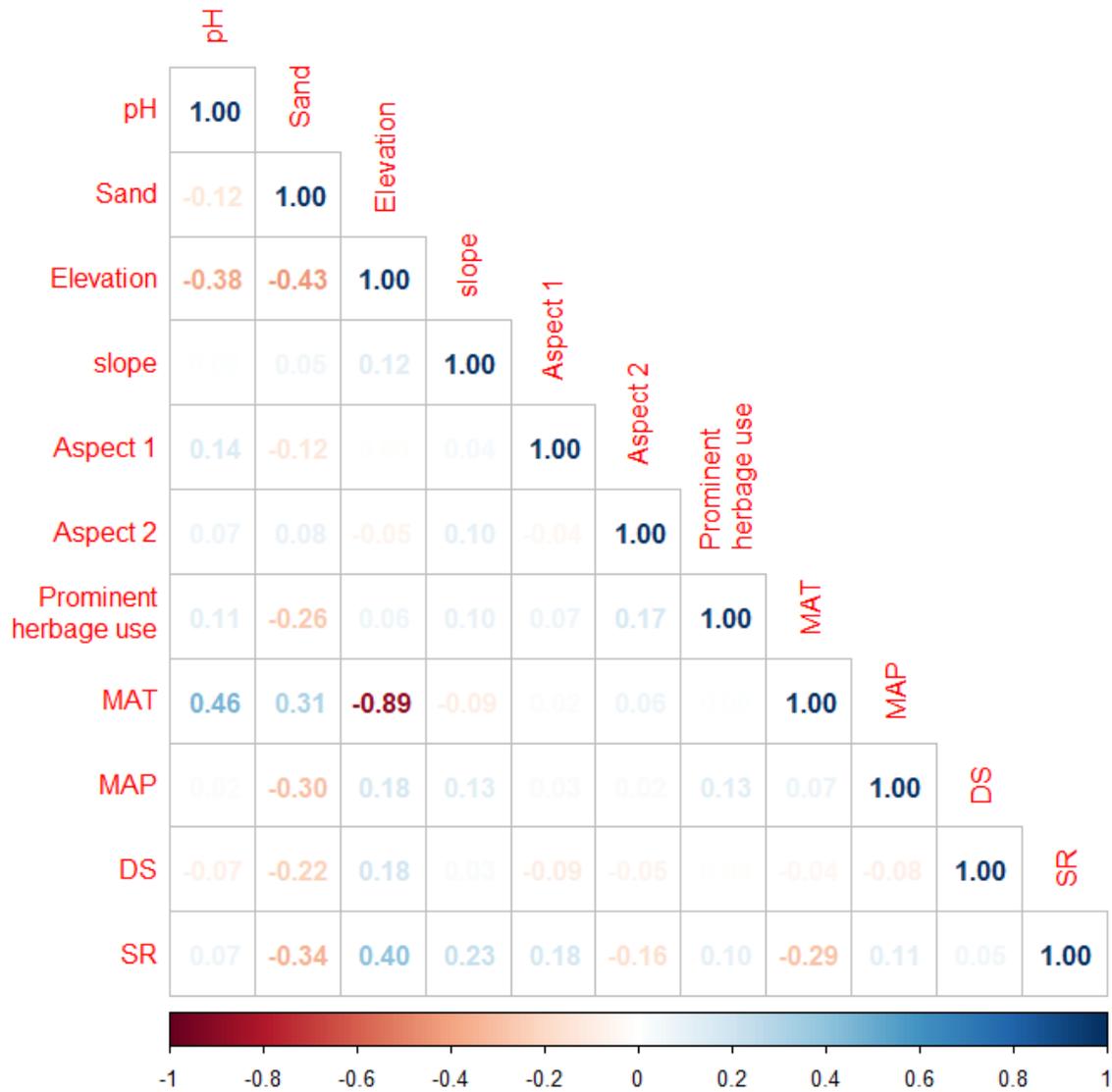


Figure S5: Correlations among predictors used to model multifunctionality: mean annual temperature (MAT), mean annual precipitation (MAP), drought severity (DS), species richness (SR), and prominent herbage use, and fertilization (N). Aspect 1 and Aspect 2 are the two quantitative variables that were calculated to assess the aspect, slope completes the description of topography. For information, we added in the correlation calculations the scaled elevation of grassland fields, which was highly correlated with MAT.

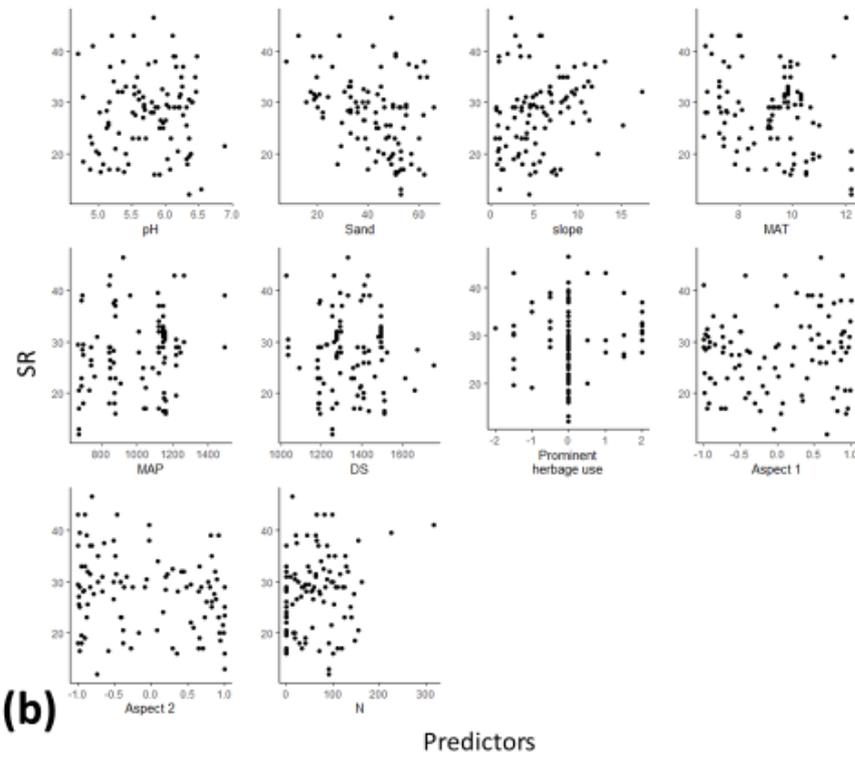
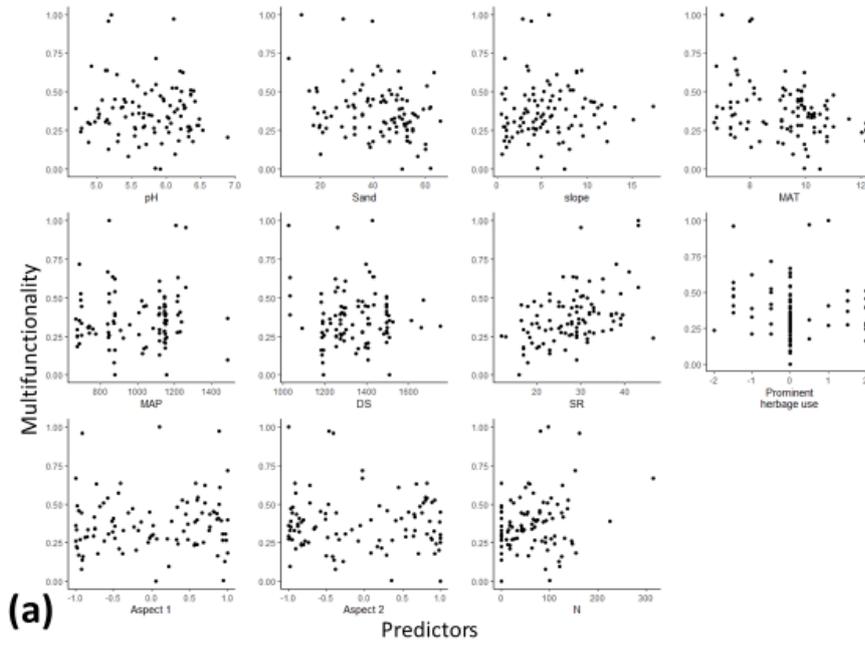


