



HAL
open science

Modélisations de contributions de la nature aux populations pour l'adaptation des socio-écosystèmes aux changements globaux dans la vallée de la Maurienne (Alpes françaises)

Nicolas Elleaume

► **To cite this version:**

Nicolas Elleaume. Modélisations de contributions de la nature aux populations pour l'adaptation des socio-écosystèmes aux changements globaux dans la vallée de la Maurienne (Alpes françaises). Biodiversité et Ecologie. Université Grenoble Alpes [2020-..], 2022. Français. NNT : 2022GRALV059 . tel-03974718

HAL Id: tel-03974718

<https://theses.hal.science/tel-03974718>

Submitted on 6 Feb 2023

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.

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ GRENOBLE ALPES

École doctorale : CSV- Chimie et Sciences du Vivant

Spécialité : Biodiversité-Ecologie-Environnement

Unité de recherche : Laboratoire d'Ecologie Alpine

Modélisations de contributions de la nature aux populations pour l'adaptation des socio-écosystèmes aux changements globaux dans la vallée de la Maurienne (Alpes françaises)

Modeling the nature's contribution to people for the adaptation of socio-ecosystems to global changes in the Maurienne Valley (French Alps)

Présentée par :

Nicolas ELLEAUME

Direction de thèse :

Sandra LAVOREL
Université Grenoble Alpes
Bruno LOCATELLI
CIRAD Montpellier
Johan OSZWALD
Université de Rennes 2

Directrice de thèse

Co-directeur de thèse

Co-encadrant de thèse

Rapporteurs :

Alexia STOKES
DIRECTRICE DE RECHERCHE, INRAE Centre Occitanie-Montpellier
Uta SCHIRPKE
PROFESSEUR ASSOCIE, Leopold-Franzens - Universität Innsbruck

Thèse soutenue publiquement le **30 août 2022**, devant le jury composé de :

Sandra LAVOREL DIRECTRICE DE RECHERCHE, CNRS délégation Alpes	Directrice de thèse
Alexia STOKES DIRECTRICE DE RECHERCHE, INRAE Centre Occitanie-Montpellier	Rapporteuse
Uta SCHIRPKE PROFESSEUR ASSOCIE, Leopold-Franzens - Universität Innsbruck	Rapporteuse
Bruno LOCATELLI Chercheur HDR, CIRAD Montpellier	Co-directeur de thèse
Johan OSZWALD MAITRE DE CONFERENCES HDR, Université de Rennes 2	Co-directeur de thèse
Nicolas BUCLET PROFESSEUR DES UNIVERSITES, Université Grenoble Alpes	Président
Thomas HOUET DIRECTEUR DE RECHERCHE, CNRS délégation Bretagne et Pays de la Loire	Examinateur
Christina HERRERO-JAUREGUI PROFESSEUR ASSOCIE, Universidad Complutense de Madrid	Examinatrice



REMERCIEMENTS

Parvenir à terminer une thèse n'est pas une aventure facile et l'on prend souvent des détours inattendus bien que passionnants. Heureusement, ce chemin ne se parcourt pas seul, et je profite de ces quelques lignes pour remercier toutes les personnes qui m'ont accompagné et soutenu lors de ce périple.

Je tiens à remercier bien évidemment mes directeurs et encadrants de thèse sans qui rien de tout cela n'aurait été possible. Mes premiers mots vont à Sandra, que je connaissais depuis le master et qui a rendu possible cette thèse. Merci pour ta confiance et l'opportunité qu'a été ce travail de doctorat, aussi, merci infiniment pour tes précieux conseils et discussions tout au long de ces quatre années. Ensuite, il me faut aussi remercier Bruno, qui forme avec Sandra un duo extraordinaire. Merci pour ton soutien et tes conseils salvateurs face aux (nombreuses) galères techniques qui ont pu émailler ce travail. Enfin, je tiens à remercier Johan pour son support tout au long de cette thèse, tant pour l'encadrement des stagiaires que pour ton aide précieuse. À tous les trois, je voudrais vous dire merci pour votre patience, votre aide dans des moments difficiles, votre soutien sans faille et nos discussions si riches tout au long de ce grand périple. Parvenir à compléter travail n'aurait pas été possible sans vous et je vous serai toujours reconnaissant de m'avoir guidé jusqu'au bout.

Je tiens également à remercier tous les membres du jury présents lors de la soutenance non seulement pour avoir validé ce travail de thèse, mais aussi pour les discussions et riches interactions qui ont eu lieu pendant et à la suite de la soutenance.

À tous les amis et camarades du LECA et particulièrement du bureau 111, je voudrais aussi adresser des sincères remerciements pour le plaisir qu'a été de travailler à vos côtés malgré la période du covid et ses confinements. Votre bonne humeur, vos sourires, nos conversations scientifiques ou non ainsi que les délicieuses pâtisseries d'Enora auront largement contribué à rendre si plaisantes ces quatre années passées au LECA. Merci beaucoup à tous et à toutes : Enora, Marie, Gabin, Manu, Julia, Blandine, Nayara, Émilie, Nacho et Titouan.

Je voudrais aussi exprimer ma gratitude à Alexandre Pomet, Ilyas Safoine et Léa Mansion que j'ai eu la chance de pouvoir encadrer lors de leurs stages au LECA. Cela a été un plaisir de travailler avec chacun d'eux et leurs travaux ont largement contribué à cette thèse sous différents aspects.

Ce travail de thèse m'aura aussi donné l'opportunité de collaborer avec beaucoup d'autres doctorants, chercheurs ou professeurs des universités de Grenoble-Alpes, de Chambéry ou d'ailleurs. Je voudrais ainsi remercier particulièrement Pauline Dusseux, Jérôme Poulenard, Erwan Messenger, Charline Giguet-Covex, Samuel Morin, Améline Vallet, David Makowski, Pierre-Yves Longaretti et François-Rémi Mazy.

Il me faut aussi remercier les équipes des projets ayant financé cette thèse : les membres de Trajectories et du projet TRASSE. Avec une salutation particulière pour les riches discussions du groupe thématique de Trajectories centré sur le concept de socio-écosystème. Je voudrais aussi remercier les chercheurs de TRASSE pour les opportunités de rencontres internationales que ce projet aura permis. Il me faut aussi remercier chaleureusement le creuset qu'a été le groupe Jeunes Trajectories pour les interactions et discussions si riches qui ont pu avoir lieu. Le premier article de cette thèse prend directement ses racines dans cette dynamique et je voudrais ainsi exprimer une gratitude particulière pour Raphaël Lachello et Claire Blanchet avec qui j'ai eu le plaisir de travailler très directement.

Une mention particulière aussi pour le groupe TARA qui a aussi permis des échanges extrêmement passionnants en Europe et ailleurs. Plus particulièrement je voudrais remercier Matthew Colloff ainsi que Houria Djoudi pour nos interactions au début de ce travail de thèse.

Je voudrais aussi saluer et remercier les acteurs locaux de la vallée de la Maurienne que nous avons eu la chance de pouvoir rencontrer et pour certains de travailler directement avec eux. Un grand merci à Marilyne et à son mari ainsi qu'au personnel de l'ONF : Gwénaëlle Gibaux et François Manuel.

Je tiens aussi à remercier mes amis de Grenoble et d'ailleurs pour leurs sourires, leur soutien et tous les bons moments partagés durant ces quatre années passées dans la capitale des Alpes. Un merci particulier à mes colocataires et amis : Mez, Bastien, Bich, Lili, Youri et Lucas pour m'avoir supporté au quotidien et aidé de bien des manières à travers nos discussions interminables. Merci aussi à Arnaud, Marie, Arthur, Sys, Amandine, Gaspard et Étienne pour leur affection et leur aide pour la préparation de la soutenance.

Je voudrais également remercier toute ma famille, ma mère Hélène pour ses précieuses relectures et son soutien sans faille pendant ces quatre années ainsi que mon frère et ma sœur Olivier et Camille. Une pensée va aussi à mon père qui n'aura pas pu assister à ce parcours,

mais qui aurait été fier, je l'espère. Enfin, un grand merci à toute ma famille élargie qui a pu assister à la soutenance en présence ou par visioconférence.

Enfin, à ma Tamara qui m'a accompagnée tout le long de ce chemin, je voudrais adresser un merci immense pour ses précieux conseils et son soutien indéfectible même dans des moments difficiles, pour ses relectures nombreuses des différents chapitres de la thèse et finalement merci d'avoir été là à mes côtés pendant ce long chemin.

TABLE DES MATIERES

CHAPITRE I : INTRODUCTION	11
1.1 INTRODUCTION GENERALE	12
1.1.1 Contexte et avant-propos.....	12
1.1.2 Penser les interactions des communautés humaines avec les écosystèmes : le concept de socioécosystèmes	15
1.1.3 Les contributions de la nature aux populations comme variable centrale des socioécosystèmes....	18
1.1.4 Changements et adaptations des socioécosystèmes dans le temps : une entrée par les occupations des sols et les contributions de la nature aux populations	22
1.1.5 Facteurs de changements globaux et menaces pour les socioécosystèmes.....	25
1.1.6 Penser l'adaptation dans un contexte d'incertitudes.....	26
1.2 SITE D'ETUDE : LES SOCIOECOSYSTEMES DE LA VALLEE DE LA MAURIENNE DANS LES ALPES FRANÇAISES	29
1.2.1 Les socioécosystèmes de montagne et leurs particularités	29
1.2.2 La vallée de la Maurienne.....	32
1.3 CADRE D'ANALYSE ET PRINCIPAUX OBJECTIFS	34
1.3.1 Contexte et projets de recherches	34
1.3.2 Questionnement scientifique.....	37
1.3.3 Approches mobilisées et cadres d'analyses.....	38
1.4 STRUCTURATION DU MANUSCRIT DE THESE ET PROBLEMATIQUES ASSOCIEES.....	40
1.5 REFERENCES	42
2 CHAPITRE II : PERSPECTIVES INTERDISCIPLINAIRES SUR LA TRAJECTOIRE D'UN SYSTEME SOCIOECOLOGIQUE ALPIN A MONTAIMONT (FRANCE) SUR LES 500 DERNIERES ANNEES	55
2.1 INTRODUCTION.....	59
2.2 MATERIEL AND METHODS.....	61
2.2.1 Study Site.....	61
2.3 RESULTS	65
2.3.1 1620 - 1860: A Socio-ecological System Based on the Agricultural Production of the Mixed Farming Sub-System	65
2.3.2 1860 - 1950: Political Upheaval and Transformations in Forest Management.....	67
2.3.3 From 1950 to our Days: Decline of the Agricultural and Silviculture Systems Leading to Major Transformations in Montaimont.....	69
2.4 DISCUSSION	72
2.4.1 Characterizing Past Adaptation and Identifying the Drivers of Change.....	72
2.4.2 Insights into Social-Ecological Systems Analysis Using an Interdisciplinary Perspective.....	76
2.5 CONCLUSION	79

2.6 REFERENCES	80
2.6.1 Historical Materials.....	88
2.7 ACKNOWLEDGEMENTS	89
2.8 SUPPLEMENTARY MATERIALS	89
2.8.1 Supplementary Fig. 1: Erosion modelling	89
2.8.2 Supplementary Fig. 2: Sedimentology and geochemistry of the Lake Loup core (LOUP18.02).....	91
2.8.3 Supplementary Fig. 3: Age-depth model of the Lake Loup sediment sequence.....	93
2.8.4 Supplementary Table 1: ¹⁴ C dates from the Lake Loup sediment cores.....	94
2.8.5 Supplementary Table 2: List of historical floods from the torrents Le Bugeon and du Merderel, their possible correspondence with detrital layers observed in the sediments and the possible explanations for their absence in the sediment record	97
2.8.6 Supplementary Fig. 4: Landscape changes recorded by the pollen and non-pollen palynomorphs	101
2.8.7 Supplementary Fig. 5: Historical archives	104
3 CHAPITRE III : INCERTITUDES DANS L'EROSION FUTURE LIEES AUX CHANGEMENTS D'OCCUPATION DES SOLS ET AU CHANGEMENT CLIMATIQUE DANS LES ALPES	106
3.1 INTRODUCTION.....	110
3.2 MATERIEL AND METHODS.....	112
3.2.1 Study Site.....	112
3.2.2 Data and Erosion Modelling.....	115
3.2.3 Modelling and Output Analysis	120
3.3 RESULTS	122
3.3.1 Erosion Distribution in 2020.....	122
3.3.2 Distribution of Erosion Changes Between 2020 and 2085	122
3.3.3 Likelihood of Erosion Changes Between 2020 and 2085.....	124
3.3.4 Explaining Erosion Changes: Land Cover Factor (C) and Rainfall Erosivity Factor (R)	125
3.3.5 Relative Contributions of Uncertainty Sources	127
3.4 DISCUSSION	128
3.4.1 Projected Erosion Changes in the Maurienne Valley.....	128
3.4.2 Uncertainty Assessment.....	129
3.4.3 Adaptation to Climate Change in a Context of Uncertainty.....	131
3.5 CONCLUSIONS	132
3.6 ACKNOWLEDGEMENTS	133
3.7 REFERENCES	133
3.8 SUPPLEMENTARY MATERIALS	145
3.8.1 Climate models and future scenario descriptions.....	145
3.8.2 R factor estimation	149
3.8.3 C factor estimation	149

3.8.4 Digital elevation model data and LS factors calculation	150
3.8.5 Soil database and K factor calculation.....	150
3.8.6 Statistical results summary for linear mixed effect model and binomial model	152
3.8.7 Comparison with a previous run where “Bare Soil” have a C-factor value of 1.....	152
4 CHAPITRE IV : UNE ANALYSE BAYESIENNE DE L'ADAPTATION DE LA PRODUCTION DES PRAIRIES DE MONTAGNE FACE AUX CHANGEMENTS GLOBAUX.....	155
4.1 INTRODUCTION.....	159
4.2 MATERIEL AND METHODS.....	162
4.2.1 Study Site.....	162
4.2.2 Building the Bayesian Belief Network.....	163
4.2.3 Input Spatial Data.....	165
4.2.4 Scenarios of Climate and Land Used and Land Cover Change.....	165
4.2.5 Adaptation Solutions	168
4.3 RESULTS	169
4.3.1 Biomass production in 2020.....	169
4.3.2 Response of total biomass production to future drivers of change without adaptation	170
4.3.3 Coping With Scenarios Impacts with Adaptation Solutions	172
4.3.4 Effectiveness of Adaptation Solutions	174
4.3.5 Effects of climate change and adaptation solutions on interannual variability of biomass production	175
4.4 DISCUSSION	177
4.4.1 Effects of climate and LULC on biomass production	177
4.4.2 Adaptation Solutions to Climate and LULC Change.....	178
4.4.3 Interest and Limitations of Bayesian Belief Network for NCP Modelling.....	179
4.5 CONCLUSION	180
4.6 REFERENCES	181
4.7 SUPPLEMENTARY MATERIALS	194
4.7.1 Variables descriptions and relations in the BBN model.....	194
4.7.2 Confusion matrix and statistics of the grassland type prediction module	197
4.7.3 Mapping of the gain and loss of LULC class across scenario between 2020 and 2085.....	200
4.7.4 Statistical effects of future drivers of change on biomass production	201
5 CHAPITRE V - DISCUSSION GENERALE.....	202
5.1 SYNTHÈSE DES RESULTATS	203
5.2 L'INTERDISCIPLINARITE COMME METHODE INDISPENSABLE A L'ETUDE DES SOCIOECOSYSTEMES	206
5.2.1 La collaboration entre disciplines, une nécessité pour les sciences de l'environnement et de la durabilité.....	206
5.2.2 Les socioécosystèmes, un concept holistique et objet-frontière comme support d'une recherche interdisciplinaire	208

5.2.3 <i>L'articulation du dialogue entre disciplines : difficultés, écueils et gains</i>	211
5.3 CAPTURER LES TRAJECTOIRES SOCIOECOLOGIQUES DANS LE TEMPS PAR L'ANALYSE DES OCCUPATIONS ET USAGES DES SOLS EN COMBINAISON AVEC DES APPROCHES DE MODELISATIONS DE CONTRIBUTIONS DE LA NATURE AUX POPULATIONS	213
5.3.1 <i>Les analyses des transitions d'occupations et d'usages des sols comme entrées pertinentes, mais insuffisantes pour caractériser les trajectoires des systèmes socioécologiques</i>	214
5.3.2 <i>La modélisation comme outil pour caractériser les effets des facteurs de changements futurs sur les NCP</i>	216
5.3.3 <i>Des facteurs de changements globaux aux natures différentes avec leurs implications spécifiques pour le territoire</i>	219
5.4 SAVOIRS, INFORMATIONS, INCERTITUDES ET PRISES DE DECISIONS : PLANIFIER L'ADAPTATION DANS UN CONTEXTE D'INCERTITUDES	223
5.4.1 <i>Relation entre savoir et incertitudes reconnues ou ignorées</i>	223
5.4.2 <i>Naviguer dans l'incertitude grâce à l'usage de probabilités ?</i>	226
5.4.3 <i>La place des modélisations d'impact dans la prise de décision pour l'adaptation : des modèles comme interface de discussion pour l'adaptation ?</i>	228
5.5 CONCLUSION	232
5.6 REFERENCES	235
6 ANNEXES	246

CHAPITRE I : INTRODUCTION

1.1 Introduction générale

1.1.1 Contexte et avant-propos

Les rapports successifs du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) alertent la communauté internationale depuis 1990 sur les liens entre les rejets de gaz à effet de serre et la déstabilisation du système atmosphérique terrestre (IPCC, 1990; IPCC, 1995; IPCC, 2001; IPCC, 2013). Au fil des années, le lien de causalité entre réchauffement global du climat et quantité de gaz à effet de serre dans l'atmosphère est devenu indubitable. Ainsi, le travail du GIEC presse les États à réduire leurs émissions afin de limiter l'ampleur du dérèglement climatique déjà en cours. Malgré des accords internationaux successifs signés par de nombreux États depuis lors des différentes Conférences des parties (en anglais Conference of the Parties – abrégé en COP) ayant abouti, la volonté de limiter les émissions sous un seuil « acceptable » pour limiter le réchauffement à 2°C d'ici 2100 (objectif du dernier accord d'ampleur, l'Accord de Paris, signé en 2021 lors de la COP21) est restée un vœu pieux à l'échelle internationale. Faute d'être capable de limiter efficacement nos émissions collectivement, l'atténuation du changement climatique montre ses limites et il faudra alors que les sociétés humaines et leurs États déploient des stratégies pour s'adapter au mieux à leurs nouveaux climats.

Une spécificité de l'espèce humaine réside dans sa capacité d'adaptation à des milieux extrêmement variés du fait de son imagination, de la transmission des savoirs accumulés par l'expérience et de sa très forte habilité à modeler son environnement selon son souhait. Cette disposition à la transformation de son milieu n'a fait que se renforcer au cours de son histoire à travers la maîtrise de nouvelles formes d'énergies. Depuis la domestication du feu, les histoires humaines consistent en un développement successif de nouvelles techniques et outils qui lui permettent continuellement de s'accommoder et de transformer davantage les écosystèmes qui l'entourent. L'agriculture et l'élevage ont considérablement transformé les paysages. Plus récemment, lors des révolutions industrielles, les découvertes des énergies fossiles ont parachevé l'accélération du développement des sociétés humaines en démultipliant les capacités de transformation des milieux qu'habite notre espèce.

Aujourd'hui, ces transformations des écosystèmes à l'échelle globale ainsi que la consommation d'énergies fossiles se sont tellement accentuées que les rejets de gaz à effet de serre issus des énergies fossiles ou de l'élevage font de notre espèce une force géophysique qui

modifie le climat à un rythme exceptionnellement rapide dans l'histoire géologique. À cette transformation anthropique du climat induite par les sociétés industrielles s'ajoute une autre menace venant directement de l'usage des terres. Le mouvement d'industrialisation des sociétés a aussi directement permis de démultiplier les rendements agricoles grâce à la mécanisation et à la synthèse d'engrais azotés inventée au XX^{ème} siècle. Cette industrialisation agricole a aussi conduit à largement défricher et mettre en culture des terres qui auparavant accueillait des écosystèmes riches en biodiversité remplacées par des agrosystèmes souvent bien plus pauvres en espèces. L'augmentation très rapide de la population humaine mondiale lors du dernier siècle a aussi conduit à une urbanisation très forte qui remplace à son tour des écosystèmes par des surfaces minéralisées. Ces deux facteurs de changements globaux que sont les transitions d'usages et d'occupations des sols ainsi que le changement climatique menacent très directement la biodiversité et les écosystèmes terrestres. La plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (en anglais : Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services – abrégé en IPBES) tire la sonnette d'alarme comme le GIEC, en mettant en évidence que la trajectoire d'extinction d'espèces que nous suivons actuellement nous mène vers la 6^{ème} extinction de masse qu'aura connue la biodiversité terrestre depuis 600 millions d'années (Barnosky et al., 2011; Pörtner et al., 2021; Schmeller and Bridgewater, 2016).