Figure S6: raw data of multifunctionality (a) and species richness (SR) (b) according to the different predictors tested in the analysis: pH, Sand, slope, mean annual temperature (MAT), mean annual precipitation (MAP), drought severity (DS), Prominent herbage use, the two variables of aspects (Aspects 1 & Aspects 2) and nitrogen fertilisation (N).

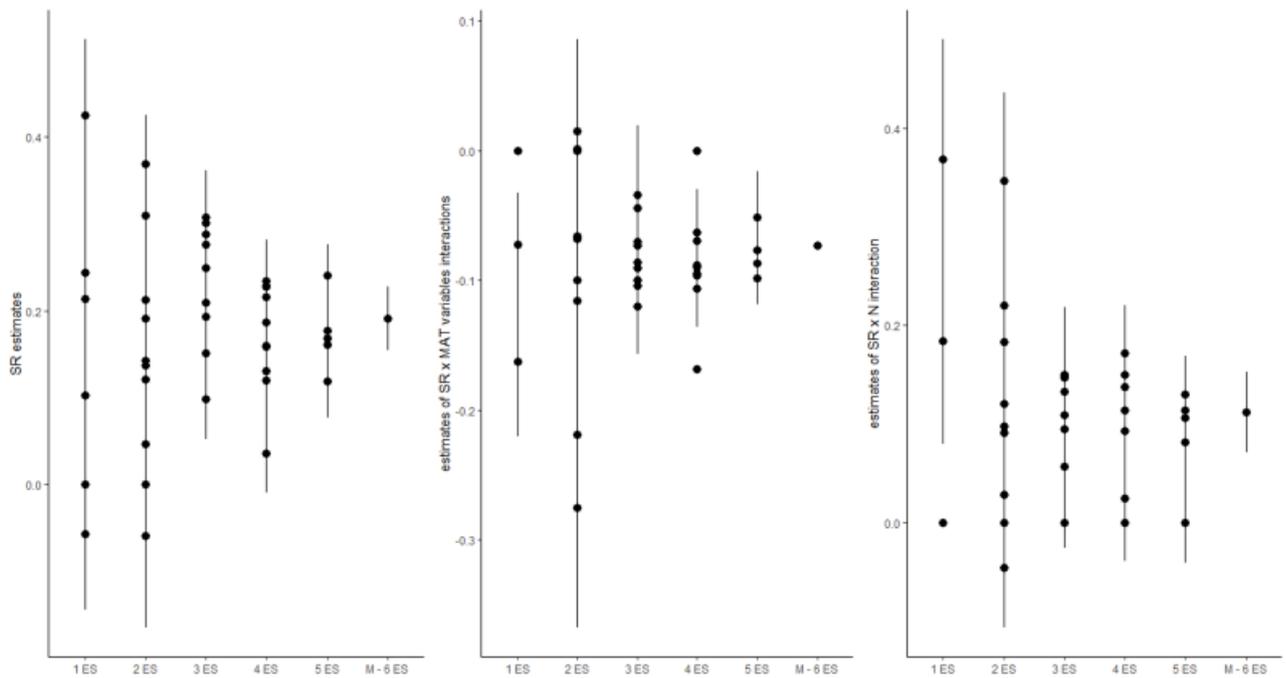


Figure S7: Estimates of the effects of species richness (SR), SR and mean annual temperature (MAT) interaction, and SR and nitrogen fertilisation (N) interaction in the linear models to explain multifunctionality calculated with average approach. Except for M and the single ecosystem services (ESs), 10 combinations of ESs were selected randomly with `sample()` function of R to average them and calculate different assessments of multifunctionality. We selected linear models (with the same method as for multifunctionality in material & method) to explain different averages of combination of ESs that take account various numbers of (ESs) (ranging from 1 to 6, 6 ESs being the multifunctionality (M) we studied along this paper). The variability in the estimates studied increases as the number of ESs combined increases, confirming the importance of SR and its interactions with mean annual temperature (MAT) and fertilisation.

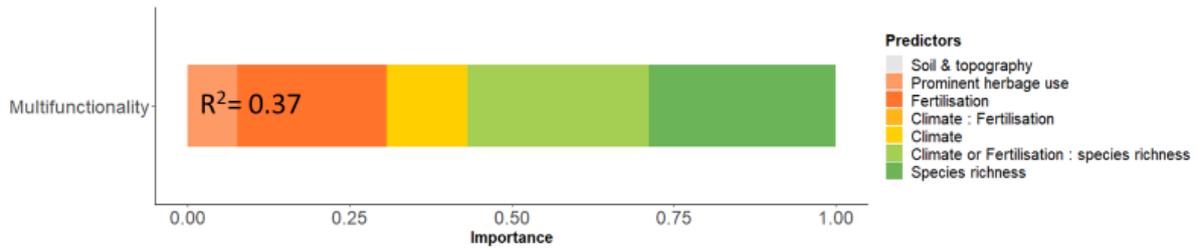


Figure S8: Contributions of predictors including climate, land use intensification and plant species richness to multifunctionality. The importance of predictors is expressed as the share of explained variance (model R^2 express total variances), taken as the absolute value of their standardized regression coefficients. Climate included the summed contributions of mean annual temperature and drought severity in best fit models (lowest AIC, see Table S2). Soil and topography included the summed contributions

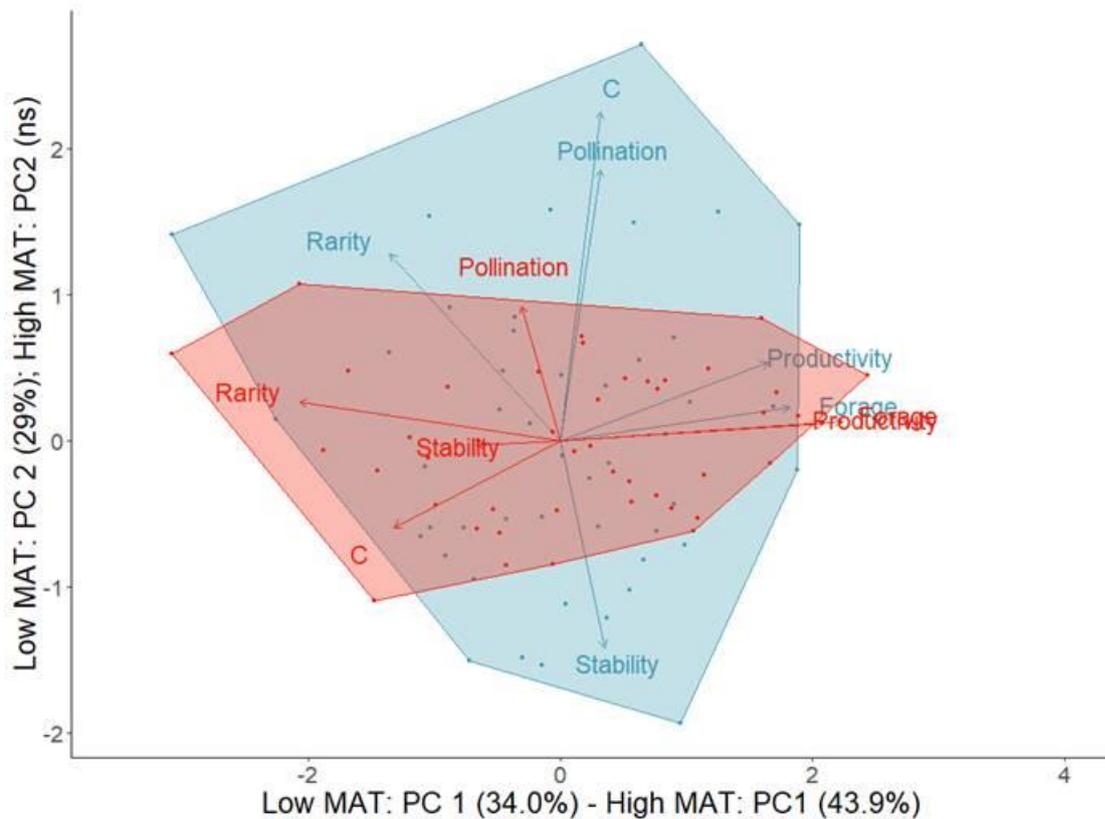


Figure S9: Two PCAs of the single ES calculated with the `PCA()` function from the `FactoMineR` package, one with data from grasslands whose scaled MAT value was below 0, i.e. the coldest grasslands of the sample (in blue), and one with grassland data for which the scaled MAT was above 0, i.e. the warmest grasslands of the sample (in red). In this way, we compared trade-offs among ESs in cold vs. warm environments. Trade-offs were more pronounced when MAT was higher (PC1=43.9% in higher MAT vs. PC1=34.0% in lower MAT).

ES	Sampling protocol	Analysis	Calculation of indices	Range
Productivity	Standing biomass was harvested three times from early spring to biomass peak (i.e. as closely possible to 400, 700 and 1200 degrees-days, calculated as the sum of mean daily accumulated temperature since February 1st of the same year). Vegetation was harvested at 5cm above the soil surface using two 70×70cm quadrats per plot, i.e. 4 quadrats per facies and then draught in oven for at least 48h at 60°C.	Harvested standing biomass is weighed before and after drying.	The average yield from both quadrats which was then converted to yield per hectare, corrected by the dry matter content. We calculated grassland productivity as the difference between the initial biomass in early spring and peak biomass divided by the number of degree-days between the two harvests.	Dry matter yield at the biomass peak ranged from 0.74 t ha ⁻¹ to 10.44 t ha ⁻¹ . The mean productivity was 6 850g ha ⁻¹ degree-days ⁻¹ with a standard deviation of 3 414 g ha ⁻¹ degree-days ⁻¹ .
Fodder quality	500g subsamples coming from a mix of the four samples used to assess productivity.	Infrared spectroscopy, confirmed by chemical analysis (respecting ISO 16634-1 norm). Chemical composition was assessed by several indicators (cf legend).	We performed a PCA among the indicators of chemical composition to choose an indicator of forage quality (Figure S3), i.e. crude protein. We kept the maximum value among the three harvests that corresponded to the first harvest 95% of the sampled grasslands.	The maximum forage quality ranged from 83.4 to 292.8g kg ⁻¹ dry matter.
Carbon stock in the soil	same samples as for soil pH assessment	Air-dried and sieved to 2mm to assess the amount of fine soil and a subsample of dried-soil was then dried overnight at 100°C, ground and analysed for total organic carbon and total nitrogen content using an automated elemental analyser (Dumas method).	Total soil carbon stock by the carbon content of fine soil and the amount of fine soil, and then converted to an estimation of carbon content in the soil in t ha ⁻¹ .	Carbon stock ranged from 25.40 t ha ⁻¹ to 86.83 t ha ⁻¹ . Mean carbon stock in the soil is 49.57 t ha ⁻¹ .
Stability	We used a proxy of grassland biomass production from normalized difference vegetation index (NDVI) data (García-Palacios et al., 2018) of the plots from 1994 to 2014 from Landsat images.	Data from dataset, no analysis in lab.	We assessed stability as the temporal invariability calculated as the mean yearly NDVI integral divided by its standard deviation (Mahaut et al., 2023).	Stability ranged from 3.67 to 16.686, mean stability was 8.633
Pollination	Braun-Blanquet method, same records as for SR.	Direct use of the Braun-Blanquet surveys, no analysis in lab.	Average score of attractiveness to pollinators of each plant species multiplied by the plant species relative cover area from Braun-Blanquet records. The score of each plant was developed based on field knowledge and bibliographic research (cf legend)	The score of each plant ranged from 0 to 2. Grasslands pollination value ranged from 11.50 to 74.15 and mean grassland pollination value was 46.79.
Local plant rarity	Braun-Blanquet method, same records as for SR.	Direct use of the Braun-Blanquet surveys, no analysis in lab.	Calculated using the “Atlas de la flore auvergnate” (Antonetti et al., 2006), which describes the abundance and rarity of more than 2000 plant species in Massif Central uplands. This area was divided into 1180 zones, and a rarity index was calculated for each species as the proportion of zones where the species was observed. Based on the regional survey, we computed a vegetation rarity index at the field scale by averaging the	Grassland local plant rarity value ranged from 0.21 to 0.48. Mean grassland local plant rarity value was 0.30