L'extinction d'une très large portion de la biodiversité et le basculement du système climatique vers un monde réchauffé en moyenne de +2°C ou +4°C d'ici la fin de ce siècle affectera irrémédiablement la trajectoire de l'espèce humaine et ses conditions de vie. Ainsi, il apparaît aujourd'hui critique de limiter la dégradation des écosystèmes, de conserver la biodiversité à tous ses niveaux, de repenser les liens et les imbrications des systèmes sociaux et écologiques tout en planifiant des stratégies ambitieuses d'adaptation de ces systèmes vers un futur incertain. Reconnaître des limitations écologiques au développement humain est un changement de paradigme majeur qui impose par là même de repenser l'intrication des systèmes écologiques avec les sociétés humaines. Depuis quelques années, les prémisses conceptuelles de ce changement de paradigmes ont été posées avec l'apparition de nouveaux cadres conceptuels qui lient directement systèmes sociaux et économiques, bien-être des populations humaines, services ou contributions de la nature aux populations humaines, santé des écosystèmes et biodiversité de manière plus générale. Envisager des trajectoires possibles de devenir pour les communautés humaines dans le futur impose de conceptualiser de manière conjointe les dynamiques humaines et naturelles. Pour cela, le cadre de pensée des socioécosystèmes apparaît

comme une voie qui permettrait de proposer des devenirs possibles face aux changements globaux à venir sous une perspective plus holistique que celle du progrès capitaliste et extractiviste qui anime le développement des sociétés occidentales depuis la révolution industrielle du XVIII^{ème} siècle.

Compte tenu de la complexité des relations qui existent entre les entités des socioécosystèmes, il est très difficile de proposer des trajectoires de devenirs possibles pour ces systèmes. Cependant, la quantification des possibles impacts des facteurs de changements globaux sur les écosystèmes est une première étape. À partir de ces estimations d'impacts, des stratégies d'adaptation peuvent être envisagées pour répondre aux conséquences probables des changements climatique et d'occupations des sols. Il n'en reste pas moins que le futur est imprévisible par nature alors que nos méthodes de quantification des impacts probables restent limitées et imparfaites. Il faut ainsi souligner que tout travail de prospection des devenirs possibles pour les socioécosystèmes doit reconnaître ses limites et indéterminismes en intégrant aux analyses les incertitudes d'origines variées qui pèsent sur nos conclusions. Ce n'est qu'en reconnaissant nos propres limitations que nous pourrions dessiner des propositions d'adaptation pour les systèmes socioécologiques malgré l'imprédictibilité du futur et les biais de nos modélisations.

Enfin, travailler sur les trajectoires des systèmes socioécologiques représente un défi pour les communautés de recherche compte tenu de la complexité de ces systèmes et de leurs dimensions variées, qui imposent de multiplier les regards disciplinaires pour accéder à une compréhension totale. Ainsi, des projets de recherche interdisciplinaire et des collaborations entre champs scientifiques qui n'ont pas nécessairement l'habitude de s'articuler autour d'un objet commun apparaissent comme critiques pour travailler sur les trajectoires futures de ces systèmes humains et écologiques. Mon travail de thèse s'est inscrit dans deux projets de recherche centrés sur cette dimension interdisciplinaire qui s'impose dès lors qu'on travaille sur cet objet d'étude que sont les socioécosystèmes. Il est aussi le résultat de collaborations riches et diverses entre disciplines scientifiques tout au long du travail et montre ainsi qu'une interdisciplinarité forte est un atout pour penser l'adaptation et la transformation des systèmes socioécologiques face à un futur incertain. La suite de ce chapitre introduit plus en détail les différents concepts mobilisés dans cette thèse, propose une description de la vallée de la Maurienne dans les Alpes françaises – le site d'étude de ce manuscrit. Il termine enfin avec la présentation de la problématique principale ainsi que les sous objectifs scientifiques associés aux différents chapitres de cette thèse.

1.1.2 Penser les interactions des communautés humaines avec les écosystèmes : le concept de socioécosystèmes

Ces dernières années, le concept de systèmes socioécologiques a rapidement émergé et s'est répandu au sein de la communauté scientifique, comme un tournant ontologique pour repenser les liens entre les sociétés humaines et les systèmes naturels ou écologiques (Herrero-Jáuregui et al., 2018; Ostrom, 2009; Schoon and van der Leeuw, 2015). Cette notion de systèmes humains et écologiques couplés s'est propagée sous différentes terminologies dans la communauté : systèmes humains et naturels couplés, systèmes socioenvironnementaux, socioécosystèmes ou systèmes socioécologiques (SES, j'ai retenu cette dernière terminologie dans ce manuscrit) (Becker, 2012; Preiser et al., 2018; Reyers et al., 2018). Ici, nous comprenons un SES comme un système humain, social et économique couplé à un système biophysique et écologique (Berkes et al., 2000; Ostrom, 2009). Les sociétés humaines dépendent du système économique pour produire des biens et des services qui assurent leur persistance dans le temps (Farley and Voinov, 2016). Le système économique et la société humaine dépendent en retour de la fourniture de services écosystémiques par l'environnement pour assurer la production de biens et la qualité de vie des habitants humains (Potschin and Haines-Young, 2013). Les systèmes sociaux et écologiques sont tous deux complexes : la production de biens et de services dépend de la fourniture de services écosystémiques ou de contributions de la nature aux populations et, en retour, les systèmes écologiques et contributions de la nature aux populations sont directement affectés par les pratiques et les actions des humaines qui façonnent les écosystèmes et leurs propriétés par le biais de leur gestion directe ou des choix de certains types d'occupation et d'utilisation des sols (Ernstson et al., 2010; Liu et al., 2007a; Spangenberg et al., 2014). Les pratiques humaines au sein des écosystèmes affectent la structure du paysage et contrôlent les types de contributions naturelles, leurs niveaux d'approvisionnement et la production économique qui peut être déployée dans un paysage particulier (Cassidy et al., 2010; Spangenberg et al., 2014).

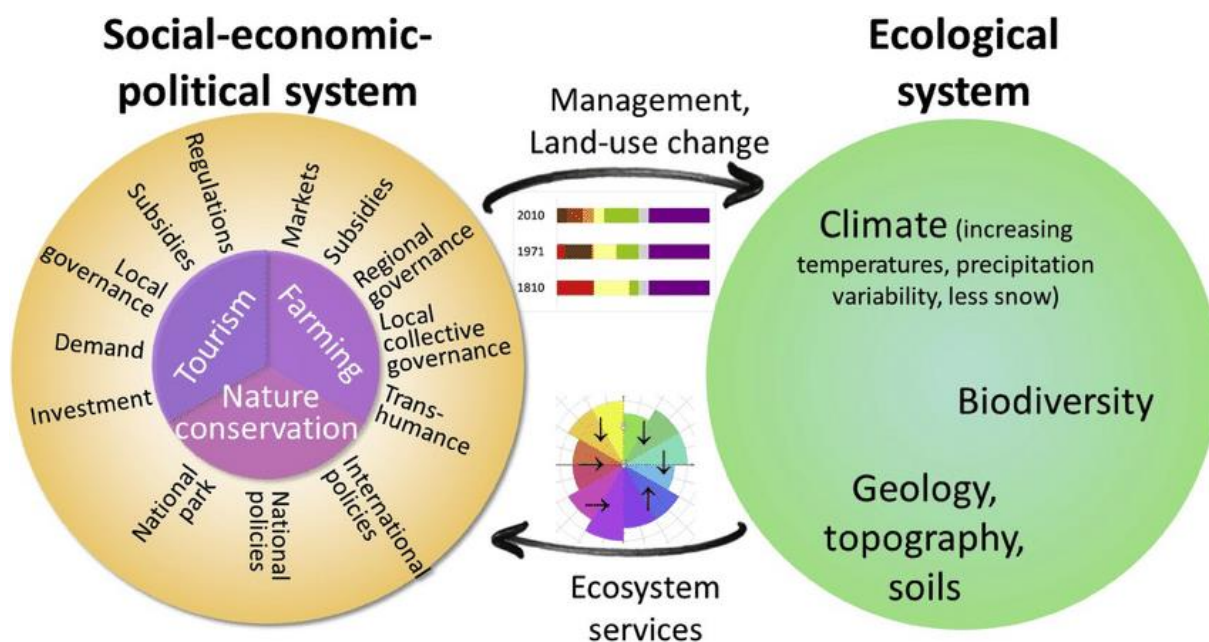


Figure 1: Représentation d'un système socioécologique. Les sous-systèmes sociaux et écologiques montrent les principales activités ou facteurs de changements issus du travail de Lavorel et al. (2017). La représentation générale est tirée de Lavorel et al. (2019).

Les SES sont conceptualisés de différentes manières dans la littérature : l'angle de compréhension du concept et la formalisation d'un cadre analytique approprié se concentrent souvent sur certains sous-concepts tels que la gouvernance, les ressources, les rétroactions, les changements de régime, les services écosystémiques, l'adaptation, etc., mais ils mettent toujours l'accent sur les interactions et la complexité internes de ces systèmes (Folke et al., 2010; Frantzeskaki et al., 2010; Lade et al., 2013; McGinnis and Ostrom, 2014; Walker and Salt, 2012; Walker et al., 2004). Aussi, les frontières des SES sont souvent arbitraires et proposées par l'observateur qui étudie ces systèmes : on pourrait considérer un macro-SES englobant l'intégralité des écosystèmes et des sociétés humaines à l'échelle de la planète tout comme l'activité d'un agriculteur sur la nature pourrait être conçu comme un micro SES (Young et al., 2006). Dans ce travail, nous considérerons ainsi que notre site d'étude, de par sa taille et la multiplicité des communautés humaines qui l'habitent comme étant constitué d'une pluralité de SES et nous ferons plus tard l'hypothèse que les frontières administratives des municipalités peuvent être utilisées pour définir un SES bien que cela soit discutable. Les SES ont été définis comme faisant partie de la catégorie plus large des systèmes adaptatifs complexes (Complex Adaptive Systems – abrégés CAS ensuite) dans la littérature sur la résilience d'où ils tirent leurs origines (Berkes et al., 2000; Folke et al., 2010; Peterson et al., 1998; Walker et al., 2004). Les CAS se caractérisent par leur complexité, leurs réactions et rétroactions non linéaires, leur adaptabilité, leurs propriétés émergentes, ainsi que leur hétérogénéité spatiale et temporelle

(Holden, 2005; Preiser et al., 2018). Les points communs des différentes formalisations du cadre analytique du SES sont :

- L'identification des variables multiples et diverses interagissant dans des relations complexes qui lient le monde naturel et les sociétés humaines (Angelstam et al., 2013; Hinkel et al., 2014) ;
- La reconnaissance du fait que ces relations et les rétroactions au sein de ces systèmes sont fortement imbriquées et que, dans le temps, elles peuvent changer et s'adapter pour façonner une trajectoire (Holden, 2005; Lade et al., 2013; Ostrom, 2009) ;
- Le caractère ouvert ainsi que leur imbrication à des échelles plus élevées (Ostrom, 2009; Price and Thompson, 1997) ;
- La reconnaissance de la nature dynamique de ces systèmes qui sont en constante évolution, allant au-delà d'une compréhension des systèmes purement basée sur l'équilibre (Lade et al., 2013) ;
- L'appel à restructurer les méthodes d'analyse de la communauté scientifique vers une approche inter- et transdisciplinaire de la construction de la connaissance scientifique (Schoon and van der Leeuw, 2015).

Les trajectoires de changements ainsi que les dynamiques internes de ces objets complexes sont difficiles à appréhender sans un outillage méthodologique et analytique interdisciplinaire. Il est ainsi courant qu'un des deux sous-systèmes soit analysé principalement au détriment de l'autre, où que les analyses se concentrent sur un compartiment particulier des SES afin de réduire la complexité de l'objet (Herrero-Jáuregui et al., 2018). Ainsi, mon travail s'est concentré sur l'analyse de deux composantes au cœur des SES : d'abord, les usages et occupations des sols qui forment les paysages – ce premier compartiment des SES est le produit des interactions entre dynamiques écologiques et actions (ou non-actions) des sociétés humaines sur les écosystèmes. Les occupations et usages des sols (Land Use and Land Cover – abrégé LULC par la suite) sont définis comme l'addition de la couverture terrestre et des utilisations des sols. La couverture terrestre fait référence à la structure de la surface de la Terre, incluant le sol, le biote, les eaux de surface et souterraines, ainsi que les structures construites par les sociétés humaines. La seconde, l'utilisation des sols, est définie comme le but dans lequel les humains exploitent une couverture terrestre, et est donc liée à la fonctionnalité d'un paysage (Geist et al. 2006). Alors que la couverture du sol est déterminée par le potentiel et les processus écologiques, les humains contribuent à modifier profondément sa structure sur la terre pour

l'utiliser, la façonnant ainsi pour une utilisation particulière du sol. Ainsi, ces deux variables spécifiques se situent à la frontière entre les domaines écologique et social, et des appels ont été lancés au sein de la communauté des changements d'utilisations et de couvertures des sols depuis les années 1990 pour étudier le LULC de manière conjointe et interdisciplinaire (Council 1998). Les LULC ont également été identifiés comme une variable centrale au sein d'un SES, au cœur même des dynamiques écologiques et sociales, car il est le produit de l'interaction de ces deux sous-systèmes (Redman et al. 2004 ; Geist et al. 2006 ; Cassidy et al. 2010). Enfin, les occupations et usages des sols sont le déterminant principal des flux de NCP dont bénéficient les communautés humaines dans un paysage, parce que chaque usage d'un type d'écosystème prodiguera des bouquets de NCP spécifiques (Lavorel et al., 2017). Ces NCP forment le second compartiment étudié dans cette thèse. Les articles qui composent ce travail reposent largement sur ces deux composantes centrales que sont les occupations des sols et les contributions de la nature aux populations.

1.1.3 Les contributions de la nature aux populations comme variable centrale des socioécosystèmes

Le concept de SES ainsi que les propositions de cadres méthodologiques associés sont liés historiquement aux développements des concepts de « services écosystémiques » et plus récemment de « contributions de la nature aux populations » (originellement “Nature’s Contribution to people” – abrégé « NCP » dans la suite de ce manuscrit). Depuis le Millennium Ecosystem Assessment de 2005, le concept de service écosystémique (MEA, 2005), initialement défini comme le bien-être et les bénéfices que retirent les populations humaines du fonctionnement des écosystèmes, que ce soit directement ou indirectement, s’est largement propagé au sein des communautés scientifiques. Cette notion propose une lecture anthropocentrée des bienfaits que fournissent les écosystèmes aux populations (Muradian and Gómez-Baggethun, 2021). Initialement le concept de service écosystémique a été forgé comme un nouveau cadre de compréhension des liens qu’entretiennent les sociétés humaines avec la nature (Lawton, 1998), puis il a aussi été utilisé pour démontrer que la destruction des milieux naturels est souvent bien plus préjudiciable que leur maintien pour les communautés humaines (Costanza et al., 1997). Cependant, de nombreuses critiques ont aussi été formulées à l’égard de cet outil conceptuel, qui a notamment été jugé trop anthropocentré. Par ailleurs, lorsque les analyses poussent le concept jusqu’aux estimations monétaires des bénéfices retirés par les humains, le concept a pu être perçu comme étant la première étape vers une marchandisation

de la nature (Kallis et al., 2013; Muradian and Gómez-Baggethun, 2021). Enfin, ce terme est critiqué par les sciences sociales qui considèrent être finalement insuffisamment incluses et déployées dans ce cadre de pensée du fait d'un ancrage trop fort dans les sciences biogéophysiques et économique (Kadykalo et al., 2019). Malgré les limites évidentes de ce concept, il nous apparaît tout de même heuristique et pertinent pour penser les trajectoires de changement dans les SES, compte tenu de la centralité des contributions de la nature et des services écosystémiques dans ce cadre d'analyse (Díaz et al.; Schoon and van der Leeuw, 2015).

Plus récemment, l'IPBES a proposé de faire évoluer le concept pour le rendre plus inclusif vis-à-vis des sciences sociales, tout en évacuant l'ancrage économique et monétaire du terme « service » et en incluant de nouveaux types de valeur (intrinsèque, relationnelle et instrumentale) (Pascual et al., 2017). Ainsi, la notion de « contributions de la nature aux populations » (NCP) a émergé pour pallier les limites du concept de services écosystémiques. Si les communautés travaillant ces deux concepts sont globalement les mêmes, les NCP semblent montrer tout de même qu'elles permettent une intégration plus aisée des sciences sociales et c'est le terme que nous avons retenu dans ce travail, aussi afin de faciliter l'interdisciplinarité (Kadykalo et al., 2019). La définition a légèrement évolué et l'IPBES propose ainsi de définir les NCP comme « toutes les contributions, positives ou négatives de la nature vivante (incluant la biodiversité sous ses trois niveaux du gène aux écosystèmes et tous les processus écologiques et évolutifs qui lui sont associés) à la qualité de vie de populations humaines » (Díaz et al., 2015). Initialement, 18 types de NCP ont été identifiés et positionnés au sein de trois catégories plus vastes :

- NCP dites matérielles qui renvoient à la production physique de biens ou d'énergie (tel que les productions agricoles, le bois exploité des forêts ou encore les ressources médicinales et génétiques du vivant).
- NCP dites immatérielles renvoient elles aux contributions de la nature qui ne sont pas physiques, mais qui participent, par exemple, au sentiment de bien-être dans un paysage jugé esthétique ou encore pour lequel les populations ont un attachement spirituel.
- NCP dites de régulation, qui participent à de multiples niveaux à la formation d'habitats pour d'autres espèces, à la pollinisation, au maintien de la qualité de l'eau ou de l'air, ou encore à la régulation des événements extrêmes pour donner quelques exemples.



Figure 2: Typologie de contributions de la nature aux populations et tendances globales des écosystèmes dans leur capacité à les maintenir depuis 50 ans. La représentation et les données sont issues du rapport de l'IPBES de 2019 (IPBES, 2019).

Les NCP sont une des variables les plus centrales des SES puisqu'elles constituent directement un flux de bénéfices que retirent directement ou indirectement les populations humaines du

fonctionnement écologique des milieux naturels. Ainsi, comprendre comment les flux de NCP varient spatialement et temporellement dans un site donné participe directement à saisir les trajectoires et dynamiques à l'œuvre dans un SES (Reyers et al., 2018; Schirpke et al., 2020; Vigl et al., 2017). Ce travail propose ainsi de travailler plus spécifiquement sur deux NCP : la protection de la végétation contre l'érosion diffuse des sols induite par les précipitations (NCP de régulation), ainsi que les productions de biomasse des prairies et pâturages (NCP matérielle) utilisés pour alimenter les cheptels des systèmes d'élevage. Les deux paragraphes suivants présentent plus en détail ces deux NCP et leur intérêt pour les SES étudiés.