			rarity indices of every species surveyed in the plot, weighted according to plant species relative cover assessed by the Braun-Blanquet method.	
--	--	--	---	--

0 *Table S1: Presentation of ESs assessments. Productivity and fodder quality belong to the category of provisioning ESs. The various indicators used in analysis*
1 *of fodder quality included dry matter, cellulosic content, mineral matter, fatty acid content, neutral detergent fibre, acid detergent fibre organic matter,*
2 *energy content, digestible protein, and crude protein. A PCA was performed with PCA() function from FactoMineR package and led to identify crude protein*
3 *as the most relevant indicator (Figure S3). Carbon stock, stability and pollination belong to the category of regulation ESs. The abundance of regionally rare*
4 *plant species observed within each grassland was used to quantify the conservation value of each grassland field and is referred to as “pollination” (Odoux*
5 *et al., 2012; Rollin et al., 2013; Baude et al., 2016). Local plant rarity is a cultural ES.*

6

	Productivity		Forage quality		Carbon stock in the soil		Habitat quality for pollinators		Plant rarity		Stability		Multifunctionality					
	Estimate	p value	Estimate	p value	Estimate	p value	Estimate	p value	Estimate	p value	Estimate	p value	Estimate	p value				
Intercept	0.341	*	0.390	**	-0.114		0.191		-0.559	***	-0.174		0.006					
Year2014	-0.830	**	-0.798	**			-0.829	***	0.916	***	0.727	*						
Year2016	-0.363		-0.324				-0.351	*	0.585	***	0.173							
Slope	-0.180	*			-0.139	*	0.116		-0.722		0.201	*						
Aspect 1							-0.113		0.065									
Aspect 2					0.135	*												
pH	0.389	**	0.498	***	-0.574	***			-0.184	**								
pH^2																		
Sand					-0.359	***												
Prominent herbage use			-0.282	***									-0.051					
N			0.184	.	0.156		-0.169	*	-0.115	*	0.204	*	0.085	*				
N^2			-0.094		-0.055				0.079	**			-0.067	**				
MAT	-0.371	***			-0.205	*	-0.124		-0.2560	***	0.525	***	-0.083	*				
MAP					0.173	**			0.061		-0.285	**						
DS			-0.135	.			-0.135											
SR			-0.056		0.102		0.425	***	0.213	***	0.244	*	0.191	***				
SR : N			0.184	.							0.369	**	0.112	**				
MAT : N							-0.190	**			0.284	*						
DS : N			-0.124															
MAP: N									0.080		0.213	*						
MAT: SR					-0.162	**			-0.072				-0.073	*				
Residual standard error: 0.8163 on 84 degrees of freedom			Residual standard error: 0.7036 on 83 degrees of freedom			Residual standard error: 0.597 on 89 degrees of freedom			Residual standard error: 0.6609 on 86 degrees of freedom			Residual standard error: 0.3998 on 87 degrees of freedom			Residual standard error: 0.8534 on 88 degrees of freedom			Residual standard error: 0.3025 on 92 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.3012, Adjusted R-squared: 0.2596			Multiple R-squared: 0.5557, Adjusted R-squared: 0.5022			Multiple R-squared: 0.6416, Adjusted R-squared: 0.6014			Multiple R-squared: 0.5743, Adjusted R-squared: 0.5297			Multiple R-squared: 0.7698, Adjusted R-squared: 0.7381			Multiple R-squared: 0.3656, Adjusted R-squared: 0.2935			Multiple R-squared: 0.4137, Adjusted R-squared: 0.3691
F-statistic: 7.242 on 5 and 84 DF, p value: 1.11e-05			F-statistic: 10.38 on 10 and 83 DF, p value: 3.831e-11			F-statistic: 15.93 on 10 and 89 DF, p value: 5.33e-16			F-statistic: 12.89 on 9 and 86 DF, p value: 9.225e-13			F-statistic: 24.25 on 12 and 87 DF, p value: < 2.2e-16			F-statistic: 5.072 on 10 and 88 DF, p value: 8.199e-06			F-statistic: 9.274 on 7 and 92 DF, p value: 1.212e-08

Table S2: Table of the models obtained from stepAIC for each individual ecosystem service and multifunctionality calculated with the average approach

D-sep claim of independence	Variable whose partial regression slope should be 0	Mixed model	P value of the ANOVA on the pair of models
(X2,X1) {∅}	X2	(a) X2 ~ (1 X1)	0.4392
(X3,X2) {∅, Cov}	X3	(b) X3 ~ Cov + (1 X2)	0.1177
(X3,X1) {∅, Cov}	X3	(c) X3 ~ Cov + (1 X1)	0.5259
(X5,X2) {X1,X3,X4, Cov}	X5	(d) X5 ~ X1 + X3 + X4 + Cov + (1 X2)	0.9430

Table S3: Table of the basis set of d-sep (directional separation) claims we tested to assure the path analysis of Figure 5 (Shipley, 2009). The key to the variables is shown in Figure 5. The notation “(X2,X1)|{∅}” means “the pair of variables (X2,X1) when holding nothing constant” while “(X5,X2)|{X1,X3,X4,Cov}” means “the pair of variables (X2,X1) when holding X1,X3,X4 and the covariables out of path analysis constant”. Mixed models correspond to two models each: (a) corresponds to the following pair of models: $X2 \sim 1$ and $X2 \sim X1$.

$C = 7.33$ $1 - \text{Chi-square} = 0.5017$ $p \text{ value } (C) = 0,50$

Annexes Chapitre 1 – 2

	Productivity		Forage quality		Carbon stock in the soil		Habitat quality for pollinators		Plant rarity		Stability	
	Estimate	p value	Estimate	p value	Estimate	p value	Estimate	p value	Estimate	p value	Estimate	p value
Intercept	0.226	.	0.545	***	-0.114	.	0.296	*	-0.579	***	-0.039	.
Year2014	-0.758	*	-0.914	**			-1.032	***	1.044	***	0.548	.
Year2016	-0.294		-0.575	*			-0.453	*	0.788	***	-0.031	.
Pente	-0.191	*	-0.109		-0.139	*	0.101		-0.071		0.213	*
Aspect 1			0.115				-0.140	*				
Aspect 2					0.135	*					0.134	
pH	0.427	**	0.387	**	-0.574	***			-0.177	**	-0.231	
pH^2												
Sables					-0.359	***						
Usage de l'herbe			-0.304	***								
N	-0.027		0.172		0.156	.	-0.144	.			0.012	*
N^2			-0.111	.	-0.055						-0.114	
TAM	-0.376	**	0.064		-0.205	*	-0.124		-0.227	***	0.519	***
PAM			-0.034		0.173	**	-0.057		0.064		-0.243	*
SS	-0.083						-0.110		0.032		0.003	
RS	-0.095		-0.023		0.102		0.354	***	0.252	***	0.228	.
RS : N	-0.174		0.234	*							0.415	**
TAM : N							-0.197	**			0.195	.
SS : N	-0.259	*	-0.124									
PAM: N											0.138	
TAM: RS					-0.162	**			-0.101	*		
PAM:RS							-0.134		-0.098	*	0.139	
SS:RS											-0.178	
TAM:SS	0.346	*									-0.244	
PAM:SS							-160	*				
TAM:PAM			-0.138	.			-161	.	0.089	.		
	Residual standard error: 0.7966 on 78 degrees of freedom Multiple R-squared: 0.382, Adjusted R-squared: 0.2948 F-statistic: 4.383 on 11 and 78 DF, p value: 4.205e-05		Residual standard error: 0.7019 on 80 degrees of freedom Multiple R-squared: 0.5739, Adjusted R-squared: 0.5047 F-statistic: 8.289 on 13 and 80 DF, p value: 2.724e-10		Residual standard error: 0.597 on 89 degrees of freedom Multiple R-squared: 0.6416, Adjusted R-squared: 0.6014 F-statistic: 15.93 on 10 and 89 DF, p value: 5.33e-16		Residual standard error: 0.6609 on 86 degrees of freedom Multiple R-squared: 0.5743, Adjusted R-squared: 0.5297 F-statistic: 12.89 on 9 and 86 DF, p value: 9.225e-13		Residual standard error: 0.3969 on 88 degrees of freedom Multiple R-squared: 0.7704, Adjusted R-squared: 0.7417 F-statistic: 26.84 on 11 and 88 DF, p value: < 2.2e-16		Residual standard error: 0.8366 on 81 degrees of freedom Multiple R-squared: 0.4388, Adjusted R-squared: 0.321 F-statistic: 3.726 on 17 and 81 DF, p-value: 3.124e-05	

Table S4: modèles linéaires sélectionnés par stepAIC lorsque sont testés les interactions entre variables climatiques.

Annexe Chapitre 2

Supplementary Text 1 : semi-directed interviews conducted with the 15 farmers of the sample

ENTRETIENS – LA BIODIVERSITE COMME LEVIER D’ADAPTATION DES ELEVAGES DE RUMINANTS DU MASSIF CENTRAL AU CHANGEMENT CLIMATIQUE

En amont de l’entretien :

Nom de l’exploitation :

Date entretien :

Surface totale de l’exploitation :

Surface PP :

Surface PT :

Surface en culture fourragère :

Surface en culture autres :

Rotations de culture présentes (à faire confirmer par l’exploitant lors de l’entretien) :

Nombre d’îlots et l’altitude de chacun :

Nombre de parcelles en 2021 :

A la prise de rdv, demander à l’éleveur de préparer ses achats d’aliments et de fourrage depuis 2015, la liste de ses parcelles issues de Telepac de 2020.

Présentation du projet : Dans ma thèse, je cherche à comprendre si la biodiversité végétale des prairies du Massif Central peut jouer un rôle dans l’adaptation des élevages d’herbivores au changement climatique, et si oui, quel est ce rôle. J’ai fait de la modélisation sur les données de la BDD Prairies AOP/ATOUS/AEOLE. J’interroge aussi les éleveurs pour comprendre ce qu’il s’est passé dans les exploitations ces 10 dernières années, en considérant que les sécheresses de 2018, 2019 et 2020 ou une année comme 2021 sont déjà des aléas liés au changement climatique. Je vais essayer de comprendre quel a été l’effet de ces aléas sur l’exploitation, pourquoi, et quel est le lien à faire avec la structure de votre exploitation, vos pratiques, et comment vous envisagez l’avenir de l’exploitation après ces quelques années de sécheresse (Si l’éleveur est dans la BDD : et la composition de vos prairies.) Si ça vous convient, on peut commencer par faire un petit tour de l’exploitation et avoir un entretien plus formel dans un 2^e temps.

PARTIE 1 – COMPREHENSION DE LA STRUCTURE

1) Quels sont les ateliers présents sur l’exploitation ?

Avez-vous un atelier de transformation ? (O/N ; les nommer : viande / lait)

L’exploitation est-elle soumise à un ou plusieurs cahiers des charges (AB, AOP...) ? Quels sont-ils ?

2) Quelle taille font les troupeaux présents sur l’exploitation ? (nombre de mères) Sur 2021 :

Race du troupeau ?

Quelle période de vêlage ?

Quantité de lait produite par le troupeau à l’année ? Taux de renouvellement ?

3) Etes-vous suivi par un organisme de conseil ? O/N/Lequel ?

4) Combien de temps les animaux sont-ils au bâtiment l'hiver ?

Quelles rations distribuez-vous à quel lot au bâtiment l'hiver ?

5) Remplir le tableau ci-dessous avec l'éleveur :

	Surface (ha)	Rendement fourrage (T MF)	Durée de pâturage/méthode de pâturage
Prairies Fauchées			
Prairies Fauchées + pâturées			
Prairies Pâturées			

Quelle quantité de concentré et de fourrage avez-vous acheté depuis novembre 21 ?