1.1.3.1 Contrôle de l'érosion diffuse par le couvert végétal

La protection des sols contre l'érosion est une NCP de régulation essentielle aux activités productives comme l'agriculture, ou au contrôle des risques en montagnes (Guerra et al., 2016; Locatelli et al., 2017; Martin-Lopez et al., 2019). Dans les Alpes, les pentes très fortes, la diversité des types de couverts végétaux et la haute érosivité des pluies donnent des pertes de sols deux fois plus importantes en moyenne qu'ailleurs en Europe (Panagos et al., 2015), faisant des Alpes une zone clé pour la protection des sols contre l'érosion (Gianinetto et al., 2020). Le futur de cet NCP de régulation est particulièrement incertain tant les futurs changements climatiques ou de LULC pourront modifier largement les régimes de précipitations ou les couverts végétaux qui protègent les sols de l'érosion (Borrelli et al., 2020; Gianinetto et al., 2020). En plus des modifications de température, l'augmentation des températures moyennes participe aussi à transformer l'érosion des sols de très haute altitude avec la fonte des glaciers, la déstabilisation des sols gelés ou l'aridification de certaines zones (Hock et al., 2019; Zubler et al., 2016). La protection des sols est ainsi une NCP particulièrement intéressante à analyser pour comprendre ses devenir possibles dans le contexte alpin. Le futur de cette NCP dépend directement des modifications futures des régimes de pluies et des types de couverts végétaux. Ainsi, les facteurs de changements globaux que sont les changements climatiques et d'occupations des sols vont directement affecter l'érosion. Prédire leurs effets futurs sur les pertes de sols sera nécessaire pour informer correctement des plans d'adaptations (Gianinetto et al., 2020; Gobiet et al., 2014; Panagos et al., 2015).

1.1.3.2 Production de biomasse des prairies

En montagne, une longue histoire d'interaction entre communautés humaines et écosystèmes ont forgé des paysages complexes et multifonctionnels où les prairies et pâturage représentent une composante majeure participant à fournir une vaste gamme de NCP (Egarter Vigl et al.,

2016; Mottet et al., 2006; Zimmermann et al., 2010). Parmi elles, la production de biomasse de ces espaces herbeux est d'importance première pour les systèmes agropastoraux spécifiques de l'espace alpin (Jäger et al., 2020). En effet, la biomasse produite par les prairies est utilisée directement pour alimenter les troupeaux à travers le pâturage ou bien indirectement lorsqu'elle est fauchée afin de produire du fourrage qui servira à alimenter les bêtes durant l'hiver. Le système agropastoral des espaces de montagnes convertit la biomasse des prairies en fromages, viandes ou lait permettant ainsi de valoriser fortement cette ressource et ainsi de contribuer à la qualité de vie des agriculteurs en leur fournissant des revenus (Barnaud and Couix, 2020). Au-delà de l'aspect économique de ces systèmes agricoles, les prairies en montagne sont aussi des marqueurs forts participants à former des paysages reconnus comme culturels (Schirpke et al., 2022). Ces prairies, de par leur présence participent à maintenir un sentiment d'appartenance (une NCP immatérielle) pour les communautés humaines habitantes de ces espaces, en plus de fournir une vaste gamme de NCP matérielle ou de régulation (Bruley et al., 2021a). Elles forment une composante essentielle des paysages de montagne et leur maintien dans le futur a été identifié comme une trajectoire désirable par les habitants. Le futur du système agricole d'élevage de montagne dépend directement de la capacité des prairies à fournir de la biomasse herbeuse à l'avenir et le changement climatique menace directement cette capacité du fait de modification des conditions de pluviométrie et des températures (Jäger et al., 2020). Les températures plus clémentes en début de saison pourraient participer à faciliter la production de biomasse par un départ plus précoce tandis que la fréquence des sécheresses et des vagues de chaleur estivales forme une menace directe pour l'approvisionnement estival (Corona-Lozada et al., 2019; De Boeck et al., 2016; Mastrotheodoros et al., 2020; Tello-García et al., 2020). De même, toute modification de la surface disponible en prairies affectera directement l'approvisionnement en biomasse du système agropastoral faisant des changements de LULC un autre facteur de changement critique pour cette NCP et les systèmes qui en dépendent (Schirpke et al., 2020; Vigl et al., 2017).

1.1.4 Changements et adaptations des socioécosystèmes dans le temps : une entrée par les occupations des sols et les contributions de la nature aux populations

Définis comme faisant partie des CAS, les SES sont des systèmes capables de s'adapter dans le temps en modifiant leurs structures, leurs formes et leurs fonctionnements (Peterson et al., 1998; Walker et al., 2004). Ces changements et modifications dans le temps sont essentiels à

leur maintien. La propriété d'adaptabilité se réfère au fait que le comportement du système (du point de vue de l'élément ou du collectif d'éléments) change et s'autoorganise en réponse à un événement ou à une série d'événements déclencheurs (Miller and Page, 2007). Une seconde propriété essentielle des SES, et plus globalement des CAS, est leur dépendance au sentier ("path dependency"), c'est-à-dire que la trajectoire passée du système en question vient contraindre l'espace des possibles du système dans le présent et le futur (Preiser et al., 2018). Cette seconde propriété essentielle de ces systèmes met en lumière la nécessité d'analyser les dynamiques passées qui ont conduit un SES à son état actuel afin de pouvoir comprendre comment ses possibilités d'évolutions futures sont contraintes (Bruley et al., 2021b).

Comprendre et analyser les trajectoires de SES dans le passé implique d'étudier dans le temps certaines variables caractéristiques, puis de mettre en relation leurs modifications passées afin d'accéder aux dynamiques globales qui ont conduit aux états actuels des SES (Liu et al., 2007b; Redman et al., 2004). Malgré la complexité inhérente des SES, l'étude de certaines variables au cœur du fonctionnement de ces systèmes permet malgré tout de dessiner la trajectoire passée d'un système. Des variables telles que la démographie, l'intensité d'usage d'un paysage, la structure du paysage et sa composition, les flux de NCP que les écosystèmes en présence fournissent ou encore les structures sociales ou de gouvernance des ressources sont toutes des entrées pertinentes pour capturer les dynamiques passées qui transforment les SES dans le temps (Angelstam et al., 2013; Berkes and Turner, 2006). Lorsque que cela est possible, une mise en relation interdisciplinaire des modifications passées de ces différentes variables d'un SES permet d'accéder à une meilleure compréhension non seulement de l'organisation interne du système, mais aussi de mieux saisir la dépendance au sentier qui contraint l'espace d'évolution possible de ces systèmes.

L'analyse cartographique des occupations des sols et de leurs transformations historiques permet de comprendre spatialement comment les paysages se forment et évoluent dans le temps (Cassidy et al., 2010). Ainsi, cette variable au cœur des dynamiques sociales et écologiques est une excellente entrée pour appréhender les changements et adaptations opérant dans les SES. Les variations des flux de NCP dans le temps forment une seconde entrée pertinente pour capturer les dynamiques socioécologiques dans un paysage. Les NCP constituent un des deux flux les plus déterminants dans les SES, puisque celles-ci renvoient à ce que les communautés humaines retirent de leurs écosystèmes. Ainsi, les choix effectués par les humains en termes d'aménagement du paysage éclairent sur les besoins en NCP d'un territoire et de sa communauté. Les agrosystèmes sont, par exemple, des écosystèmes largement transformés et

gérés afin de produire de la biomasse destinée à l'alimentation d'humains ou d'animaux d'élevage. Ces systèmes productifs reposent sur une gestion intense par le travail humain pour favoriser une NCP matérielle. On observe souvent un compromis entre les NCP matérielles (denrées agricoles, bois, etc.) avec les NCP de régulation (protection contre les risques, qualité de l'eau, etc.) pour une même unité de surface. Les paysages exploités de manière très intensive pour maximiser les NCP d'approvisionnement tendent à fournir moins de NCP de régulation alors qu'à l'inverse, un paysage très peu exploité aura tendance à fournir très peu de NCP d'approvisionnement, alors qu'il contribuera plus fortement au flux de NCP de régulation (Locatelli et al., 2017). Ce compromis entre fonctions productives et régulatrices dans un paysage est particulièrement pertinent à étudier dans le temps pour comprendre comment un SES s'est adapté ou transformé au cours de sa trajectoire d'évolution.

Les concepts d'adaptation, de gestion durable ou encore de résilience sont structurants dans le cadre conceptuel des SES (Berkes and Folke, 1998; Herrero-Jáuregui et al., 2018). Au sein des SES, de nombreuses voies permettent de produire des changements et adaptations, de décisions issues des systèmes politiques et sociétaux en passant par la mise en place d'infrastructures ou bien encore en se basant sur les écosystèmes eux-mêmes (Laville et al., 2017; Lavorel et al., 2015, 2019). Le cadre conceptuel des SES ainsi que les NCP comme objets de recherches renforcent l'ancrage de ce travail dans le champ de l'adaptation dite « basée sur les écosystèmes » qui fait l'hypothèse qu'une conversation ambitieuse des milieux naturels permettrait non seulement de maintenir la biodiversité, les NCP associées ainsi que le bien-être qui en découle pour les communautés humaines (Lavorel et al., 2019; Munang et al., 2013). Au sein du champ de l'adaptation, les solutions dites « incrémentales », souvent techniques ou reposant sur des infrastructures humaines visant à maintenir un système dans un état existant sont opposées aux solutions dites « transformatives » qui visent plutôt à modifier en profondeur la structure d'un SES pour lui faire atteindre un nouvel état de stabilité (Fedele et al., 2019; Kates et al., 2012; Pelling et al., 2015). Enfin, une dernière typologie des types d'adaptations se basant sur la temporalité de la mise en place des mesures existe : cette dernière distingue des mesures d'adaptation qualifiées de « réactives » lorsque les solutions sont mises en place en réaction à une catastrophe ou un problème qui a déjà eu lieu opposées aux mesures d'adaptations dites « anticipatives », « planifiée » ou « proactive », cette dernière catégorie renvoie à des mesures qui visent à réduire les vulnérabilités et les risques à moyen ou long termes (Hallegatte, 2009; Schneider, 1989).

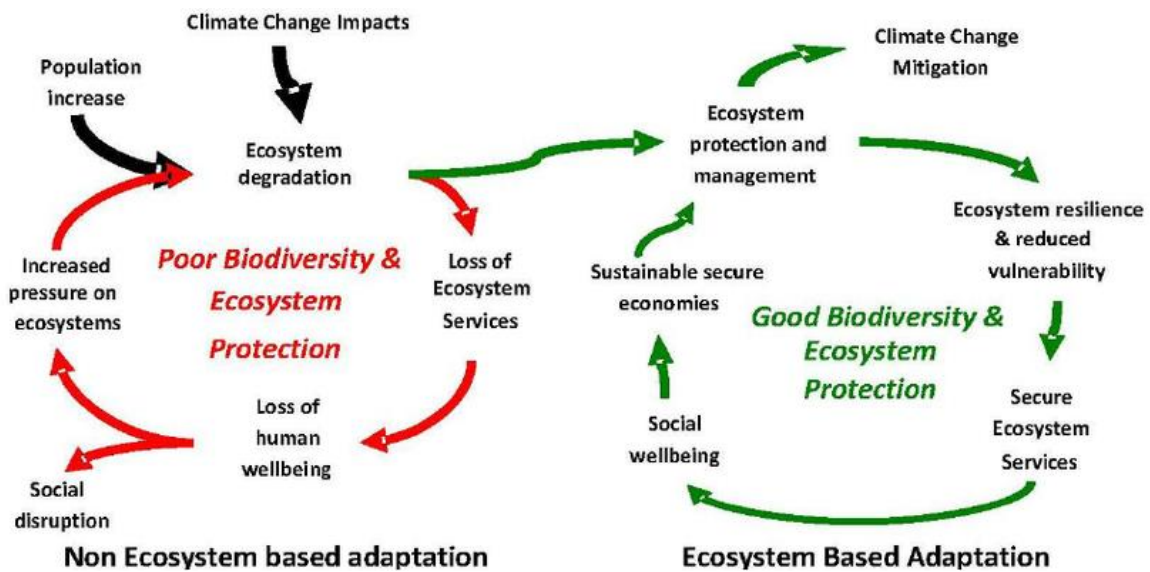


Figure 3 : Une illustration d'un cercle vertueux utilisant l'adaptation basée sur les écosystèmes : Beating the vicious cycle of poverty, ecosystem degradation and climate change (Munang et al., 2011).

1.1.5 Facteurs de changements globaux et menaces pour les socioécosystèmes

Les socioécosystèmes subissent déjà les conséquences du changement climatique avec des risques d'évènements climatiques extrêmes accrus tels que des inondations, des périodes de canicules prolongées ou encore des incendies de plus grandes magnitude et fréquence. En plus de cette menace climatique, leur devenir est aussi intrinsèquement lié aux choix politiques des sociétés humaines, qui en contrôlant les usages des écosystèmes et leurs exploitations, peuvent tant participer à leur préservation à travers la conservation que provoquer des pertes de biodiversité irrémédiables à travers la déforestation ou l'urbanisation, par exemple (Davison et al., 2021; Queiroz et al., 2014). Penser les adaptations et changements futurs des SES nécessite donc d'intégrer à l'analyse ces deux facteurs de changements globaux que sont les changements climatiques, ainsi que les changements d'utilisations des sols (Burgiel and Muir, 2010; Hazell and Wood, 2008).

Le changement climatique et ses conséquences ne sont que très marginalement contrôlables du point de vue local des SES, tandis que les modifications d'occupations des sols sont un levier bien plus facilement activable à cette échelle (Berke and Stevens, 2016; Costanza and Terando, 2019). Le changement climatique entraînera probablement une majorité de conséquences largement négatives sur les écosystèmes, et donc sur les services écosystémiques qu'ils fournissent aux communautés humaines (IPBES, 2019; Scholes, 2016). Cependant, certaines modifications de variables climatiques pourraient participer à augmenter les fenêtres

de croissance disponibles pour la végétation, et ainsi modifier la phénologie des écosystèmes. Pour le système agricole, une plus grande période de croissance annuelle pourrait représenter une opportunité si les autres conséquences négatives des modifications climatiques restent limitées.

Les changements d'utilisation des sols peuvent être une menace pour les SES si ces derniers sont incontrôlés, mais aussi une voie d'action pour maintenir la biodiversité ou les écosystèmes, et ainsi favoriser une meilleure adaptation des SES au changement climatique (Duguma et al., 2014; Pyke and Andelman, 2007; Schirpke et al., 2020). D'autres facteurs de changements globaux sont aussi des menaces directes qui pèsent sur la biodiversité, comme les espèces invasives, la pollution ou encore la surexploitation des milieux naturels (Burgiel and Muir, 2010). Ces facteurs de changements sont aussi critiques pour le futur des SES, aussi, j'ai choisi d'intégrer seulement le changement climatique et les modifications des occupations des sols dans les analyses d'impact, afin de faciliter le travail de modélisation.

Enfin, des interactions complexes existent évidemment entre ces différents facteurs de changements. Le changement climatique participe, par exemple, aux modifications d'utilisation des sols (désertification ou remontée de la végétation en altitude dans les zones de montagnes, par exemple), en retour les utilisations des sols contrôlent aussi la quantité de carbone stocké et participent donc potentiellement à la limitation ou l'accélération du changement climatique, ces utilisations sont aussi directement liées à l'exploitation, voire à la surexploitation de ces milieux (De Chazal and Rounsevell, 2009; Oliver and Morecroft, 2014). Certaines de ces interactions entre occupation des sols et changement climatique sont discutées dans les analyses de ce travail quand l'intégration de l'interaction dans les modélisations est possible, sinon les deux facteurs de changements sont considérés comme indépendants. Ce manuscrit questionne leurs contributions futures aux changements dans les SES. Cependant, le futur reste imprévisible et ces facteurs de changements globaux sont caractérisés par de larges incertitudes quant à leur intensité ou à leur direction. Pour nourrir la réflexion sur l'adaptation des SES à ces facteurs de changement, la prise en compte des incertitudes qui pèsent sur ces facteurs de changement où les modélisations d'impact déployées est essentielles.

1.1.6 Penser l'adaptation dans un contexte d'incertitudes

Les incertitudes correspondent à l'imprévisibilité ou à l'indéterminisme d'un phénomène. Les estimations d'impact des facteurs de changement futur sont soumises à de multiples incertitudes

ainsi, tenter le penser des voies d'adaptation pour les SES nécessite à minima de reconnaître les sources d'incertitudes principales qui pèsent sur nos estimations et au mieux de les intégrer directement dans les modélisations pour explorer les différents futurs possibles en les prenant en compte explicitement. Pour caractériser les incertitudes dans les chapitres de ce manuscrit qui explorent plus en détail le devenir futur des SES de notre site d'étude, nous mettrons à contribution la typologie des incertitudes de Refsgaard et al. (2013) et Walker et al. (2003) afin d'identifier, caractériser, quantifier et d'intégrer les sources d'incertitudes dans les modélisations. La typologie de Refsgaard et al., (2013) et Walker et al., (2003), propose de caractériser les différentes incertitudes à travers trois dimensions : leurs sources, leurs niveaux ainsi que leurs natures.

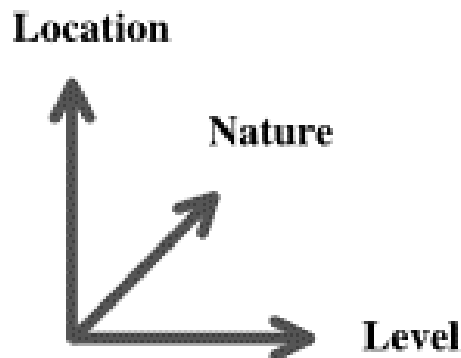


Figure 4: Les trois dimensions de l'incertitude dans les processus de modélisation identifiée par Walker et al., 2003.

La source de l'incertitude correspond à sa localisation dans le processus de modélisation : on distingue les incertitudes qui sont induites par le contexte et le cadrage de la question de recherche, celles qui proviennent des données d'entrée d'utilisées, celles qui sont dues à la paramétrisation du modèle, celles qui proviennent du choix et de la structure du modèle lui-même et enfin, celles qui sont associées aux sorties de la modélisation. Le niveau de l'incertitude correspond à sa situation dans le spectre qui court du déterminisme absolu à l'indétermination totale. On distingue alors, selon la situation de l'incertitude dans ce spectre, plusieurs catégories qui permettent de caractériser les incertitudes :

- Les incertitudes statistiques sont celles que nous pouvons décrire à l'aide de moyens statistiques et qui peuvent ainsi être quantifiées mathématiquement (cette catégorie est la plus simple à intégrer aux modélisations et l'on se concentrera dessus).

- Les incertitudes scénarisées sont des sources d'incertitudes caractérisées à partir de différents scénarios probables faute de pouvoir le faire statistiquement (des situations où les conséquences ou résultats probables sont connus, mais pas leurs probabilités d'advenir).
- Les incertitudes qualitatives sont celles que nous pouvons identifier, mais pour lesquelles nous sommes incapables d'identifier plus en détail de probables résultats ou conséquences.
- L'ignorance reconnue correspond à des incertitudes qui sont liées à la reconnaissance d'un manque de savoir sur un point précis, et pour lesquelles il nous est impossible d'aller plus loin dans le travail de catégorisation ou la compréhension.
- Enfin l'incertitude totale ou non reconnue renvoie à une situation pour laquelle nous ignorons même notre absence de savoir.

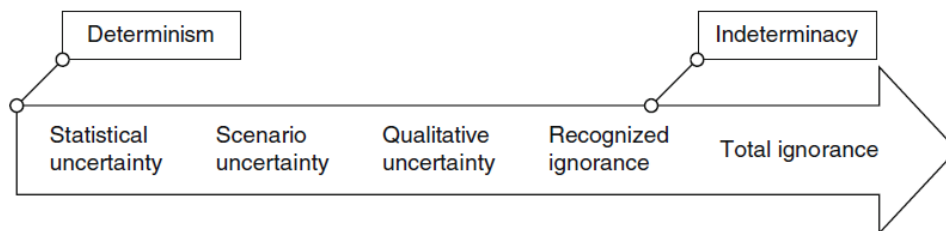


Figure 5 : Les niveaux d'incertitudes adaptés par Refsgaard et al., 2013. (D'après Walker et al., 2003 et modifié par van der Keur et al. 2008).

Le dernier axe proposé dans la typologie renvoie à la nature des incertitudes en proposant de distinguer deux catégories : les incertitudes épistémiques contre les incertitudes ontologiques. Les premières sont des incertitudes qui sont liées à l'état des connaissances sur un phénomène donné à un temps t , l'incertitude est due à des connaissances imparfaites ou incomplètes et elle pourrait être réduite en renforçant et améliorant les connaissances liées au phénomène en question. La seconde catégorie, celle des incertitudes ontologiques, renvoie à la nature fondamentalement aléatoire de certains phénomènes naturels stochastiques ou à l'imprédictibilité du comportement de certains systèmes comme les systèmes humains, par exemple. Cette dernière catégorie d'incertitude est strictement irréductible, malgré une amélioration des connaissances liées au phénomène.