6) Comment commercialisez-vous les produits de l'exploitation (coopérative, circuit court, vente directe) ?

(% vendu en coop, et autres canaux nommés et c'est tout)

7) Quels sont vos objectifs dans la gestion de votre exploitation ?

- En termes de production (*quantité de lait / nbr de têtes vendues/poids de vente*) ?
- De charges/autonomie/stock ?
- D'impact environnemental ?

PARTIE 2 – ZOOM SUR LES PARCELLES ETUDIÉES

Rappeler quelles parcelles ont été étudiées dans AEOLE.

- 1) *Passer en revue pour chaque parcelle ce qui a été fait en 2021 sur chacune des parcelles*
 - *Sursemis*
 - *Fertilisation*
 - *Déprimage*
 - *Fauches et dates*
 - *Fertilisations et dates*
 - *Pâturage, type de pâturage, type d'animaux, taille du lot qui pâture*

2) *Pour chacune des parcelles étudiées : depuis quand est-elle gérée comme ça ?*

Est-ce que la gestion de cette parcelle était différente lors des aléas de 2018 ? 2019 ? 2020 ? Pourquoi (pourquoi pas de pâturage, pourquoi un tel niveau de fertilisation, pourquoi fertilisation minérale...) ? Est-ce que cette parcelle a des contraintes spécifiques (portance limitée, accès à l'abreuvement, accessibilité...) ?

Comment cette parcelle était-elle gérée en 2008 ?

Si difficultés à obtenir une réponse claire sur la gestion 2008 : Cette parcelle était-elle déjà fauchée/pâturée ? Pensez-vous qu'elle ait pu être pâturée par un autre type d'animaux que le type qui la pâture en 2021? Avec le même type de pâturage ?

3) Présenter pour chacune des parcelles le type de la Typo auquel elle correspond. Après les avoir identifiés clairement avec l'éleveur :

Remplir le paragraphe de présentation ci-dessous avant entretien :

.....

Voyez-vous un autre type que ceux que je vous ai présentés qui seraient présents dans vos prairies ?

Reposer les questions 1) et 2) sur les types supplémentaires identifiés.

4) Parmi ces parcelles et types de parcelles identifiés, certaines ont-elles réagi différemment que d'autres aux sécheresses ? A 2021 ? *Voir ce que dit l'éleveur spontanément, puis :*
Pour chaque parcelle étudiée dans la BDD et le(s) type(s) éventuel(s) supplémentaire(s) identifié(s) par l'éleveur :

Remplir avec l'éleveur le tableau ci-dessous : Pour chaque fonction ci-dessous, cochez la/les parcelles les plus importantes.

	Parcelle 1	Parcelle 2	Parcelle 3	Parcelle 4	Parcelle 5	Parcelle « Autre »
Stocker de la quantité de fourrage en année « normale » (2017)						
Assurer un minimum de stock en année sèche						
Pâturage année humide						
Pâturage année « normale »						
Pâturage année sèche						
Valoriser Reprise automnale (fauche ou pâture)						

Pour chaque fonction : pourquoi ?

PARTIE 3 – PERCEPTION DE LA BIODIVERSITE

1) Qu'est-ce que la biodiversité selon vous ? Qu'est-ce qui vous vient à l'esprit avec ce mot ?

2) On peut voir des avantages et des inconvénients à la présence de biodiversité sur une exploitation. Qu'en pensez-vous ?

Relances :

Par rapport à la productivité des animaux ? Des productions végétales (fourrages ET cultures) ?

Au travail ?

Au revenu de l'exploitation

A l'image de votre exploitation, de l'élevage en général ?

Autre chose ?

Approfondir si un point semble important, spontanément, aux yeux de l'éleveurs

- 3) On peut voir des impacts positifs et négatifs de l'élevage sur la biodiversité. Qu'en pensez-vous ?
- En termes de gestion du troupeau ?
 - De gestion des PP ?
 - De gestion des PT ?
 - Des zones cultivées ?
 - Des zones non cultivées ?
 - Des intrants ? Des effluents ?
 - Autre chose vous vient à l'esprit ?

Approfondir si un point semble important, spontanément, aux yeux de l'éleveurs

Si l'éleveur parle de pratiques qui portent préjudice à la biodiversité : Dans un monde idéal sans contrainte financière, qu'est-ce que vous préféreriez faire ?

Rebondir avec ces éléments sur les différents éléments de biodiversité évoqués par l'éleveur :

- a) Comment ces éléments de biodiversité ont-ils évolué au cours de cette dernière décennie ? Est-il devenu plus abondant, moins, resté stable ? Please explain.
- b) Quels facteurs expliquent l'évolution de cet élément de biodiversité ?
- c) Cette évolution a-t-elle de l'importance pour vous ? Pourquoi ?
- d) Comment aimeriez-vous voir cet élément de biodiversité évoluer lors de la prochaine décennie ? (again: increase / decrease, remain stable)? Avez-vous des objectifs précis là-dessus ? Lesquels ? Pourquoi ?
- e) Quels changements faudrait-il faire pour atteindre ces objectifs ?
- f) Pourquoi ces changements n'ont-ils pas été faits encore ? Quels freins y a-t-il à leur mise en place ?
- g) Y aurait-il des leviers capables de changer ça? Lesquels ?
- h) Comment voyez-vous l'évolution future de cet aspect de la biodiversité chez vous ? Allez-vous essayer de faire quelque chose ? Quoi et pourquoi?

Etc par rapport à tout facteur limitant évoqué par l'éleveur

Pensez-vous que ce que vous m'avez dit aujourd'hui soit partagé par d'autres acteurs qui graviteraient autour de la biodiversité et de l'élevage ? Connaissez-vous quelqu'un qui pense complètement différemment ?

PARTIE 4 : PERCEPTION DU CHANGEMENT CLIMATIQUE ET DE LA BIODIVERSITE COMME LEVIER D'ADAPTATION AU CHANGEMENT CLIMATIQUE

- 1) Qu'est-ce que le changement climatique pour vous ?
- 2) Comment l'avez-vous perçu sur votre exploitation les années passées ? Comment pensez-vous qu'il va affecter votre exploitation dans les années à venir ?
- 3) Qu'est-ce que l'adaptation au changement climatique dans votre exploitation ? Avez-vous mis en place des choses pour vous adapter ?

Qu'avez-vous fait lors des dernières années de sécheresse pour en limiter l'effet ? Les années d'après ? Mêmes questions pour une année humide comme 2021 ?