Scénariser le futur pour proposer des voies d'adaptation des SES aux changements globaux est particulièrement difficile, tant les incertitudes sur le futur sont grandes. Cependant, des modélisations d'impacts qui intègrent au mieux les sources d'incertitude, sous forme de scénarios ou de distribution statistiques est une piste intéressante pour informer sur les

conséquences probables des facteurs de changements globaux sur un site donné. L'usage d'une conjonction de probabilités et de scénarios a été identifié comme une solution capable d'informer sur les changements futurs en intégrant certaines sources d'incertitudes (Dessai and Hulme, 2004). Ce travail s'est donc attaché à capturer certaines sources d'incertitudes dans les modélisations de NCP face aux facteurs de changement globaux, tout en tentant de proposer des analyses qui combinent scénarios de changements futurs (pour les incertitudes ontologiques telles que l'intensité du changement climatique ou encore le futur des occupations des sols) avec des méthodes probabilistes qui permettent d'accéder à l'impact probable des facteurs de changements sur un NCP dans un scénario futur donné. Des méthodes de modélisation distinctes ont été déployées dans cette thèse selon la NCP en question.

1.2 Site d'étude : les socioécosystèmes de la vallée de la Maurienne dans les Alpes françaises

1.2.1 Les socioécosystèmes de montagne et leurs particularités

Les paysages et socioécosystèmes de montagnes fournissent des NCP cruciales pour les populations locales, ainsi que pour celles des régions environnantes, voir lointaines si des flux touristiques sont installés (Schirpke et al., 2019; TEEB, 2010, 2005). Ces socioécosystèmes accueillent une grande biodiversité du fait de la très forte variabilité de micro-habitats disponibles due aux gradients climatiques et altitudinaux (Hock et al., 2019). Ainsi, un cinquième de la population mondiale est dépendant de l'intégrité fonctionnelle des espaces de montagnes pour le maintien de leurs conditions de vie, tandis que la moitié de la population mondiale dépend directement ou indirectement de ces SES pour leurs apports en eau (Körner, 2004). Ces espaces sont aussi caractérisés par leur fragilité face aux modifications climatiques dont ils subissent des impacts démultipliés, comparativement à des espaces de plaines (Gobiet et al., 2014). Les SES de montagnes sont ainsi considérés comme les sentinelles du changement climatique, du fait de cette vulnérabilité accrue aux variations climatiques (Briner et al., 2012). Cependant, en contraste avec cette vulnérabilité accrue, les SES de montagne ont aussi démontré des capacités d'adaptation et de transformations très fortes dans le passé (Klein et al., 2019). Dans le futur, la conservation de la biodiversité exceptionnelle et l'adaptation des SES de ces espaces semblent essentielles pour faire face aux facteurs de changements globaux et à la vulnérabilité qui caractérise les SES de montagnes. Toute détérioration de l'intégrité fonctionnelle ou écologique des SES de montagne entraînera des conséquences directes pour

les populations locales, mais aussi des impacts négatifs pour toutes les régions extérieures qui dépendent directement ou indirectement des NCP fournies par les zones de montagnes (Bernues et al., 2014; Grêt-Regamey et al., 2012).

La spécificité des SES de montagne relève d'abord des caractéristiques physiques et topologiques des paysages où les pentes fortes et les terrains abrupts sont omniprésents. Les gradients d'altitudes très étalés qui caractérisent ces espaces forment de très nombreux microclimats, dont certains accueillant une biodiversité spécifique (Körner, 2002). La topologie et la rudesse climatique ont aussi pu favoriser l'éloignement et la marginalisation de certaines aires du fait de conditions d'accès difficiles. Les pentes abruptes accroissent aussi les risques naturels de glissement de terrain ou d'avalanche auxquels les communautés humaines doivent faire face (Beniston, 2005). Ces spécificités topographiques et climatiques permettent l'existence d'une très large biodiversité, mais favorisent aussi l'existence d'une large diversité culturelle, linguistique et sociale chez les communautés humaines qui les habitent (Price and Thompson, 1997). Ces dernières ont dû s'adapter aux conditions particulières de leur milieu de vie. De plus, l'isolement physique des populations a aussi certainement favorisé l'émergence de langues et de cultures humaines diverses du fait des échanges réduits dans le passé. Les communautés humaines de montagnes ont ainsi développé des SES caractéristiques et adaptés à la rudesse de leurs climats et à leur isolement.

La végétation des espaces de montagnes fournit un nombre considérable de NCP de régulations essentielles (Bruley et al., 2021a; Grêt-Regamey and Weibel, 2020; Lavorel et al., 2019). Cette végétation participe directement à la réduction des risques en évitant des phénomènes d'érosion de masse ou encore d'avalanche grâce au couvert forestier (Beniston, 2005). Le phénomène d'érosion diffuse dû à la pluie est également largement contrôlé par le couvert végétal, alors que les pentes parfois très fortes pourraient entraîner de très grandes pertes de sols (Stanchi et al., 2015). La régulation des inondations en fond de vallée dépend aussi du couvert végétal sur ses flancs (Costache et al., 2020). De manière plus générale, le couvert végétal de montagne est essentiel pour le cycle de l'eau, tant du point de vue de la qualité que du flux en lui-même ou encore du contrôle des événements extrêmes (Beniston and Stoffel, 2014; Neary et al., 2009). La qualité de vie et le bien-être de populations vivant en aval des cours d'eau de montagne sont ainsi directement dépendants du bon état écologique et fonctionnel des écosystèmes de montagnes.

Les NCP immatérielles et culturelles sont aussi importantes dans les territoires de montagnes. Les paysages alpins caractéristiques de l'histoire agropastorale de ces espaces sont ainsi dépositaires pour partie du sentiment d'appartenance des communautés humaines à leur territoire (Baird, 2013). Les aspects esthétiques de ces paysages sont aussi des NCP immatérielles qui contribuent largement au bien-être des habitants ou des visiteurs (Schirpke et al., 2018). Le tourisme (qui peut représenter une activité économique importante dans de nombreuses vallées) est aussi fortement dépendant de ces NCP immatérielles pour attirer les visiteurs (Sharpley and Jepson, 2011). L'attachement spirituel ou religieux à ces paysages, ainsi que leurs potentiels éducatifs sont aussi des NCP importantes dans les espaces de montagnes (Harrison et al., 2010).

Enfin, les NCP matérielles d'approvisionnement sont aussi essentielles pour les SES de montagne. Historiquement, la faible connexion des SES de montagnes à l'extérieur a souvent contraint fortement l'usage du paysage pour tendre à fournir toutes les NCP d'approvisionnements nécessaires au maintien d'une communauté humaine (Lavorel et al., 2017; Price and Thompson, 1997). Les principales sont les productions agricoles céréalière ou maraichère, la production de biomasse des prairies destinée à l'élevage si le pastoralisme est implanté, la fourniture de source d'énergie avec les bois de chauffage issus de l'exploitation des forêts, la fourniture de matériaux de construction aussi issus des forêts ou encore la cueillette de tous types de plantes ou de champignons qui participent à l'alimentation ou à une production spécifique (Grêt-Regamey and Weibel, 2020). Les territoires de montagne sont souvent caractérisés par la présence de systèmes d'élevage et de pâturage qui contribuent à façonner les paysages culturels que l'on connaît. Les races locales d'animaux ainsi que les techniques pastorales spécifiques sont des formes d'adaptation particulière des SES de montagne qui leur permettent d'exploiter la ressource herbeuse très disponible à partir de l'étage alpin. La biomasse se développe fortement entre mai jusqu'au milieu de l'été, puis sa croissance ralentit jusqu'à l'automne. Le pâturage d'animaux sur ces espaces permet de convertir cette ressource sinon inexploitable en viande ou en lait puis en fromage. La ressource herbeuse est ainsi convertie sous des formes qui sont beaucoup plus facilement stockables et transportables. Il faut souligner que dans de nombreux territoires de montagne, la quantité de ressources herbeuse disponible est très importante et qu'elle dépasse souvent largement les besoins locaux, ce qui permet d'en faire bénéficier des exploitations d'élevage qui peuvent être situées très loin des espaces de montagne. La transhumance renvoie à ce moment particulier où

les éleveurs d'origines variées regroupent leurs troupeaux pour mutualiser leurs gardes une fois déplacés ensemble sur un alpage.

1.2.2 La vallée de la Maurienne

La vallée de la Maurienne, longue de plus de 120 km est la plus grande vallée intra-alpine française. Cette vallée relie la combe Savoie située au nord-ouest avec l'Italie située au sud-est. Cette situation géographique a fait de la vallée un axe de passage ancestral entre la France et l'Italie. Elle regroupe 53 communes pour une population d'environ 43 000 personnes habitant la vallée en 2016 (selon les données de l'INSEE). Les principales zones urbaines sont localisées en fond de vallée sur les pentes faibles et les altitudes basses. La densité d'habitants de la vallée est de 22 habitants/km², inférieure à la densité moyenne de l'aire Alpine de 75 habitants/km² (SPM, 2020). L'extension altitudinale de la vallée s'étend de 289m pour les points les plus bas jusqu'à 3571m pour le plus haut sommet. Elle compte une centaine de sommets à plus de 3000m d'altitude et son altitude moyenne se situe à 2034m. La vallée est traversée par la rivière de l'Arc qui prend sa source à l'est pour s'écouler vers l'ouest. La géologie du bassin versant dans sa partie extrême ouest-est principalement constituée d'orthogneiss ou localement de quelques schistes suivis d'une large bande de schistes, de conglomérats et de flysch qui s'étend jusqu'à la zone centrale de la vallée avec des roches charbonneuses et carbonatées ; la partie orientale de la vallée est formée de schistes lustrés, de sédiments calcaires et détritiques, ainsi que d'ophiolites. Un gradient climatique est-ouest marqué caractérise la vallée avec un climat plus sec dans la partie est de la Maurienne (1142mm de précipitation à Aussois en moyenne entre 1999 et 2019) avec l'influence notable des retours d'est venu d'Italie qui provoquent ponctuellement de fortes précipitations ou chutes de neige très intenses. À l'inverse, la partie ouest de la Maurienne est caractérisée par un climat plus humide (1641mm de précipitations annuelles à Saint-Rémy-de-Maurienne), avec un recouvrement nuageux moyen annuel plus important et des précipitations plus abondantes. L'occupation des sols de la vallée aujourd'hui comprend 36% de sols nus principalement sur les hauts sommets où dans les pentes les plus raides du site, 26% forêts localisées principalement sur des pentes moyennes à fortes, 26% de prairies en fond de vallée ainsi qu'en moyenne et haute altitude. Enfin, le reste du paysage est composé de 5% de landes, de 2% de glaciers et neiges permanentes à très haute altitude, 2% de cultures et 2% d'aires urbaines toutes deux présentes principalement à basse altitude en fond de vallée tandis que les surfaces d'eau représentent 1% de l'occupation des sols totale avec la rivière de l'arc et quelques lacs de montagnes répartis le long de la vallée.

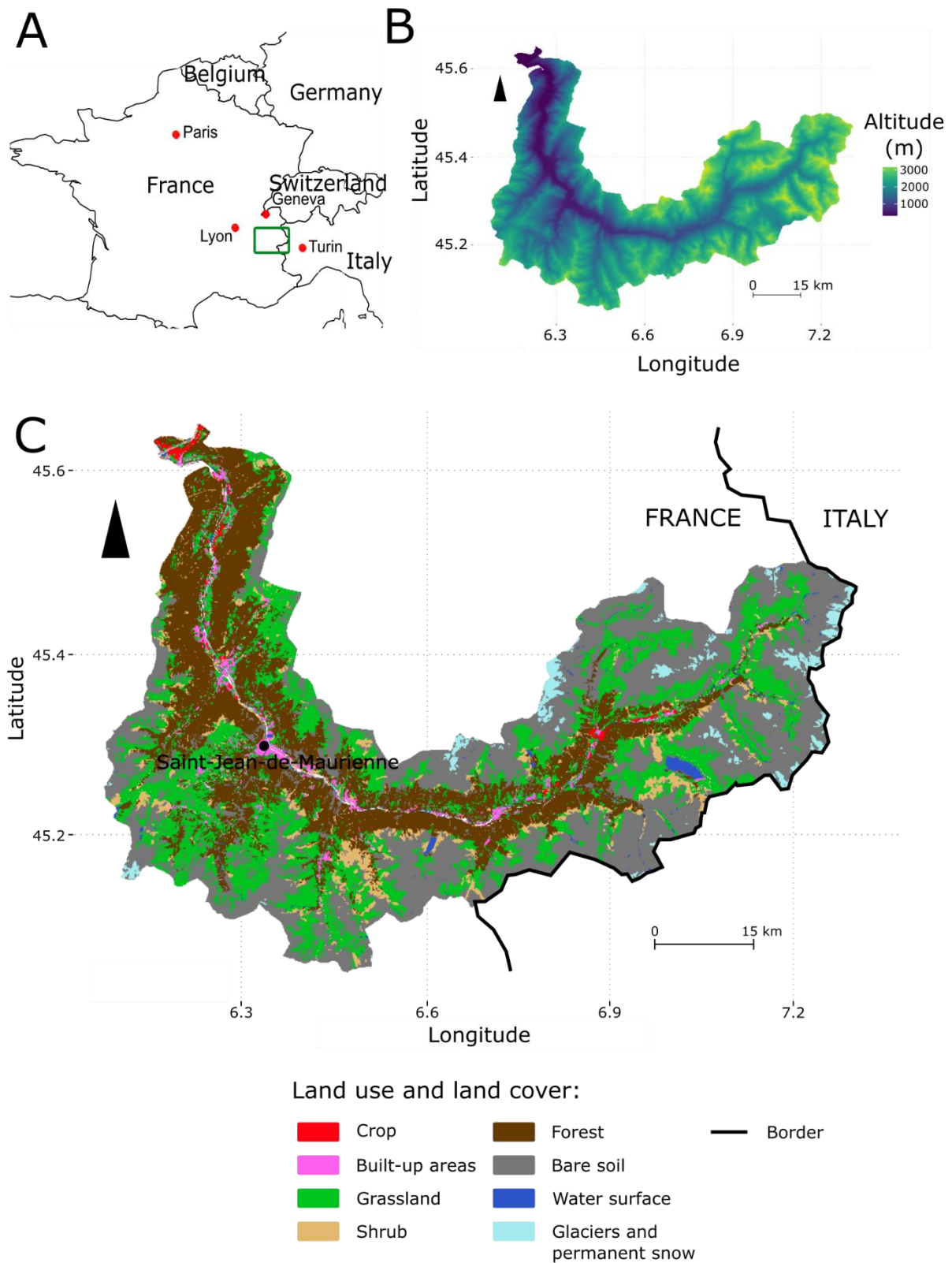


Figure 6 : Présentation du site d'étude : la vallée de la Maurienne. A. Localisation de la vallée en Europe. B. Modèle numérique de terrain (données IGN). C. Occupations des sols de la vallée en 2016 (donnée issue de la Régie Départementale de Savoie – RGD 73 74).

Cette vallée se caractérise initialement par son économie agropastorale de subsistance. Puis, elle a ensuite connu un fort développement industriel à partir du 18^{ème} siècle, concentré dans le fond de vallée. Cette industrialisation s'est prolongée jusqu'à aujourd'hui bien qu'elle tende à régresser au cours dernier siècle (Chabert, 1973; Judet, 2015; Rambaud and Vincienne, 1964). Durant les cinquante dernières années, avec le développement du tourisme d'hiver, la vallée s'est équipée d'infrastructures d'accueil et de nombreuses stations de sports d'hiver ont été construites (plus d'une vingtaine) sur les versants. Aujourd'hui, l'économie de la vallée est caractérisée par son activité agropastorale soutenue par la filière Appellation d'Origine Protégée (AOP) Beaufort, son offre d'activités touristiques hivernales comme estivales, les emplois de l'industrie et l'économie de service. On compte 54% d'habitants travaillant dans le secteur des services, 25% travaillant dans le tourisme d'hiver, 19% dans le secteur industriel et 2% d'agriculteurs répartis sur environ 350 exploitations agricoles où l'élevage représente l'activité dominante (SPM, 2020). La vallée comprend dans son périmètre une large portion du Parc Nationale de la Vanoise dans la partie nord-est de la vallée, deux parcs naturels régionaux ainsi que 18 sites Nature 2000 et 340 zones d'intérêts pour la faune et la flore (SPM, 2020).

1.3 Cadre d'analyse et principaux objectifs

1.3.1 Contexte et projets de recherches

1.3.1.1 Le projet Trajectories

Cette thèse a été financée par deux projets de recherche distincts visant à mieux comprendre les trajectoires de changement des SES de vallées de montagne. Le premier projet est celui de l'Université Grenoble Alpes financée par l'ANR IDEX : le projet *Trajectories*. Il avait pour objectif d'explorer les évolutions et interactions entre communautés humaines et écosystèmes. Il a porté une attention particulière au développement de démarches inter- et transdisciplinaires pour répondre à cet enjeu de compréhension des dynamiques sociales et écologiques vues conjointement. Une centaine de scientifiques de laboratoires variés ont été impliqués dans ce projet parmi la communauté de recherche travaillant sur les territoires de montagnes des Alpes françaises. Trois territoires correspondant à des vallées différentes des Alpes françaises ont été retenus comme sites d'études de ce projet : la vallée de l'Arve en Haute-Savoie, le pays de la Meije dans la haute vallée de la Romanche situé dans les Hautes-Alpes et, enfin, la vallée de la Maurienne située en Savoie, le site d'étude de ce travail de thèse.

Le projet *Trajectories* avait pour objectifs principaux de :

- 1) Développer des outils innovants pour construire des passerelles entre la production de connaissances et les besoins des utilisateurs au sein des territoires
- 2) Construire un système intégré d'acquisition et de gestion des données socioenvironnementales
- 3) Développer et appliquer des modèles de la dynamique des socioécosystèmes face aux changements globaux
- 4) Reconstruire les trajectoires socioenvironnementales passées sur la base des observations et de la modélisation
- 5) Co-construire avec les acteurs des territoires des trajectoires d'adaptation au changement global

Cette thèse a directement contribué aux points 3 et 4, tout en participant à alimenter indirectement les points 1 et 5 à travers divers évènements ou projets transversaux qui ont pu se dérouler dans le cadre de ce projet.

De nombreuses interactions au sein du projet sous forme de groupes de travail transversaux ou de discussions avec les jeunes chercheurs et doctorants ont participé à créer les conditions de développement d'une interdisciplinarité forte dont cette thèse est pour partie l'héritière avec son premier article écrit en collaboration directe avec deux autres doctorants du projet travaillant aussi sur la vallée de la Maurienne. Les riches échanges ont aussi permis de creuser les questions des risques, des incertitudes, des cadres conceptuels de socioécosystèmes, etc. Il faut aussi souligner que la transdisciplinarité (au sens de l'implication d'acteurs non académiques dans la création de questions de recherches puis leurs investigations) a aussi été un axe fort du projet, avec des réunions d'acteurs lors de différents évènements ou encore de séjour le terrain organisé par le collectif de jeunes chercheurs du projet (évènements « *In Situ* »). Ces moments ont favorisé l'émergence d'un groupe de recherche capable de travailler ensemble sur des questions inter et transdisciplinaires. Le travail a notamment été valorisé avec un poster et une communication lors d'une conférence internationale :

Aubry, K., Beaumet, J., Berard, L., Bevione, M., Bernard-Brunet, A., Blanchet, C., Bruley, E., Elleaume, N., Grosinger, J., Higgin, M., et al. (2019). An interdisciplinary approach to showcase changes of a socioecological system in the French Alps. International Mountain Conference of Innsbruck 2019.

Enfin, ce travail de thèse aura aussi été une opportunité pour participer à l'écriture d'autres articles en collaboration avec l'équipe de recherche ServAlp du Laboratoire d'Écologie Alpine où s'est déroulée cette thèse :

Bruley, E., Locatelli, B., Vendel, F., Bergeret, A., Elleaume, N., Grosinger, J., & Lavorel, S. (2022). Historical reconfigurations of a social–ecological system adapting to economic, policy and climate changes in the French Alps. Regional Environmental Change.