- Quelles quantités de fourrage maximum a été achetée lors des dernières années de sécheresse ? Quelles quantités d'aliments ? (à diviser par la taille du troupeau) Lors d'une année « normale », en achetez-vous ? Combien ?
- Avez-vous mis en place des cultures fourragères ?
- Avez-vous décapitalisé ? Diminué votre production (si lait) ?

Envisagez-vous de mettre en place des stratégies pour faire face au changement climatique dans l'avenir ? Si pas encore fait, pourquoi ?

Pensez-vous que des prairies plus diversifiées puissent vous aider à vous adapter ? Pour modifier la diversité : sursemis, ajuster les niveaux de fertilisation minérale.... Que pensez-vous de ces options ?

Questions de sécurité:

Est-ce que la diversité prairiale végétale permet de tamponner les aléas (c'est-à-dire contribuent à la stabilité de la production d'herbe malgré la variabilité de la météo) : O/N

Si oui : est-ce que la diversité végétale peut être un atout pour tamponner les aléas :

- A l'échelle d'une parcelle : O/N
- A l'échelle de l'exploitation : O/N

Est-ce que la diversité végétale des prairies facilitera une recombinaison des prairies avec des espèces plus adaptées à un nouveau climat ? O/N

- A l'échelle d'une parcelle : O/N
- A l'échelle de l'exploitation : O/N

Avez déjà observé une telle recombinaison dans certaines de vos prairies : O/N

Si oui, la diversité prairiale végétale peut-elle fournir des outils faciles à mettre en œuvre comparé à des solutions « classiques » (ex : plus de stocks, plus d'ensilage, plus de méteil, etc...) : O/N

Pensez-vous pouvoir manier/manipuler la composition de vos prairies ? O/N

Conclusion

Comment voyez-vous l'avenir de votre exploitation ?

Souhaitez-vous ajouter quelque chose ?

DEFINITIONS ET ABBREVIATIONS

ACM/MCA	Analyse des Correspondances Multiples / Multiple correspondances Analysis
ACP/PCA	Analyse en Composantes Principales / Principle Component Analysis
CC	Changement climatique / Climate Change
MPPACC	Model of Personal Proactive Adaptation to Climate Change
N	Nitrogen fertilisation / fertilisation azotée
PP/PG	Prairie Permanente / Permanent Grassland
RS/SR	Richesse Spécifique/Species Richness
SAU/UAA	Surface Agricole Utile / Usable Agricultural Area
SE/ES	Service écosystémique / Ecosystem Service
SS/DS	Sévérité et fréquence des Sécheresse/Drought severity
TAM/MAT	Température Annuelle Moyenne / Mean Annual Temperature
PAM/MAP	Précipitations Annuelles Moyennes / Mean Annual Precipitations

LISTE DES FIGURES

<i>Figure 1: Modèle conceptuel commun d'un système d'élevage (adapté de Gibon et al., 1999) et comment la thèse va s'appuyer sur ce concept pour comprendre les modifications directes et indirectes que le changement climatique (CC) va générer sur le système biotechnique, qui comprend les prairies dans le système fourrager.....</i>	<i>27</i>
<i>Figure 2 : Carte du Massif Central et des 143 prairies recensées dans la Typologie des Prairies du Massif Central.....</i>	<i>30</i>
<i>Figure 3 : Schéma du système d'élevage composé des systèmes de décision et biotechnique en cohérence avec les prairies (système biotechnique) qui produisent des services écosystémiques (SE) et sont multifonctionnels (M) dont la perception oriente les valeurs et les décisions de l'éleveur vis-à-vis des prairies, conditionnant ainsi les pratiques, de manière conditionnée par le climat. Nous émettons l'hypothèse que le changement climatique (CC) perçu par l'éleveur va déterminer l'intention d'adaptation des éleveurs qui va changer les interactions entre système biotechnique (les prairies permanentes au sein du système fourrager) et système de décision (l'éleveur et ses perceptions)...</i>	<i>33</i>
<i>Graphical abstract chapter 1.....</i>	<i>36</i>
<i>Figure 4: Acyclic graph of the three complementary hypothetical relationships among climate, management, and biodiversity on multifunctionality. The black arrows represent links expressed by each hypothesis, the grey arrows represent links expressed by complementary hypotheses. (a) Hypothesis 1: Management and climate impact multifunctionality through indirect pathways mediated by changes in grassland biodiversity. (b) Hypothesis 2: The effect of management on biodiversity depends on the local climate. (c) Hypothesis 3: Climate and local management mediate the biodiversity-ecosystem multifunctionality relationship. Cov: model covariables are soil and topographic parameters.</i>	<i>40</i>
<i>Figure 5: Species richness mediated the effect of climate and management on multifunctionality. (a) Relative importance of direct and indirect effects for each predictor for multifunctionality: mean annual temperature (MAT), drought severity (DS), fertilization (N), and plant species richness (SR). (b) Directed acyclic graph depicting the relationships between climate, fertilization, species richness and multifunctionality. Arrows indicate significant relationships between variables. We modelled each link using linear models. We provide a standardized path coefficient along each arrow. Dot-ended arrows indicate interactive effects. We provide the C-statistic of the path analysis (C), degree of freedom (df), and p value. Detailed tests for each independence claim are available in Table S2.....</i>	<i>48</i>
<i>Figure 6: Direct effects species richness (SR), fertilization (N, kg N ha⁻¹ Year⁻¹) and MAT on multifunctionality. Panels a and b show the interactive effect of SR and N on multifunctionality. Panels C and D show the interactive effect of SR and MAT. We calculated the effects of each interaction using the standardized path coefficient from Figure 2. All other standardized parameter estimates were fixed at their mean value. The colour scale intensity indicated changes in N (red colour scale in Panel a), MAT (yellow colour scale in Panel c) and SR (green colour scale in Panels b & d). In each coloured scale, we indicated the lowest and highest values for N, MAT and SR.....</i>	<i>50</i>

Figure 7: Direct effects of fertilization (N) and MAT on species richness (Panels a & b). We calculated the predicted effects using the standardized path coefficient from Figure 2. The colour scale intensity indicates the level of fertilization (red colour scale in Panels a & c) and MAT (yellow colour scale in Panels b & d). In each coloured scale, we indicated the lowest and highest values for fertilization and MAT, respectively.....51

Figure 8: Direct and indirect effects of fertilization (N) and MAT on species richness (Panels a & b). We calculated the predicted effects using the standardized path coefficient from Figure 2. The colour scale intensity indicates the level of fertilization (red colour scale in Panels a & c) and MAT (yellow colour scale in Panels b & d). In each coloured scale, we indicated the lowest and highest values for fertilization and MAT, respectively.....52