Grosinger, J.; Grigulis, K.; Elleaume, N.; Buclet, N.; Lavorel S. (2022) Archetypes of co-production in a cooperative cheese system of a French Alpine valley. Mountain Research and Development (sous presse)

1.3.1.2 Le projet *TRASSE*

Le second projet financeur de la thèse est le projet Trajectoires des Socioécosystèmes dans les Bassins Versant d'Amérique Latine : Face à la Complexité et la Vulnérabilité dans le contexte du Changement Climatique (*TRASSE*). Il est financé par l'Agence Nationale de la Recherche Française (ANR), ainsi que par le Mexican National Council for Science and Technology (CONACyT – Mexico). Ce projet a impliqué des équipes et laboratoires de trois pays : la Colombie, la France ainsi que le Mexique travaillant chacun sur un bassin versant. Son objectif principal est d'identifier quelles interactions entre les dimensions biophysiques et sociales participent à former la trajectoire des SES de montagnes étudiées. En particulier, il s'intéresse à comprendre comment ces dimensions sociales et biophysiques interagissent et participent à modifier des variables de réponses mesurables telles que les flux de services écosystémiques ou de contributions de la nature aux populations, la gestion des terres et du paysage ou encore le bien-être des populations.

Les principaux axes de travail de ce projet sont :

- 1) L'opérationnalisation du concept de SES et l'exploration de ses liens avec le cadre d'analyse de la vulnérabilité
- 2) La reconstitution des trajectoires paysagères passées des SES des différents bassins versants
- 3) Les changements de flux de NCP ou de services écosystémiques dans le temps
- 4) Relier trajectoires spatio-temporelles, implications de la vulnérabilité et théorie du changement socioécologique pour la durabilité des SES
- 5) Œuvrer à la coordination, diffusion et suivi de la réflexion sur les projets transdisciplinaires

Cette thèse a directement contribué aux axes 1, 2 et 3. Une seconde thèse financée par le projet *Trajectories* et contribuant également à *TRASSE* a permis d'enrichir les collaborations en Maurienne avec la contribution du projet de doctorat de Julia Grosinger qui s'est attaché à

travailler sur les aspects sociaux de la création de richesses dans les systèmes socioécologiques de la vallée de la Maurienne. Selon les bassins versants, différentes méthodes d'analyses ont été déployées pour comprendre les trajectoires socioécologiques passées et leurs effets sur les flux de NCP.

1.3.2 Questionnement scientifique

Les facteurs de changement globaux et leurs effets combinés vont directement affecter les SES de montagne dans le futur avec une forte probabilité d'augmenter les risques et la vulnérabilité des communautés humaines qui habitent ces territoires. La capacité d'un territoire à conserver ses SES dans une trajectoire désirée où le bien-être des populations est maintenu sera déterminante pour leur futur. Les flux de NCP, ainsi que la gestion des paysages et des occupations des sols, sont des facteurs essentiels qui influent directement sur les trajectoires des SES. Ainsi, l'objectif principal de cette thèse consiste à comprendre comment des modifications temporelles des NCP participent aux trajectoires des SES. Cet objectif principal amène des questions de recherches plus spécifiques qui sont traitées au long des différents chapitres de ce manuscrit. Ainsi, je me suis attaché à répondre aux problématiques suivantes :

- 1) Quels avantages présente la recherche interdisciplinaire pour reconstituer les trajectoires socioécologiques ?
- 2) Comment des modélisations historiques de NCP et des reconstitutions des changements de LULC peuvent informer sur les trajectoires passées de SES ?
- 3) Quels facteurs de changements globaux contribuent le plus largement aux modifications futures des NCP ?
- 4) Comment prédire les impacts probables des facteurs de changements globaux dans le futur malgré le contexte d'incertitudes ?
- 5) Comment des solutions d'adaptations peuvent-elles participer à limiter les effets des futurs facteurs de changements globaux malgré les incertitudes ?

Ainsi, cette thèse a pour objectifs principaux de comprendre comment des modifications de NCP dans le temps participent à former une trajectoire pour les SES, tout en proposant des scénarios d'évolution plausibles pour deux NCP aux futurs facteurs de changement globaux et au contexte d'incertitudes qui les entourent, tout en discutant des implications de ces changements pour les SES de la vallée. À travers des modélisations spatiales de NCP, ce travail s'attache à proposer une lecture des changements qui s'inscrit dans le cadre d'analyse des

socioécosystèmes. En commençant par reconstituer les modifications historiques subies par une commune de la vallée avec une rétro-modélisation de NCP et une collaboration interdisciplinaire forte, la suite de la thèse s'intéresse au futur à l'horizon 2100 avec des modélisations d'impact prospectives sous différents facteurs de changements globaux. Les différentes questions de recherches alimentent les problématiques des trois articles qui constituent cette thèse. Les premier et troisième article de ce manuscrit questionnent les adaptations passées et futures qui ont pu ou qui pourraient modifier les SES de notre site d'étude. Le premier propose de reconstituer une trajectoire socioécologique d'un SES de notre site d'étude à travers la mise en relation de résultats disciplinaires variés par l'interdisciplinarité. Le second article questionne directement les contributions des incertitudes à la magnitude ainsi qu'à la direction du changement prédit. Le troisième article de cette thèse intègre aussi des sources d'incertitudes pour penser l'adaptation future de la NCP de production de biomasse des prairies, mais passe cette fois directement par l'utilisation d'un modèle de réseau Bayésien de confiance (*Bayesian Belief Network* – BBN). Le troisième article propose notamment de comparer les effets prédits de deux solutions d'adaptations (une première solution incrémentale et technique contre une seconde plus transformative) pour les systèmes fourragers de notre site d'étude. Tout au long de ces travaux, j'ai fait l'hypothèse que la démarche de modélisation spatiale est un atout, non seulement pour comprendre les dynamiques passées des SES, mais aussi un bon outil pour alimenter la prise de décision sur l'adaptation à long terme. Je pense aussi que l'inclusion des incertitudes dans ces modélisations, ainsi que la mise en place de démarches interdisciplinaires visant à relier les résultats des modélisations cartographiques avec d'autres sources d'information constituent des atouts pour comprendre les dynamiques passées ou futures à l'œuvre dans la trajectoire d'un SES donné.

1.3.3 Approches mobilisées et cadres d'analyses

Ce travail s'est basé sur une approche spatiale axée sur un site d'étude cohérent géographiquement et bien défini : la vallée de la Maurienne dans le département de Savoie dans les Alpes françaises. Des modélisations cartographiques des NCP de la vallée ont été réalisées afin de relier variables paysagères, climatiques, géophysiques et écologiques dans l'objectif de dessiner des trajectoires de changements passés ou futurs pour les SES de notre site d'étude. Si les modélisations spatiales de NCP constituent le cœur de ce travail, je me suis aussi attaché à toujours relier cette modélisation à l'adaptation passée ou future des SES, aux trajectoires paysagères, à la compréhension des déterminants des changements observés ou prédits, ainsi

qu'au rôle de la prise en compte des incertitudes lorsqu'on s'inscrit dans une démarche d'analyse prospective des changements à venir.

Les modélisations cartographiques déployées ont été réalisées sous deux types de modèles bien distincts : un premier modèle déterministe utilisé pour calculer l'érosion diffuse des sols due à la pluie, ainsi qu'un second modèle probabiliste utilisant un BBN pour cartographier le flux probable du NCP de production de biomasse des prairies. Ces deux types de modèles présentent chacun leurs avantages et leurs inconvénients.

Le travail s'est divisé en plusieurs étapes distinctes s'étalant de 2018 à 2022 :

- La première étape de ce travail a été la mise en œuvre d'analyse de trajectoires paysagères combinée à une modélisation de l'érosion diffuse sur une commune très localisée de la vallée où les résultats ont été articulés avec des contributions des disciplines que sont l'histoire et la palynologie pour reconstituer la trajectoire passée d'un SES de la vallée et de comprendre comment des bouleversements passés ont largement modifié le fonctionnement et l'organisation du SES avec un regard interdisciplinaire fort.
- Cette modélisation de l'érosion diffuse a par la suite été améliorée et déployée cette fois dans le futur à l'horizon de la fin de ce siècle en s'attachant à inclure les effets du changement climatique à venir, ainsi que des futures trajectoires d'évolution du paysage et des occupations des sols. Cette seconde modélisation de l'érosion s'est particulièrement intéressée à l'intégration de différentes sources d'incertitudes afin de comprendre comment leurs prises en compte modifient les prédictions futures de la NCP.
- Enfin, la dernière partie de ce travail s'est concentrée sur la NCP de production de biomasse des prairies de notre site d'étude en utilisant cette fois un réseau Bayésien de confiance comme support de modélisation. Cette technique particulière de modélisation nous a permis de créer un modèle composite basé sur des savoirs d'experts, ainsi que sur des relations statistiques issues de campagnes de terrain précédentes. Tout en intégrant explicitement des incertitudes, ce dernier temps se focalise plus particulièrement sur la recherche de solutions d'adaptation pour le système fourrager de la vallée.

Les motifs que sont l'interdisciplinarité, la mise en évidence et quantification des incertitudes, l'adaptation et les directions temporelles passée ou future des modélisations ne sont pas tous

nécessairement présents simultanément dans les différents articles de la thèse, mais forment le cadre global d'analyse qui me semble essentiel à une meilleure compréhension des dynamiques des SES, dans une optique d'étude d'impact prospective des modifications induites par les facteurs de changements globaux.

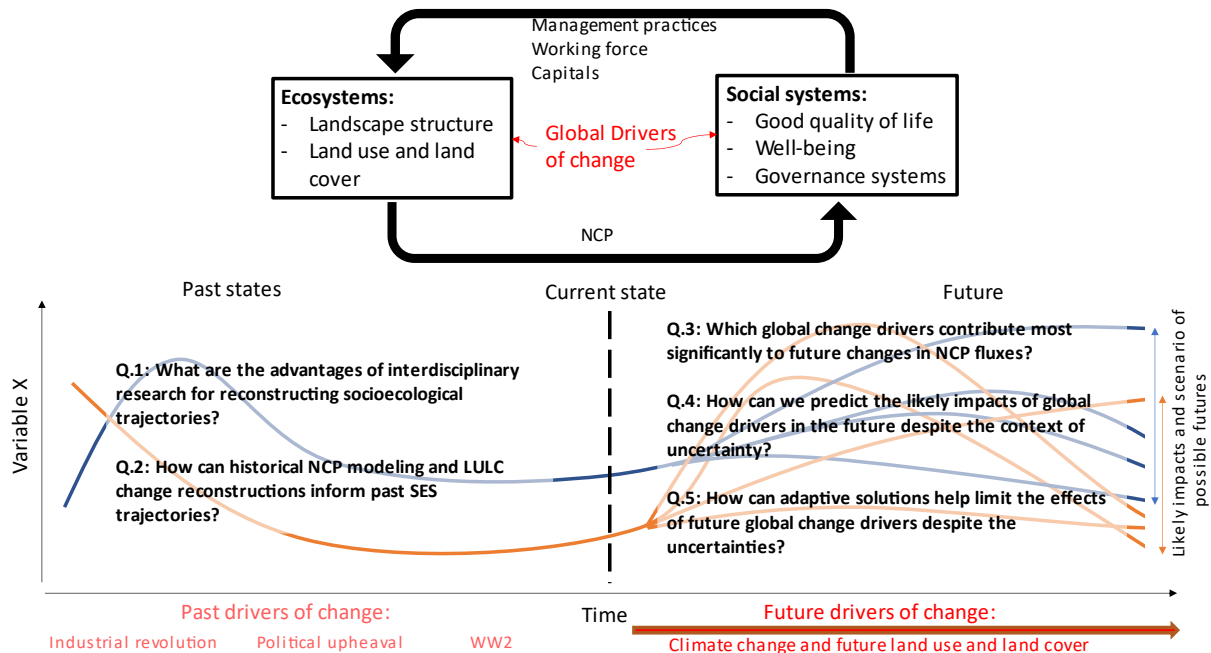


Figure 7: Cadre d'analyse de la thèse et principales questions adressées par les différents articles composant ce manuscrit.

1.4 Structuration du manuscrit de thèse et problématiques associées

La problématique principale de la thèse consiste à comprendre quelles sont les trajectoires d'évolutions possibles de certaines NCP dans un contexte d'incertitudes liées aux facteurs de changements globaux. Pour répondre à cette question, ce projet de thèse se décomposera en trois chapitres principaux sous forme de publications scientifiques qui développeront des problématiques plus spécifiques. Le premier chapitre questionne les adaptations et transformations passées d'un SES de la vallée en croisant l'histoire, la palynologie et l'écologie depuis 1950 à nos jours dans une perspective interdisciplinaire. Ensuite, un deuxième chapitre consacré au service de protection des sols face à l'érosion s'attache à caractériser l'importance relative des sources d'incertitudes qui pèsent sur les modifications futures des NCP sous l'effet des changements, climatique ou d'occupation des sols. Enfin, un dernier chapitre propose de dessiner des trajectoires d'évolution pour le système fourrager de la vallée en questionnant la pertinence de potentielles solutions d'adaptations dans un contexte d'incertitudes.

Le second chapitre de ce manuscrit vise à répondre à reconstituer une trajectoire socioécologique à l'aide d'une démarche de recherche interdisciplinaire. Le concept de SES propose de repenser les liens entre sociétés humaines et systèmes écologiques. Ainsi, il facilite aussi la recherche interdisciplinaire, tant de multiples approches d'horizons disciplinaires variés peuvent contribuer à la compréhension des différentes facettes du concept. Ce chapitre questionne les adaptations et transformations passées qui ont caractérisé un SES de la vallée de la Maurienne. Il participe aussi à démontrer l'intérêt d'une recherche interdisciplinaire pour analyser les trajectoires socioécologiques.

Ce premier article a fait l'objet d'une publication dans le journal *Regional Environmental Change* :

Elleaume, N., Lachello, R., Blanchet, C., Giguët-Covex, C., Etienne, D., Pérès, C., Didier, J., Moscatelli, L., Mansion, L., Sabatier, P., et al. (2022). Interdisciplinary insights into a 500-year trajectory of an alpine socioecological system in Montaimont, France. Reg Environ Change 22, 62. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01902-6>.

Le troisième chapitre s'intéresse au futur de la NCP de protection des sols contre l'érosion face aux changements globaux dans un contexte d'incertitudes. Ce second article propose d'identifier et de caractériser les différentes sources d'incertitudes qui pèsent sur une modélisation de NCP visant à estimer les probables changements futurs. La méthodologie repose sur le modèle "Revised Universal Soil Loss Equation" (RUSLE). L'équation est utilisée pour tester les effets de multiples sources d'incertitudes sur le résultat final, tout en permettant d'analyser les conséquences futures des changements climatiques et d'utilisations des sols pour l'érosion dans la vallée. Ce chapitre de la thèse compare ainsi les modifications de l'érosion induites par le changement climatique vis-à-vis de celles induites par les transitions d'occupations des sols. Il proposera enfin une hiérarchisation de l'importance des sources d'incertitudes selon leur contribution à la variabilité de l'érosion future estimée. Enfin, il propose une méthode afin de détecter les probables changements significatifs d'érosion probables sous différentes trajectoires de développement futur tout en intégrant les incertitudes liées à notre manque de connaissance vis-à-vis du climat futur ou de la paramétrisation du modèle d'érosion lui-même.

Ce second article a été soumis à la revue *Climate Change* :

Elleaume, N., Locatelli, B., Makowski, D., Vallet, A., Poulénard, J., Oszwald, J., Lavorel, S. Uncertainties in future erosion under land-use and climate change in the Alps. Climate Change.

Le quatrième chapitre de la thèse vise à quantifier les effets de facteurs de changements sur la production de biomasse pour ensuite tester la capacité de deux solutions d'adaptations à répondre à ces modifications induites. Une modélisation par réseaux bayésiens est déployée afin de prédire les impacts des nouvelles conditions climatiques sur les prairies de la vallée. La construction de ce réseau bayésien repose, d'une part, sur des équations statistiques issues des résultats d'un suivi de long terme de la production de biomasse des prairies (Grigulis and Lavorel, 2020) et, d'autre part, sur l'intégration de savoirs d'experts. La nature probabiliste des modèles bayésiens permet d'intégrer facilement ces deux sources d'informations au modèle et c'est ce qui nous permet d'analyser la totalité de la période de croissance des prairies. Ce chapitre s'attache à quantifier les effets des facteurs de changements dans le futur tout en profitant aussi de la gestion explicite des incertitudes des modèles bayésiens pour capturer les modifications à venir de la variabilité annuelle de la production de biomasse aussi induite par les facteurs de changements. La dernière étape de ce chapitre consiste à tester des solutions d'adaptations en vue de limiter les effets induits par les facteurs de changement globaux.

Ce dernier article sera soumis très prochainement en vue d'une publication.

Ce doctorat a aussi été l'occasion de pouvoir participer à des conférences internationales et colloques sur les différents articles de cette thèse :

Elleaume, N., Lachello, R., Blanchet, C., et al. 2020. Reconstructing the multi-secular trajectory of a socioecosystem through an interdisciplinary approach. 5th symposium des Zones Ateliers CNRS, 05 novembre 2020.

Elleaume, N., Locatelli, B., Oszwald, J., Lavorel S., 2020. Assessing Uncertainties in Erosion Modelling for Future Predictions using a Bayesian Belief Network. British Ecological Society, Festival of Ecology, 23 November 2020.

Elleaume, N., Locatelli, B., Oszwald, J., Lavorel S., 2021. Assessment of climate change impact on biomass production in alpine meadows using a Bayesian belief network. Ecosystem Service Partnership Conference Europe 2021. 10 June 2021.

1.5 References

Angelstam, P., Andersson, K., Annerstedt, M., Axelsson, R., Elbakidze, M., Garrido, P., Grahn, P., Jönsson, K.I., Pedersen, S., and Schlyter, P. (2013). Solving problems in social–ecological systems: Definition, practice and barriers of transdisciplinary research. *Ambio* 42, 254–265. .

- Baird, M.F. (2013). 'The breath of the mountain is my heart': indigenous cultural landscapes and the politics of heritage. *International Journal of Heritage Studies* 19, 327–340. <https://doi.org/10.1080/13527258.2012.663781>.
- Barnaud, C., and Couix, N. (2020). The multifunctionality of mountain farming: Social constructions and local negotiations behind an apparent consensus. *Journal of Rural Studies* 73, 34–45. .
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., and Maguire, K.C. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51. .
- Becker, E. (2012). Social-ecological systems as epistemic objects. In *Human-Nature Interactions in the Anthropocene*, (Routledge), pp. 55–77.
- Beniston, M. (2005). The risks associated with climatic change in mountain regions. In *Global Change and Mountain Regions*, (Springer), pp. 511–519.
- Beniston, M., and Stoffel, M. (2014). Assessing the impacts of climatic change on mountain water resources. *Science of The Total Environment* 493, 1129–1137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.122>.
- Berke, P.R., and Stevens, M.R. (2016). Land use planning for climate adaptation: Theory and practice. *Journal of Planning Education and Research* 36, 283–289. .
- Berkes, F., and Folke, C. (1998). Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience* 1, 4. <https://doi.org/10.5751/ES-00202-040205>.
- Berkes, F., and Turner, N.J. (2006). Knowledge, Learning and the Evolution of Conservation Practice for Social-Ecological System Resilience. *Hum Ecol* 34, 479–494. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9008-2>.
- Berkes, F., Folke, C., and Colding, J. (2000). *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience* (Cambridge University Press).
- Bernues, A., Rodríguez-Ortega, T., Ripoll-Bosch, R., and Alfnes, F. (2014). Socio-cultural and economic valuation of ecosystem services provided by Mediterranean mountain agroecosystems. *PloS One* 9, e102479. .