Figure 9: Contributions of climate, land use intensification and plant species richness to each individual ecosystem service. The importance of predictors is expressed as the percentage of explained variance (model R^2 express total variances), taken as the absolute value of their standardized regression coefficients. Climate included the summed contributions of mean annual temperature and drought severity in best fit models (lowest AIC, see Table S2). Soil and topography included the summed contributions.....53

Figure 10: Effets de la température annuelle moyenne (TAM), de la sévérité et fréquence des sécheresses (SS) et de la fertilisation (N) sur les services écosystémiques de productivité, qualité de fourrage, stock de carbone dans le sol, pollinisation, rareté des plantes et stabilité de la production de biomasse, en interactions avec la richesse spécifique (RS) et les précipitations annuelles moyennes (PAM).....61

Graphical abstract chapter 2.....65

Figure 11: Map of the Massif Central and the locations of the 15 farmers interviewed. To preserve the anonymity of the interviewees, the locations correspond to the municipality in which each farm is situated.....71

Figure 12: Groups that exhibited different levels of intention to adapt to climate change based on Multiple Component Analysis and clustering of the six variables from the Model of Proactive Private Adaptation to Climate Change (MPPACC; Grothmann and Patt, 2005). We accounted for farmers' perception of the risks associated with climate change and their own ability to adapt and adaptation levers to both climate-related hazards and long-term changes.....75

Figure 13: Various perceptions of permanent grasslands in the livestock farming systems. The values of permanent grasslands perceived by farmers are noted in green, and the disvalues are noted in red..77

Figure 14: Relationships among a farm's location, the farmer's perception of permanent grasslands (PGs) and the farmer's adaptation strategy. Thicker arrows correspond to a larger fraction of farmers: a) feeling their system is adapted to climate change or planning to implement new adaptations; b) foreseeing little room for manoeuvring; and c) not intending to adapt. Lowland farms had maximum elevations below 900 m a.s.l.; upland farms had minimum elevations above 700 m a.s.l.....83

Figure 15 : Evolution de la multifonctionnalité avec une augmentation de la température annuelle moyenne de 1.5°C en fonction de la fertilisation annuelle et du contexte géographique des parcelles..96

<i>Figure 16 : Dégradation de la multifonctionnalité des prairies par exploitations selon la part de la SAU hors prairie permanente (PP) et le contexte géographique.....</i>	<i>97</i>
<i>Figure 17 : Intensivité de la production (kg de lait vendu par hectare) en fonction du niveau d'achat par UGB et les rapports maintien des prairies permanentes (PP)-dégradation des PP.....</i>	<i>98</i>
<i>Figure 18 : Niveau de dégradation simulée maximale et part d'assolement hors PP (PP) selon la perception des éleveurs des PP.....</i>	<i>99</i>
<i>Figure 19 : représentation des perceptions des éleveurs des prairies permanentes (PP), de la part des prairies permanentes dans leurs SAU et leurs pratiques de fertilisation (en noir), avec les effets des gradients climatiques (température annuelle moyenne et sévérité des sécheresses) qui structurent ces régions de la zone d'étude et conditionnent l'effet de la fertilisation sur la richesse spécifique (RS), la multifonctionnalité. Les flèches orange représentent la tendance liée au changement climatique de toutes les zones géographiques à évoluer vers un climat plus chaud et plus exposé à des sécheresses sévères. La zone de colline sud, où le climat est déjà le plus chaud et sévère, évolue vers un climat pas encore présent dans le Massif central.....</i>	<i>109</i>
<i>Figure 20 : Boucle pratiques/services écosystémiques mise en évidence grâce au concept de système d'élevage.....</i>	<i>125</i>

LISTE DES TABLES

Table 1: Primary characteristics of the farms in the three geographical contexts. Lowland farms had maximum elevations below 900 m a.s.l, and upland farms had minimum elevations above 700 m a.s.l.....73

Table 2: Management practices implemented by farmers in the four adaptation strategies, organised according to whether the adaptations occur at the feed-resource, herd or farm-management levels.....80

Table 3: Les deux objectifs différents de gestion imposés par le changement climatique, les fonctions des prairies permanentes qui sont attendues pour répondre à ces objectifs, et différents indicateurs pour suivre ces deux objectifs, selon le modèle du chapitre et 1 et selon la manière d'observer les écosystèmes et le changement climatique par les éleveurs.....114

LISTE DES PUBLICATIONS ET COMMUNICATIONS

Article pour journaux à révision par les paires

Publié :

Allart, L., Dumont, B., Joly, F., Mosnier, C., Alvarez, G., Galliot, J.-N., Luna, D., Pottier, J., Gross, N., 2024. Species richness: A pivotal factor mediating the effects of land use intensification and climate on grassland multifunctionality. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14627>

Soumis :

Allart, L., Joly, F., Oostvogels, V., Mosnier, C., Gross, N., Ripoll-Bosch, R., Dumont, B., 2024. Farmers' perceptions of permanent grasslands and their intentions to adapt to climate change influence their resilience strategy. submitted to *Renewable Agriculture and Food systems*.

En préparation :

Allart, L., Joly, F., Dumont, B., Gross, N., Mosnier, C., 2024. Compromis entre maintien des surfaces en prairie permanente et dégradation dans les systèmes fourragers herbagers dans les systèmes laitiers herbagers du Massif Central.

Présentations orales en congrès internationaux

L. Allart, F. Joly, B. Dumont, C. Mosnier, N. Gross, 2022. Grasslands ecosystem services models in Massif Central reveal positive interplay between biodiversity and management. 29th General Meeting of the European Grassland Federation, Caen, France.

L. Allart, F. Joly, C. Mosnier, B. Dumont, N. Gross, 2022. Structural equation modelling to understand the combined effects of climate, fertilisation and biodiversity on grassland multifunctionality. 4th Ecosystem Service Partnership Europe conference, Heraklion, Crete, Greece.

L. Allart, V. Oostvogels, F. Joly, C. Mosnier, N. Gross, B. Dumont, 2023. Grassland-based dairy farms of French Massif central adapt to climate change with diverse strategies. European Association of Animal Production, Lyon, France.

Participation à des articles en tant que co-auteur

Pottier, J., Gross, N., Le Henaff, P.-M., Allart, L., Luna, D., Rondeau, N., Carrère, P., 2024. Rôle fonctionnel de la biodiversité des prairies permanentes face à la crise climatique. *Fourrages in press*.