- Borrelli, P., Robinson, D.A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J.E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L., and Ballabio, C. (2020). Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proc Natl Acad Sci USA* *117*, 21994–22001. <https://doi.org/10.1073/pnas.2001403117>.
- Briner, S., Elkin, C., Huber, R., and Grêt-Regamey, A. (2012). Assessing the impacts of economic and climate changes on land-use in mountain regions: a spatial dynamic modeling approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment* *149*, 50–63. .
- Bruley, E., Locatelli, B., and Lavorel, S. (2021a). Nature’s contributions to people: coproducing quality of life from multifunctional landscapes. *E&S* *26*, art12. <https://doi.org/10.5751/ES-12031-260112>.
- Bruley, E., Locatelli, B., Vendel, F., Bergeret, A., Elleaume, N., Grosinger, J., and Lavorel, S. (2021b). Historical reconfigurations of a social–ecological system adapting to economic, policy and climate changes in the French Alps. *Reg Environ Change* *21*, 34. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01760-8>.
- Burgiel, S.W., and Muir, A.A. (2010). Invasive species, climate change and ecosystem-based adaptation: addressing multiple drivers of global change.
- Cassidy, L., Binford, M., Southworth, J., and Barnes, G. (2010). Social and ecological factors and land-use land-cover diversity in two provinces in southeast Asia. *Journal of Land Use Science* *5*, 277–306. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2010.500688>.
- Chabert, L. (1973). L’aluminium en Maurienne. *Revue de géographie alpine* *61*, 31 à 62. <https://doi.org/10.3406/rga.1973.1304>.
- Change, C. (1990). the IPCC scientific assessment. Houghton JT, Jenkins G, Ephraums JJ Eds *1*, 990. .
- Change, I.C. (2013). *The physical science basis* (Cambridge Univ. Press).
- CHANGE, I.P.O.C. (1995). *IPCC Second Assessment. A Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, WMO-UNEP.
- Corona-Lozada, M.C., Morin, S., and Choler, P. (2019). Drought offsets the positive effect of summer heat waves on the canopy greenness of mountain grasslands. *Agricultural and Forest Meteorology* *276–277*, 107617. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107617>.

- Costache, R., Bao Pham, Q., Corodescu-Roșca, E., Cîmpianu, C., Hong, H., Thi Thuy Linh, N., Ming Fai, C., Najah Ahmed, A., Vojtek, M., Muhammed Pandhiani, S., et al. (2020). Using GIS, Remote Sensing, and Machine Learning to Highlight the Correlation between the Land-Use/Land-Cover Changes and Flash-Flood Potential. *Remote Sensing* *12*, 1422. <https://doi.org/10.3390/rs12091422>.
- Costanza, J.K., and Terando, A.J. (2019). Landscape connectivity planning for adaptation to future climate and land-use change. *Current Landscape Ecology Reports* *4*, 1–13. .
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., and Paruelo, J. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* *387*, 253. .
- Davison, C.W., Rahbek, C., and Morueta-Holme, N. (2021). Land-use change and biodiversity: Challenges for assembling evidence on the greatest threat to nature. *Global Change Biology* *27*, 5414–5429. <https://doi.org/10.1111/gcb.15846>.
- De Boeck, H.J., Bassin, S., Verlinden, M., Zeiter, M., and Hiltbrunner, E. (2016). Simulated heat waves affected alpine grassland only in combination with drought. *New Phytologist* *209*, 531–541. <https://doi.org/10.1111/nph.13601>.
- De Chazal, J., and Rounsevell, M.D. (2009). Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: a review. *Global Environmental Change* *19*, 306–315. .
- Dessai, S., and Hulme, M. (2004). Does climate adaptation policy need probabilities? *Climate Policy* *4*, 107–128. <https://doi.org/10.1080/14693062.2004.9685515>.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., and Báldi, A. (2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* *14*, 1–16. .
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Hill, R., Chan, K.M.A., Baste, I.A., Brauman, K.A., Polasky, S., et al. An inclusive approach to assess nature's contributions to people. 11. .
- Duguma, L., Minang, P., and Van Noordwijk, M. (2014). Climate Change Mitigation and Adaptation in the Land Use Sector: From Complementarity to Synergy. *Environmental Management* *54*. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0331-x>.

- Egarter Vigl, L., Schirpke, U., Tasser, E., and Tappeiner, U. (2016). Linking long-term landscape dynamics to the multiple interactions among ecosystem services in the European Alps. *Landscape Ecol* *31*, 1903–1918. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0389-3>.
- Ernstson, H., Barthel, S., Andersson, E., and Borgström, S.T. (2010). Scale-Crossing Brokers and Network Governance of Urban Ecosystem Services: The Case of Stockholm. *Ecology and Society* *15*. <https://doi.org/10.5751/ES-03692-150428>.
- Farley, J., and Voinov, A. (2016). Economics, socio-ecological resilience and ecosystem services. *Journal of Environmental Management* *183*, 389–398. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.065>.
- Fedele, G., Donatti, C.I., Harvey, C.A., Hannah, L., and Hole, D.G. (2019). Transformative adaptation to climate change for sustainable social-ecological systems. *Environmental Science & Policy* *101*, 116–125. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.07.001>.
- Folke, C., Carpenter, S.R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T., and Rockström, J. (2010). Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and Society* *15*. .
- Frantzeskaki, N., Slinger, J., Vreugdenhil, H., and Van Daalen, E. (2010). Social-ecological systems governance: from paradigm to management approach. *Nature and Culture* *5*, 84–98. .
- Gianinetto, M., Aiello, M., Vezzoli, R., Polinelli, F.N., Rulli, M.C., Chiarelli, D.D., Bocchiola, D., Ravazzani, G., and Soncini, A. (2020). Future Scenarios of Soil Erosion in the Alps under Climate Change and Land Cover Transformations Simulated with Automatic Machine Learning. *Climate* *8*, 28. <https://doi.org/10.3390/cli8020028>.
- Gobiet, A., Kotlarski, S., Beniston, M., Heinrich, G., Rajczak, J., and Stoffel, M. (2014). 21st century climate change in the European Alps—A review. *Science of The Total Environment* *493*, 1138–1151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.050>.
- Grêt-Regamey, A., and Weibel, B. (2020). Global assessment of mountain ecosystem services using earth observation data. *Ecosystem Services* *46*, 101213. .
- Grêt-Regamey, A., Brunner, S.H., and Kienast, F. (2012). Mountain ecosystem services: who cares? *Mountain Research and Development* *32*. .
- Grigulis, K., and Lavorel, S. (2020). Simple field-based surveys reveal climate-related anomalies in mountain grassland production. *Ecological Indicators* *116*, 106519. .

- Guerra, C.A., Maes, J., Geijzendorffer, I., and Metzger, M.J. (2016). An assessment of soil erosion prevention by vegetation in Mediterranean Europe: Current trends of ecosystem service provision. *Ecological Indicators* 60, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.043>.
- Hallegatte, S. (2009). Strategies to adapt to an uncertain climate change. *Global Environmental Change* 19, 240–247. .
- Harrison, P.A., Vandewalle, M., Sykes, M.T., Berry, P.M., Bugter, R., de Bello, F., Feld, C.K., Grandin, U., Harrington, R., Haslett, J.R., et al. (2010). Identifying and prioritising services in European terrestrial and freshwater ecosystems. *Biodivers Conserv* 19, 2791–2821. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9789-x>.
- Hazell, P., and Wood, S. (2008). Drivers of change in global agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 495–515. .
- Herrero-Jáuregui, C., Arnaiz-Schmitz, C., Reyes, M., Telesnicki, M., Agramonte, I., Easdale, M., Schmitz, M., Aguiar, M., Gómez-Sal, A., and Montes, C. (2018). What do We Talk about When We Talk about Social-Ecological Systems? A Literature Review. *Sustainability* 10, 2950. <https://doi.org/10.3390/su10082950>.
- Hinkel, J., Bots, P., and Schlüter, M. (2014). Enhancing the Ostrom social-ecological system framework through formalization. *Ecology and Society* 19. <https://doi.org/10.5751/ES-06475-190351>.
- Hock, R., Rasul, G., Adler, C., Caceres, B., Gruber, S., Hirabayashi, Y., Jackson, M., Kääh, A., Kang, S., and Kutuzov, S. (2019). High Mountain Areas: In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate.
- Holden, L.M. (2005). Complex adaptive systems: concept analysis. *Journal of Advanced Nursing* 52, 651–657.
- IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Zenodo).
- IPCC, T. (2001). Climate change 2001: synthesis report. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Geneva, Switzerland.
- Jäger, H., Peratoner, G., Tappeiner, U., and Tasser, E. (2020). Grassland biomass balance in the European Alps: Current and future ecosystem service perspectives. *Ecosystem Services* 45, 101163.

- Judet, P. (2015). Industrie, société et environnement. Mines, hauts-fourneaux et forêts de basse Maurienne au XIXe siècle. Siècles. Cahiers du Centre d'histoire « Espaces et Cultures ».
- Kadykalo, A.N., López-Rodriguez, M.D., Ainscough, J., Droste, N., Ryu, H., Ávila-Flores, G., Le Clec'h, S., Muñoz, M.C., Nilsson, L., Rana, S., et al. (2019). Disentangling 'ecosystem services' and 'nature's contributions to people.' *Ecosystems and People* 15, 269–287. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1669713>.
- Kallis, G., Gómez-Baggethun, E., and Zografos, C. (2013). To value or not to value? That is not the question. *Ecological Economics* 94, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.002>.
- Kates, R.W., Travis, W.R., and Wilbanks, T.J. (2012). Transformational adaptation when incremental adaptations to climate change are insufficient. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 7156–7161.
- Klein, J.A., Tucker, C.M., Nolin, A.W., Hopping, K.A., Reid, R.S., Steger, C., Grêt-Regamey, A., Lavorel, S., Müller, B., and Yeh, E.T. (2019). Catalyzing transformations to sustainability in the world's mountains. *Earth's Future* 7, 547–557. .
- Körner, C. (2002). Mountain biodiversity: a global assessment (Boca Raton, Fla.: Parthenon Publ. Group).
- Körner, C. (2004). Mountain Biodiversity, Its Causes and Function. *Ambio* 33, 11–17. <https://doi.org/10.1007/0044-7447-33.sp13.11>.
- Lade, S.J., Tavoni, A., Levin, S.A., and Schlüter, M. (2013). Regime shifts in a social-ecological system. *Theoretical Ecology* 6, 359–372.
- Laville, B., Thiébaud, S., and Euzen, A. (2017). L'Adaptation au changement climatique (Cnrs).
- Lavorel, S., Colloff, M.J., McIntyre, S., Doherty, M.D., Murphy, H.T., Metcalfe, D.J., Dunlop, M., Williams, R.J., Wise, R.M., and Williams, K.J. (2015). Ecological mechanisms underpinning climate adaptation services. *Global Change Biology* 21, 12–31. <https://doi.org/10.1111/gcb.12689>.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Leitinger, G., Kohler, M., Schirpke, U., and Tappeiner, U. (2017). Historical trajectories in land use pattern and grassland ecosystem services in two European

alpine landscapes. *Regional Environmental Change* 17, 2251–2264.
<https://doi.org/10.1007/s10113-017-1207-4>.

Lavorel, S., Colloff, M.J., Locatelli, B., Gorddard, R., Prober, S.M., Gabillet, M., Devaux, C., Laforgue, D., and Peyrache-Gadeau, V. (2019). Mustering the power of ecosystems for adaptation to climate change. *Environmental Science & Policy* 92, 87–97.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.11.010>.

Lawton, J.H. (1998). Daily, G. C. (Ed.). 1997. Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington, DC. 392 pp. ISBN 1-55963-475-8 hbk), 1 55963 476 6 (soft cover). *Animal Conservation Forum* 1, 75–76.
<https://doi.org/10.1017/S1367943098221123>.

Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., and Lubchenco, J. (2007a). Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317, 1513–1516.

Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Folke, C., Alberti, M., Redman, C.L., Schneider, S.H., Ostrom, E., Pell, A.N., and Lubchenco, J. (2007b). Coupled human and natural systems. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36, 639–649. .

Locatelli, B., Lavorel, S., Sloan, S., Tappeiner, U., and Geneletti, D. (2017). Characteristic trajectories of ecosystem services in mountains. *Front Ecol Environ* 15, 150–159.
<https://doi.org/10.1002/fee.1470>.

Martin-Lopez, B., Leister, I., Lorenzo Cruz, P., Palomo, I., Grêt-Regamey, A., Harrison, P.A., Lavorel, S., Locatelli, B., Luque, S., and Walz, A. (2019). Nature's contributions to people in mountains: A review. *PloS One* 14, e0217847.

Mastrotheodoros, T., Pappas, C., Molnar, P., Burlando, P., Manoli, G., Parajka, J., Rigon, R., Szeles, B., Bottazzi, M., Hadjidoukas, P., et al. (2020). More green and less blue water in the Alps during warmer summers. *Nat. Clim. Chang.* 10, 155–161. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0676-5>.

McGinnis, M.D., and Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society* 19.

Miller, J.H., and Page, S.E. (2007). *Complex adaptive systems: an introduction to computational models of social life* (Princeton, N.J.: Princeton University Press).

- Mottet, A., Ladet, S., Coqué, N., and Gibon, A. (2006). Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114, 296–310. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.017>.
- Munang, R., Thiaw, I., Alverson, K., Mumba, M., Liu, J., and Rivington, M. (2013). Climate change and Ecosystem-based Adaptation: a new pragmatic approach to buffering climate change impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 67–71. .
- Muradian, R., and Gómez-Baggethun, E. (2021). Beyond ecosystem services and nature’s contributions: Is it time to leave utilitarian environmentalism behind? *Ecological Economics* 185, 107038. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107038>.
- Neary, D.G., Ice, G.G., and Jackson, C.R. (2009). Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management* 258, 2269–2281. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.027>.
- Oliver, T.H., and Morecroft, M.D. (2014). Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 5, 317–335.
- Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325, 419–422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>.
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., and Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy* 54, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>.
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R.T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., et al. (2017). Valuing nature’s contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26–27, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>.
- Pelling, M., O’Brien, K., and Matyas, D. (2015). Adaptation and transformation. *Climatic Change* 133, 113–127. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1303-0>.
- Peterson, G., Allen, C.R., and Holling, C.S. (1998). Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1, 6–18.

- Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., and Cheung, W.L. (2021). IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change.
- Potschin, M., and Haines-Young, R. (2013). Conceptual frameworks and the cascade model. EU FP7 OpenNESS Project Synthesis Paper. European Commission FP7.
- Preiser, R., Biggs, R., De Vos, A., and Folke, C. (2018). Social-ecological systems as complex adaptive systems: organizing principles for advancing research methods and approaches. *E&S* 23, art46. <https://doi.org/10.5751/ES-10558-230446>.
- Price, M.F., and Thompson, M. (1997). The Complex Life: Human Land Uses in Mountain Ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6, 77. <https://doi.org/10.2307/2997528>.
- Pyke, C.R., and Andelman, S.J. (2007). Land use and land cover tools for climate adaptation. *Climatic Change* 80, 239–251.
- Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C., and 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>.
- Rambaud, P., and Vincienne, M. (1964). Les transformations d'une société rurale: la Maurienne (1561-1962) (A. Colin).
- Redman, C.L., Grove, J.M., and Kuby, L.H. (2004). Integrating Social Science into the Long-Term Ecological Research (LTER) Network: Social Dimensions of Ecological Change and Ecological Dimensions of Social Change. *Ecosystems* 7. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0215-z>.
- Refsgaard, J.C., Arnbjerg-Nielsen, K., Drews, M., Halsnæs, K., Jeppesen, E., Madsen, H., Markandya, A., Olesen, J.E., Porter, J.R., and Christensen, J.H. (2013). The role of uncertainty in climate change adaptation strategies—A Danish water management example. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 18, 337–359. <https://doi.org/10.1007/s11027-012-9366-6>.
- Reyers, B., Folke, C., Moore, M.-L., Biggs, R., and Galaz, V. (2018). Social-ecological systems insights for navigating the dynamics of the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources* 43, 267–289.

- Schirpke, U., Meisch, C., Marsoner, T., and Tappeiner, U. (2018). Revealing spatial and temporal patterns of outdoor recreation in the European Alps and their surroundings. *Ecosystem Services* 31, 336–350. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.017>.
- Schirpke, U., Tappeiner, U., and Tasser, E. (2019). A transnational perspective of global and regional ecosystem service flows from and to mountain regions. *Sci Rep* 9, 6678. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43229-z>.
- Schirpke, U., Tscholl, S., and Tasser, E. (2020). Spatio-temporal changes in ecosystem service values: Effects of land-use changes from past to future (1860–2100). *Journal of Environmental Management* 272, 111068. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111068>.
- Schirpke, U., Scolozzi, R., and Tappeiner, U. (2022). Not too small to benefit society: insights into perceived cultural ecosystem services of mountain lakes in the European Alps. *Ecology and Society* 27. <https://doi.org/10.5751/ES-12987-270106>.
- Schmeller, D.S., and Bridgewater, P. (2016). The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES): progress and next steps. *Biodivers Conserv* 25, 801–805. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1095-9>.
- Schneider, S.H. (1989). The Greenhouse Effect: Science and Policy. *Science* 243, 771–781. <https://doi.org/10.1126/science.243.4892.771>.
- Scholes, R.J. (2016). Climate change and ecosystem services. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 7, 537–550.
- Schoon, M., and van der Leeuw, S. (2015). Dossier : « À propos des relations natures/sociétés » – The shift toward social-ecological systems perspectives: insights into the human-nature relationship. *Nat. Sci. Soc.* 23, 166–174. <https://doi.org/10.1051/nss/2015034>.
- Sharpley, R., and Jepson, D. (2011). Rural tourism. *Annals of Tourism Research* 38, 52–71. <https://doi.org/10.1016/j.annals.2010.05.002>.
- Spangenberg, J.H., Görg, C., Truong, D.T., Tekken, V., Bustamante, J.V., and Settele, J. (2014). Provision of ecosystem services is determined by human agency, not ecosystem functions. Four case studies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 10, 40–53. <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.884166>.
- SPM (2020). (Syndicat du pays de Maurienne) - Schéma de cohérence territoriale.

- Stanchi, S., Falsone, G., and Bonifacio, E. (2015). Soil aggregation, erodibility, and erosion rates in mountain soils (NW Alps, Italy). *Solid Earth* 6, 403–414. <https://doi.org/10.5194/se-6-403-2015>.
- TEEB, R.O. (2010). *Mainstreaming the Economics of Nature* (TEEB Geneva, Switzerland).
- Tello-García, E., Huber, L., Leitinger, G., Peters, A., Newesely, C., Ringler, M.-E., and Tasser, E. (2020). Drought- and heat-induced shifts in vegetation composition impact biomass production and water use of alpine grasslands. *Environmental and Experimental Botany* 169, 103921. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.103921>.
- Vigl, L.E., Tasser, E., Schirpke, U., and Tappeiner, U. (2017). Using land use/land cover trajectories to uncover ecosystem service patterns across the Alps. *Regional Environmental Change* 17, 2237–2250.
- Walker, B., and Salt, D. (2012). *Resilience thinking: sustaining ecosystems and people in a changing world* (Island press).
- Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R., and Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society* 9. <https://doi.org/10.5751/ES-00650-090205>.
- Walker, W.E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J.P., van Asselt, M.B.A., Janssen, P., and Kraayer von Krauss, M.P. (2003). Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support. *Integrated Assessment* 4, 5–17. <https://doi.org/10.1076/iaij.4.1.5.16466>.
- Young, O.R., Berkhout, F., Gallopin, G.C., Janssen, M.A., Ostrom, E., and van der Leeuw, S. (2006). The globalization of socio-ecological systems: An agenda for scientific research. *Global Environmental Change* 16, 304–316. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.03.004>.
- Zimmermann, P., Tasser, E., Leitinger, G., and Tappeiner, U. (2010). Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.010>.
- Zubler, E.M., Fischer, A.M., Fröb, F., and Liniger, M.A. (2016). Climate change signals of CMIP5 general circulation models over the Alps – impact of model selection. *International Journal of Climatology* 36, 3088–3104. <https://doi.org/10.1002/joc.4538>.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment (Washington, DC: World Resources Institute).

CHAPITRE II : PERSPECTIVES
INTERDISCIPLINAIRES SUR LA
TRAJECTOIRE D'UN SYSTEME
SOCIOECOLOGIQUE ALPIN A
MONTAIMONT (FRANCE) SUR LES 500
DERNIERES ANNEES



Photo du lac du loup dans l'ancienne commune de Montaimont. Les archives sédimentaires de ce lac ont été analysées pour capturer les modifications passées dans le SES de la commune.

Pour comprendre comment les SES sont affectés par des facteurs de changements, la première étape de ce travail de thèse a été de reconstituer une trajectoire socioécologique d'une commune de la vallée de la Maurienne. Une démarche de recherche interdisciplinaire a été mise en place afin de croiser les apports des disciplines que sont la palynologie et les analyses sédimentaires, l'histoire environnementale et l'écologie. Ces trois disciplines ont travaillé des archives spécifiques, la palynologie a ainsi travaillé par l'analyse de sédiments lacustres, les archives municipales ont été investiguées par l'historien tandis que les plus anciennes images aériennes du site disponible ont été utilisées pour comprendre les modifications d'occupations et d'usages des sols ainsi que pour modéliser les pertes de sols dans le temps. Ce premier chapitre s'est intéressé à la commune de Montaimont (aujourd'hui rattaché à Saint-François-Longchamp) et a reconstitué une histoire des changements socioenvironnementaux qui ont eu lieu depuis 500 ans dans cette commune.

Ce chapitre propose de travailler particulièrement les problématiques suivantes :

- 1) Comment représenter une trajectoire de SES globale ?
- 2) Quels avantages présente la recherche interdisciplinaire pour reconstituer les trajectoires socioécologiques ?

- 3) Comment caractériser les changements et les adaptations qui ont façonné cette trajectoire ?
- 4) Comment des modélisations historiques de NCP et des reconstitutions des changements de LULC peuvent informer sur les trajectoires passées de SES ?

Ce chapitre est présenté comme l'article qui a été soumis au journal *Regional Environmental Change*, ce dernier a été accepté et est publié :

Elleaume, N., Lachello, R., Blanchet, C., Giguët-Covex, C., Etienne, D., Pérès, C., Didier, J., Moscatelli, L., Mansion, L., Sabatier, P., et al. (2022). Interdisciplinary insights into a 500-year trajectory of an alpine socioecological system in Montaimont, France. Reg Environ Change 22, 62. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01902-6>.

Interdisciplinary insights into a 500-year trajectory of an alpine socio-ecological system in Montaimont, France

Published in Regional Environmental Change

Authors : Nicolas Elleaume^{1*}, Raphaël Lachello^{2*}, Claire Blanchet^{3*}, Charline Giguët-Covex³, David Etienne⁴, Claire Pérès⁵, Julien Didier⁶, Lorenzo Moscatelli³, Léa Mansion¹, Pierre Sabatier³, Pierre Judet², Sandra Lavorel¹, Fabien Arnaud³, Jérôme Poulenard³, Erwan Messenger³

1: LECA, Grenoble Alpes University; 2: LARHRA, Grenoble Alpes University; 3: EDYTEM, Savoie Mont Blanc University; 4: INRA, CARRTEL, Savoie Mont Blanc University; 5: LOTERR, Lorraine University; 6: Chrono-Environnement, Franche-Comté University.

Abstract: The trajectories of mountain socio-ecosystems are complex and influenced by numerous factors (climate, human practices, slope etc.). This study combined methods used in palynology, ecology, and history to produce complementary data to improve understanding of the trajectories of an alpine socio-ecosystem over the last 500 years. Past changes in vegetation cover and land use were reconstructed along with their impacts on erosion dynamics in Montaimont, a commune in the French Alps. A paleoenvironmental analysis (pollen, coprophilous fungi, sedimentology, geochemistry) was conducted on lake sediment, providing a 500-year record of vegetation and erosion dynamics, and mixed farming history. The historical analysis focused on the reconstruction of the customs and habits of the community of Montaimont through the examination of the historical archives of their administrative district. The historical records provided quantitative data on changes in the forest at the plot scale and qualitative information on landscape management. The ecological approach focused on land use analyses using photo-interpretation of aerial ortho-photographs since the 1950s. This data set was used to conduct a spatially-explicit analysis of social-environmental interactions in the past. By combining the three approaches, we were able to document changes in vegetation cover over time as well as changes in forestry and agricultural activities. Our analyses reveal a key tipping point during the past century. The community of Montaimont originally used its landscape for mixed farming activities coupled with intensive exploitation of the forest. During the twentieth century, a major socio-ecological change occurred when crop farming ceased, and forest use decreased. This land abandonment led to spontaneous reforestation. This study demonstrates that an interdisciplinary approach bridges the blind spots inherent to each disciplinary approach, facilitating a better understanding of socio-ecological trajectories.

Keywords: interdisciplinary approach; socio-ecological system; land use and land cover change; historical archives analysis; paleoenvironmental approach; erosion dynamic

2.1 Introduction

The socio-ecosystem concept is an opportunity to rethink the links between human societies and natural or ecological systems (Herrero-Jáuregui et al., 2018; Ostrom, 2009; Schoon and van der Leeuw, 2015). While the concept has gained popularity in several scientific communities, many terminologies are still used to designate the notion of coupled human and environmental systems (Becker, 2012; Herrero-Jáuregui et al., 2018; Liu et al., 2007; Preiser et al., 2018; Reyers et al., 2018; Schlueter et al., 2012). In this paper, we use the terminology of “social-ecological systems” (SES), as this concept emphasizes the links between social and ecological systems and their intricacies (McGinnis and Ostrom, 2014; Walker et al., 2004). SES are defined as systems that include two subsystems in mutual interaction: the social (human) and ecological (biophysical) systems (Berkes and Folke, 1998; Berkes et al., 2000; Gallopin, 1991). The concept has its roots in the field of resilience and is therefore strongly linked to the concepts of vulnerability, robustness and response capacity (Berkes and Folke, 1998; Folke et al., 2010; Gallopin, 2006; Walker et al., 2004). Our study focuses on the analysis of response capacity (understood as ‘adaptation’ in this manuscript) of a specific and local SES to environmental, economic, social, and political perturbations during the last four centuries. The SES conceptual framework has been enriched in recent years through the description of its main feedback loops. The feedback between nature and human societies is governed by mechanisms that are hypothesized to be the basis for sustainability. These mechanisms include the following aspects: 1) Human societies rely on their economic systems to produce goods and services that ensure their viability over time (Farley and Voinov, 2016). 2) Economic systems and human societies depend on the biophysical environment to supply them with nature’s contributions to people (NCP) and thus ensure a good quality of life for humans (Díaz et al., 2015; Haines-Young, 2011). 3) Ecological systems and NCP are directly affected by human practices that shape ecosystems through land use choices and management (Bruley et al., 2021; Liu et al., 2007b; Spangenberg et al., 2014). Adaptation of a SES can be understood as a dynamic change in the interactions between its components. This includes social needs, governance, land use choices and the management of associated ecosystem. As such, land use and land cover (LULC) has been identified as a central characteristic within a SES, at the very heart of the interactions

between ecological and social dynamics (Cassidy et al., 2010; Geist et al., 2006; Redman et al., 2004).

As biodiversity hotspots, mountain SES not only present a high diversity of ecosystems and species, but also of societal structures and organisations, which have adapted over time to the difficult and diverse climatic and topological conditions (Körner, 2002; Lomolino, 2001). In the past, these systems have undergone major changes and transformations due to their sensitivity to external drivers (e.g. land use and land cover changes, transformation of production systems and demographic variation). Mountain SES are therefore particularly well suited to studying SES trajectories and adaptation pathways (Hock et al., 2019). However, reconstituting a comprehensive mountain SES trajectory by exploring past changes and adaptation pathways is a challenge yet to be met (Anquetin et al., 2017 - communication). A way to study the past trajectory of a SES is through the analysis of past land use and land cover changes. Such analyses need by essence to be interdisciplinary (Otero et al., 2020; Spiegelberger et al., 2018).

Bateman et al. suggest that LULC is the primary driver of NCP supply in landscapes (Bateman et al., 2013). As an example, soil protection against erosion is an essential regulating NCP in mountain SES, with co-benefits for agriculture, pasture, forestry, and risk control (Guerra et al., 2016). Deforestation for agricultural purposes has increased erosion rates in the Alps for several millennia (Bajard et al., 2020; Brisset et al., 2017; Giguët-Covex et al., 2012 - communication, 2021; Schmidt et al., 2002). During the 19th century, solutions based on reforestation were introduced to counter the phenomenon (Freeman, 1994). However, these practices are much older and have been used since the Middle Ages, as evidenced by texts written by monks, where the maintenance of forests on steep slopes and summits is explicitly mentioned to protect the soil from erosion (Crook et al., 2004). In the Alps, LULC have undergone major changes in the last centuries, thus transforming NCP supply as well as SES functioning (Egarter Vigl et al., 2016). In fact, LULC transitions were a source or an outcome of adaptations of mountain SES to climate and social changes in the past. The main LULC changes observed in the alpine context during the last century are the intensification of LULC management in low land and valleys, with a significant reforestation process in the subalpine areas (Egarter Vigl et al., 2017). We therefore investigate how these LULC changes have altered the supply of erosion control, a key NCP in these regions.

In this context, this article addresses two main questions: How to depict a comprehensive SES trajectory? How to characterize the changes and adaptations that have shaped this trajectory? To address these questions, an interdisciplinary approach has been developed that combines ortho-photographs analyses, erosion modelling (i.e. Revised Universal Soil Loss Equation model), lake sediment archive analyses (i.e. sedimentology, geochemistry and palynology) and historical archives analyses. By this approach, we assume that: 1) the choice of a local scale and a circumscribed system reduces complexity and allows for a more detailed understanding of the SES, 2) a diachronic interdisciplinary assessment helps to draw a more comprehensive trajectory and to better characterize past changes and adaptations and 3) each of our methods has its strengths but also its weaknesses, which are partially compensated by the other methods used.

2.2 Materiel and Methods

2.2.1 Study Site

Our study site is the former municipality of Montaimont. It was merged with the commune of Saint-François Longchamp in January 2017. Montaimont is located in the Northern French Alps, in the Maurienne Valley, a 120-kilometre-long alpine valley in the Savoy region (Fig. 1a). This municipality covers an area of 28 square kilometres. Its altitude ranges from 676 to 2815 m above sea level (a.s.l.). The climatic conditions in this area are relatively mild and humid (8°C on average; rainfall 1100 to 1300 mm.year⁻¹). The landscape of Montaimont's is mainly composed of forests and grassland with small urbanized areas intertwined with mountain streams and eroded zones (Fig. 1a, b, c and e). It also contains a small lake, the *lac du loup* (45°22'44'' N - 6°22'00'' E; 1514 m a.s.l.), located in the north-east of the town in the subalpine belt (Fig. 1a, b and c).

The lake covers a small surface area (0.01 km²), and its maximum depth is 6 m (Fig. 1b). The catchment covers 0.403 km², between 1514 and 2600 m a.s.l.. The lake ices over during the winter and at the start of spring.

The geology of the catchment can be divided in two parts. To the eastern part of the lake, the geology of the catchment is mainly composed of colluvial deposits, screes, and calcareous formations (Fig. 1d). The western part of the lake is composed of glacial formation deposited during the Würm (Fig. 1d).

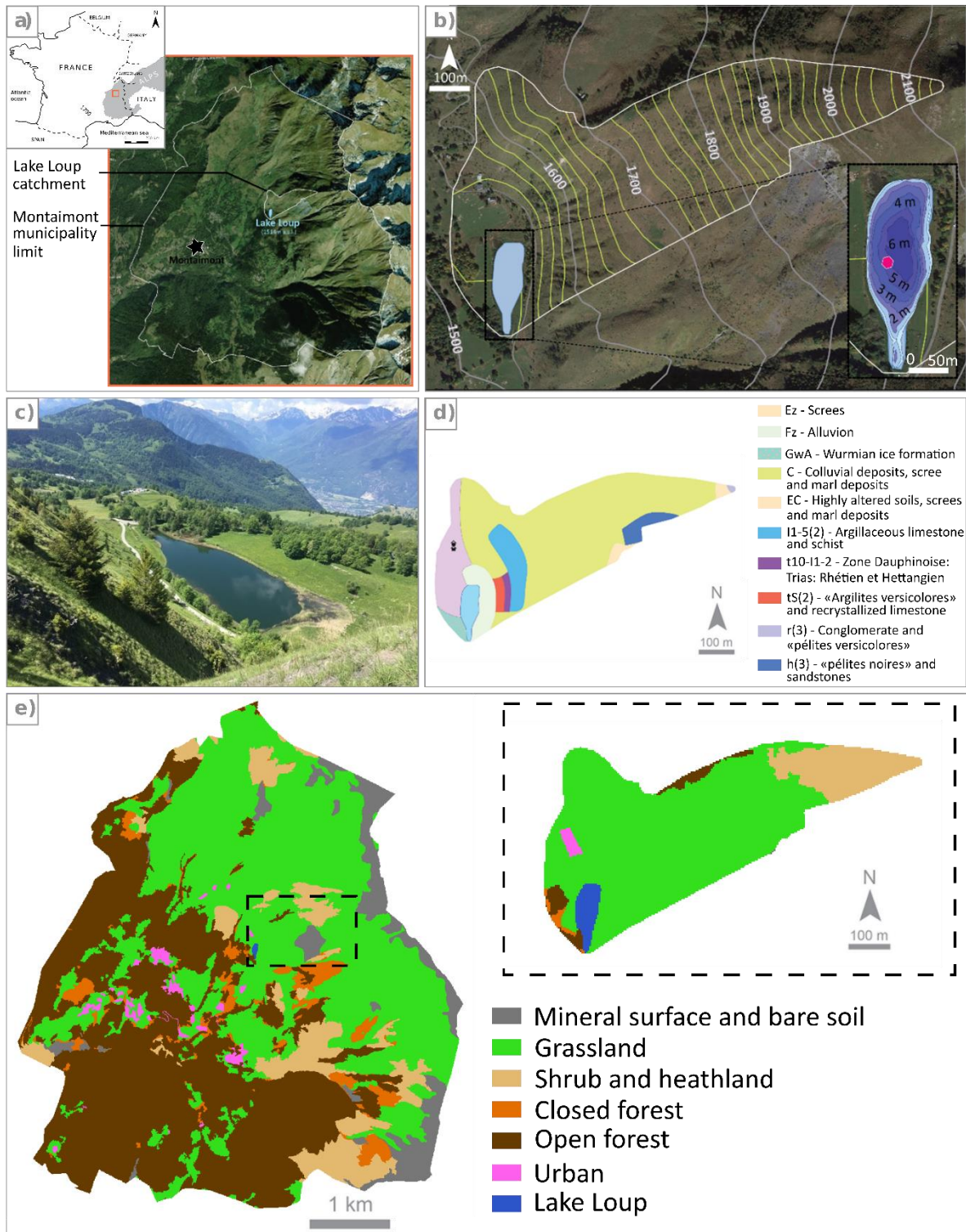


Figure 1: Location of Montaimont and the “Loup lake” in the Northern French Alps (a), with the bathymetry and the position of the sediment core in the lake (b), a photograph of the lake (c), the geology of the catchment (d) and the vegetation of the town of Montaimont and the Loup lake catchment from land use and land cover data in 2016 (e).

The vegetation of Montaimont is mainly composed of a mixture of forests and meadows (respectively, 43% and 42%; Fig. 1e). In the lake catchment, the forest areas are mainly located in the western part of the lake (e.g. *Fraxinus excelsior*, *Corylus* sp., *Salix caprea*, *Acer pseudoplatanus* and *Betula* sp. (Fig. 1e).

2.2.1.1 Lake Sediment Archives to Trace Past Landscape Changes

Lake sediments consist of a mixture of particles produced inside the lake, brought by the catchment erosion, and transported by the atmosphere (atmospheric pollutants and pollen). They are therefore good archives of past changes in erosion dynamics. For example, it is possible to trace these changes by analysing mineral geochemical components unambiguously derived from soil erosion (e.g. titanium) and plant cover components by identifying pollen grains. Moreover, human practices can be revealed by pollen analyses through the variations in tree taxa, the presence of pioneer species (first species to colonize a new environment), cultivated species and ruderal species (favoured by human presence or activity, e.g. pastoralism) (Richard, 1997). The analysis of spores of *Sporormiella* sp., a coprophilous fungus associated with the presence of large herbivores also allows to document past livestock farming activities (Ejarque et al., 2011; Etienne and Jouffroy-Bapicot, 2014).

Several coring campaigns were carried out in 2018 and 2019. A 5.45 m composite core was constructed from the lithological correlation of several cores. The upper section A of LOUP18-02 (N° IGSN TOAE0000000261) was taken using an Uwitec gravity coring system and hammering. The core LOUP18-05 (N° IGSN TOAE0000000179), divided in three sections A, B and C was collected using a Nesje coring device (Nesje, 1992). The deeper section LOUP19-01-I-A02 was collected using the Niederreiter coring device.

In this study, we used the whole composite sediment sequence to build the age-depth model (Supplementary Fig. 3). We used only the first 50 cm of the section LOUP18-02A to reconstitute the history of the erosion dynamic, the vegetation and mixed farming activities over the last 500 years. Details about the age-depth model, erosion reconstruction and palynological analyses are provided in supplementary materials.

2.2.1.2 Historical Archives

This study uses two types of historical sources: forest reports and the municipal affairs archives. Unlike pollen analysis, historical archives such as forest management reports provide localised information about municipal forest at plot scale. These reports contain cartographic information

on the location and the delimitation of forest plots, as well as quantitative data relating to the production and management of these forests (Andrieu, 2013). Forest management reports also provide valuable qualitative information (*e.g.* community practices). Other sources of qualitative data come from municipal archives: these archives contain written documents relating to municipal affairs, thus providing valuable and detailed information about the habits of the Montaimont community. These sources were analysed according to the standard historical method based on source criticism and contextualisation (Coulomb et al., 2011; Prost, 2014).

The forest reports describe the Montaimont forest in detail at specific points in time for logging purposes. This study uses five forest reports (Supplementary Fig. 5). The first was produced by the Savoy Administration in 1828 while the next four were produced by the French Forest Administration in 1893, 1910, 1927 and 2008 (Supplementary Fig. 5). The forest reports provide both qualitative and quantitative information.

The municipal affairs archives include documents exchanged between the municipality and institutions or citizens on matters concerning the municipal council from 1815 to 1850 (AD73 - 11FS411) and from 1882 to 1950 (AD73 - 3Z100, 3Z101) and more specifically on forestry matters from 1887 to 1929 (AD73 - 7M146). The archives of communal affairs provided mainly qualitative information.

Some of the quantitative data is presented in the results section of this paper. The large amount of qualitative information available in the archives has not been used systematically and will therefore not be detailed in the results section. This qualitative information has been used in the discussion of our main findings to contextualise and explain our results.

2.2.1.3 Ortho-Photographs for Land Use and Land Cover Analysis

To understand past landscape changes in the Montaimont municipality two maps were compared to assess land-use transitions between 1950 and 2016. The past LULC map was created using ortho-photographs taken by the IGN (French National Institutes for Geographical Information) during the 1950s: the fieldwork was conducted from 1950 to 1964. We used Ecognition software to produce the first segmentation from the photographs. A second photo-interpretation step was set up to produce a past LULC map. A simple LULC typology was used for the photo-interpretation as the quality of the ortho-photographs limited the identification of more classes. The present LULC data was acquired from the RGD 73-74 (French Institute for Geographical Information in the Savoy departments), which has developed a high typological

resolution map for the two Savoy departments. In order to compare the maps between two dates and to evaluate the LULC transitions, the classes of the current map were merged according to the LULC typology used for the old map. The LULC transitions were analysed using R software with the Classes and Methods for Spatial Data (sp) and raster packages.

2.2.1.4 Erosion Modelling

The empirically based Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), widely used for erosion assessment, was applied to produce maps of expected soil losses in the landscape (Panagos et al., 2015, Renard et al., 1997). It was used to model erosion change between the 1950s and today. Detailed information on the methodology used to parametrize the equation is available in the Supplementary Materials Fig. 1.

2.3 Results

2.3.1 1620 - 1860: A Socio-ecological System Based on the Agricultural Production of the Mixed Farming Sub-System

The pollen analyses show that from 1620 to 1860, the vegetation was dominated by herbaceous taxa (60% on average). The presence of cultivated taxa (*e.g. Cerealia*-type, *Secale cereale* and *Cannabis*-type) and ruderal taxa (*e.g. Rumex*-type, *Urtica*-type, *Ranunculus*-type, *Plantago lanceolata*-type and *Plantago major*-type) reflects the mixed farming activities close to the lake. Despite the low sampling resolution for this phase (only four samples; Fig. 2a), the analysis of coprophilous fungi (*Sporormiella* sp.) attests to an existing (although limited) pastoral activity in the lake catchment. Cropping was the main activity around the lake. The Savoy archives mention a rural regulation bill in 1849 (Archives Départementales de la Savoie, 1815) which aimed to regulate the pastoral use of municipal pastures. This legislation regulates pastoral activities by shaping their local governance. This document demonstrates the importance of pastoral activities for the SES in the nineteenth century although it does not make it possible to assess its precise spatial extent.

From 1620 to 1860, the presence of *Alnus* sp. (alder), *Betula* sp. (birch), *Juglans* sp. (walnut), *Fraxinus* sp. (ash) and *Juniperus*-type (juniper), recorded by pollen assemblages (Fig. 2a; Supplementary Fig. 4), may have been due to human activities. In 1828, the Despine inquiry describes Montaimont forest as split into two main areas called “mas”: “la cudray” for the “speckled alder” and “la merdière” for the “black woods”, composed of conifers. According to

Despine, high softwood forest represented 41% (204 Ha) while coppice forest was dominant at 57% (283 Ha) and only 2% (15 Ha) was mixed. The part of the municipal forest composed of deciduous trees was exploited in short 5-year cycles (Despine, 1828), which certainly favoured the maintenance of certain pioneer species such as alders and birches (Fig. 2a). These short exploitation cycles correspond to a silvicultural system oriented towards local needs for wood. Small diameter hardwoods mean about a thousand bundles per year per homestead could be produced for use as small diameter firewood. It is not excluded that these woods were also used to supplement livestock feed.

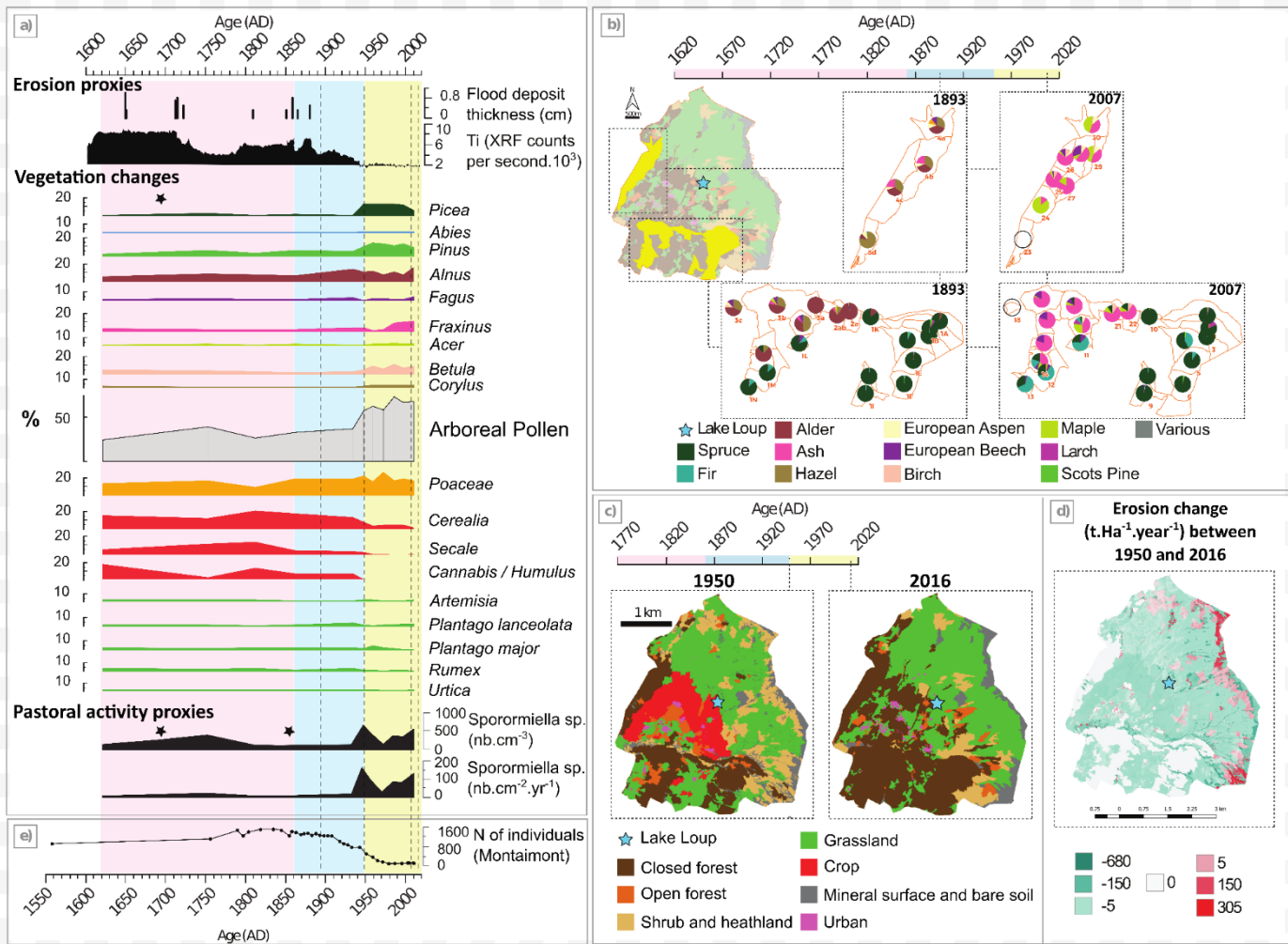


Fig. 2: Reconstitution of landscape changes, in terms of erosion dynamic (occurrence and thickness of flood deposits; titanium X-ray fluorescence (XRF) in counts per second) and vegetation cover (including crop history; pollen analyses) as well as pastoral activities history (Non-Pollen Palynomorphs analyses). The black stars mean that the samples were low in pollen numbers or very high in spores of *Sporormiella* sp. (a) Comparison of the distribution of tree species between 1893 and 2007, according to French Forest Administration forest reports. Empty pie charts in 2007 correspond to missing data in the reports (b) land use and land cover mapping between 1950s and 2016 (c) Erosion change from the RUSLE model between 1950s and 2016 (d) Population changes over time (e). The dashed lines covering the graphs (a) and (e) correspond to the dates of the historical and land use and land cover analyses. The three coloured areas across the figure refer to the three periods identified in the results and highlight the tipping points in the social-ecological system history.

A small proportion of spruce pollen (*Picea* sp.; less than 5%) and no *Abies* sp. pollen grains were recorded during this period. However, Despigne's survey of 1828 mentions the presence of "firs" ("sapin") (Despigne, 1828). Despigne does not distinguish between spruce and fir and the French forest administration later identified them as spruces in 1893 (Administration des Forêts, 1894).

It seems that selective logging practice was used in the coniferous part (Archives Départementales de la Savoie, 1815). This wood was used as firewood and large-diameter (30 cm) timber. None was sold outside of the municipality of Montaimont. Several municipalities in the Maurienne valley can be described as silvicultural because the sale of wood outside was one of their main sources of income (Lachello et al., 2021). The forest management in Montaimont at the beginning of the 19th century does not correspond to this case. It is a silvicultural system to meet local needs, thus indirectly allowing the good functioning of the mixed farming system.

Together, the pollen and historical analyses show that the Montaimont SES is a system producing cereals and vegetables on the one hand, and lumber and firewood on the other, both for self-consumption. These subsystems were intended to support the pastoral sub-system allowing the spring and summer herbaceous biomass to be transformed into cheese and meat that could be stored, transported and possibly sold.

2.3.2 1860 - 1950: Political Upheaval and Transformations in Forest Management

The pollen assemblages show that the vegetation between the 1860s and 1950s was mainly composed of herbaceous plants as in the previous period (Fig. 2a). The crop and ruderal taxa are still present in similar proportions, reflecting the mixed farming activity near the lake (Fig. 2a). The historical archives show that different social structures were put in place to develop pastoral activities (e.g. mutual insurance company, rental of pastoral land). The livestock farming activity seems to have intensified at the beginning of the 20th century, indeed since 1900 onwards, it is shown that the municipality rented land, including rocky wasteland, to an owner of 1,200 to 2,000 sheep for transhumance. However, some restrictive measures were also introduced to regulate pastoral activities and reduce their pressure on forest areas. For example, in 1887, the municipal council decided to apply a surcharge on goat grazing in order to "[...] prevent the agglomeration of these animals which cause real havoc in spring and especially in autumn" (Archives Départementales de la Savoie, 1887). Regarding the paleoenvironmental

approach, as this period is represented only by a sample of pollen and coprophilic fungus, any comparison with historical information is difficult. However, it is likely that the apparent discrepancy observed (*i.e.* the lack of increase in *Sporormiella* sp. in Fig. 2a) can be explained by a spatial difference: the lake catchment was probably dedicated to cultivation while the upper areas were more interesting for grazing.

According to the inventory produced in 1894 by the French Forest Administration (Administration des Forêts, 1894) the Montaimont municipal forest was still divided into two main parts: a spruce forest and a grove of deciduous trees, mainly alders and hazelnuts (Fig. 2b). The tree taxa recorded in the pollen analyses are mainly *Alnus* sp., *Juglans* sp., *Fraxinus* sp. and *Pinus sylvestris*-type (Fig. 2a and Supplementary Fig. 4).

The previously observed discrepancy between pollen records and historical data for *Picea* sp. and *Abies* sp. is also observed for the period 1860-1950. According to the historical records of 1894, the tall patches of softwood forest were mainly composed of spruces (*Picea* sp.) (80 to 98% per parcel). However, *Pinus sylvestris*-type (Fig. 2a and b) is not inventoried in the historical archives although it is the dominant softwood in the pollen analysis. Therefore, we can assume that the composition of the softwood forests of Montaimont was different from the other forest areas in the valley, which are recorded by the pollen signal (reflecting a regional pollen input). However, the pollen and historical data match for *Alnus* sp. (alder) and *Fraxinus* sp. (ash) (Fig. 2a and b). Indeed, the historical archives show a high number of alders in the south-west part of Montaimont (55% per parcel on average), while ash has a significant presence in the western part (13% per parcel on average) (Fig. 2b).

Both pollen analyses and historical data report low numbers of *Fagus sylvatica* sp. (beech), *Acer* sp. (maple) and *Betula* sp. (Fig. 2a and b). However, there is a discrepancy for *Corylus* sp. (hazel). While the pollen assemblages show a low representation of hazel, the historical archives describe it as being dominant, but mostly in the western part of Montaimont forest (42% per parcel on average).

In 1828 it is stated that the hardwood coppice forest was cut every five years (Despine 1827). The first forestry report mentions a period of seven years during the end of the Sardinian period and ten years from 1876. According to French Forestry Administration, due to specific local ground and climate conditions, the growth of hardwood is “[...] really extraordinary in the first years [...]” and “[...] slows down very quickly [...]”, to such an extent that the cutting of coppice forests every ten years seems relevant. Nevertheless, in the first forestry report, the

administration indicates that the most efficient exploitation consists of cutting at 12 or 15 years, when “the stands provide high-stranded logs and faggots, highly valued for heating” (Administration des Forêts 1894). It is likely that the five- and seven-year cuttings are partly the results of the widespread degradation of forest ecosystems observed in France during the late 18th and the mid-19th century (Chalvet, 2013; Corvol, 1987; Garnier, 2004; Mougín, 1924), on the eve of several European restoration policies. It can also be assumed that in this case this was the outcome of an understanding of the local ecosystem by the population of Montaimont which led to an adaptation. Especially since the recommendations of 12-year cuttings by the French Forestry Administration was not part of a reforestation policy but rather a productivity policy.

As far as small firewood is concerned, there is evidence that it was extracted from coppice forests and supplemented by coniferous trees. Indeed, from 1894 onwards, softwood trees were cut when they reached a diameter of 55 cm, compared to 30 cm in 1828. This increase in the diameter of trees cut from the 1860s onward was not due to a decrease in wood consumption but to changes in logging practices imposed by the French Forestry Administration. Indeed, according to the French Forest Administration (Office National des Forêts, 2007), the amount of available wood peaked between 1910 and 1927, but wood cutting almost doubled from 1894 to 1927 and then stabilized until the 1950s. This led to a decrease of about 25% of the available wood from municipal forest, according to the French Forest Administration (Office National des Forêts, 2007).

2.3.3 From 1950 to our Days: Decline of the Agricultural and Silviculture Systems Leading to Major Transformations in Montaimont

In the 1950s, about 53% of the land was still dedicated to mixed farming activities (13% crops - located in the most accessible areas - and 40% meadows) while forest covered 23% of the total landscape (Fig. 2c). The LULC classes of meadow, forest, and farmland represent the three productive areas characteristic of the Alpine mixed farming system. The meadows are mostly located on the southern slope, at medium or high altitude, in areas that are relatively accessible from the village. The farmland is located in the most accessible areas, closest to the dwellings. Conversely, the forests are located on the northern slope, in areas less easily accessed from the village. The patches of forest close to the built area tend to be open forest which might indicate an increased use of this type of forest in the past. Pollen analyses complete the information

obtained from the photo-interpretation by showing that these agricultural areas were dedicated to cereal crops (Fig. 2a and c).

Pollen assemblages show a change in vegetation dynamics during the 1950s, when herbaceous taxa began to decline in favour of tree taxa (Fig. 2a). Analyses of the coprophilous fungi are marked by an increase in values of *Sporormiella* sp. (Fig. 2a). This suggests that from the 1950s onwards, there was a decrease, even a gradual disappearance, of agricultural practices and an increase in pastoral pressure.

Arboreal taxa identified by pollen analysis show an increase in the proportions of *Picea* sp., *Pinus sylvestris*-type, *Abies* sp. (fir), *Fraxinus* sp. (ash), *Ulmus* sp., *Acer* sp. (maple), *Betula* sp., *Corylus* sp. and *Salix* sp. (willow) (Fig. 2a). The increase in *Fraxinus* sp. (ash), *Acer* sp. (maple) and *Abies* sp. (fir) is confirmed by historical sources (Fig. 2b), as exploitation of the deciduous part of municipal forest progressively declined from the 1950s onward and has completely stopped since at least 1993.

Analyses of the ortho-photographs show that between the 1950s and the current period, all these agricultural areas have disappeared (information found in the pollen records as well as in the LULC transitions analyses) (Fig. 2a and c). The farmland has mostly given way to the forest and grassland LULC classes: nearly half of the total former farmland has become meadows and the other half has been transformed into forest in 2016. The remainder became shrubland, heathland and built-up areas, although this represents only a marginal change (Fig. 2c). In terms of forest classes, the closed forest of the 1950s represents about 44% of the current closed forest class. The other half is made up of land cover transitions: primarily meadows and grassland (19%), farmland (15%), open forest (11%), and shrubland and heathland (8%) (Fig. 2c). The transition from shrubland and heathland to open or closed forest, as well as the transition from open to closed forest, is characteristic of a process of landscape encroachment. Between 1950 and the present-day, the total percentage of meadows and grassland occupation in Montaimont has remained stable, between 40% and 42%. But when examined in detail, only 65% of the total area of grasslands in 2016 has remained unchanged since 1950. The remaining 35% is the result of LULC transitions: 13% from lost agricultural surfaces, 16% from the shrub and heathland areas, and 4% from mineral surfaces and bare soils (Fig. 2c).

Overall, the analysis of LULC transitions since the 1950s shows a doubling of the forest areas in the municipality: from 23% of the total site in the 1950s to 43% today (Fig. 2c). This reforestation process is mainly observed in grassland areas or former farmland (Fig. 2c).

Historical data also show an increase in the density of forests already present in the 1950s. This trend is confirmed by the LULC analyses, which indicate that almost all the open forest of the 1950s has now become closed forest. The former farmland has given way to a fragmented landscape of meadows and forests near the village. The less accessible parts of the municipality have mostly been reforested, especially on the north-facing slopes. The reforestation process and the decrease in mineral surfaces likely account for the reduction in overall erosion of the site. The different methods we employed support this hypothesis: lithology, loss-on-fire residuals, sediment core XRF data for the lake watershed (Supplementary Fig. 2 and associated description), and erosion modelling at the municipal level (Fig. 2d). Indeed, based on the RUSLE model, soil loss values in the 1950s ranged from 0 to 1097 tonnes.Ha⁻¹.year⁻¹, with a mean value of 29 tonnes.Ha⁻¹.year⁻¹. In 2016, soil loss at the study site ranged from 0 to 485 tonnes.Ha⁻¹.year⁻¹, with a mean value of 16 tonnes.Ha⁻¹.year⁻¹ (Fig. 2d). The highest erosion values are observed within the LULC classes of bare soil and mineral surfaces, which are mainly spread on high peaks and very steep areas. Between 1950 and 2016, we observe a 45% reduction in the total value of soil loss at the study site (Fig. 2d). From a LULC transition perspective, three main phenomena contribute to the overall reduction in erosion: the greening of bare soil and mineral surfaces, the progression of natural vegetation, and the disappearance of crops (Fig. 2c). The transition from mineral and bare soils to any type of vegetation (grasslands, shrubs and open or closed forests) accounts for 50% of the overall erosion reduction. Colonization of sensitive areas lacking vegetative cover (greening) is therefore the primary mechanism of soil protection and overall runoff mitigation. When all transitions corresponding to the progression of natural vegetation (grassland to shrubland and open or closed forest, shrubland to open or closed forest, and open to closed forest) are grouped together, this accounts for 20% of the overall reduction in erosion. Lastly, by regrouping all transitions from crops to all types of LULC, we observe that the disappearance of crops accounts for 20% of the overall erosion reduction. On the other hand, the only transitions that significantly increase erosion rates rather than mitigate them are transitions from any kind of vegetation to bare soil and mineral surfaces. These transitions represent - 23% of the erosion reduction and are compensated by the first three processes involved in the overall mitigation of diffuse erosion (Fig. 2c and d).

2.4 Discussion

2.4.1 Characterizing Past Adaptation and Identifying the Drivers of Change

2.4.1.1 First Adaptation and Socio-Ecological System Transformation: from 1620-1860 to 1860-1950

Between 1620 and 1950, our combined pollen, historical and ortho-photographs archives show that the Montaimont SES was focused on mixed farming activities, in which the forest was a production system to support pastoral farming. The landscape was intensively used, and the SES was highly dependent on the supply of provisioning NCP.

Intensive mixed farming activities had a significant impact on soil stabilization. We observed a high frequency of local soil erosion events around the lake catchment as well as high values of soil loss across the landscape in 1950 (high Ti values, Fig. 2a; soil loss indicated by erosion modelling, Fig. 2d loss on ignition residue and presence of detrital layers interpreted as flood deposits, see Supplementary Fig. 2 and 3). This intense exploitation of the landscape did not lead to any deforestation during this period due to the well-balanced forest management in place.

Nevertheless, despite this long period of intense and continuous use of the landscape, the SES has evolved over time. Prior to 1860, municipal forests were managed as common property. The municipality, acting as an institution of local collective governance, managed the forests according to the needs of the inhabitants. Local needs for firewood and timber were the primary drivers of NCP demand, shaping forest management practices in the municipality.

After the annexation of Savoy to France in 1860, forest management slowly shifted to the policies of the French Forestry Administration: standardized national legislation, enforced by a dedicated administrative body, that aimed to rationalize wood production to comply with specific lumber standards. This approach to forest management differed from that used in Montaimont. The French Forest Administration gradually negotiated the implementation of its practices over the period from 1860 to 1894. These new practices modified the Montaimont municipal forest landscape: deciduous trees were cut at 12 years old instead of 5 or 8 previously, and conifers were cut when they reached 50 cm diameter instead of 30. Nevertheless, they were now being managed according to French Forestry Administration standards, the municipal forests were still used to meet local demand for provisioning NCP (timber, and wood fuel).

These changes in governance, initiated by an external driver, modified the forestry system in our SES, but did not change the intensity of landscape use.

This shift in governance from local management based around local needs, to management by an outside entity was also observed in other parts of the Maurienne valley, in the French Alps and in Switzerland during the same century (Chalvet, 2013; Lachello et al., 2021; Price and Thompson, 1997). Like Price and Thompson (1997), we observed that although the shift in forest management was mostly focused on abandoning local commons governance in favour of a hierarchized management, there was still space for local and common management in residual areas. In Montaimont, the deciduous forest was of no interest to the French Forestry Administration which managed it in a very hands-off way, leaving the inhabitants essentially in charge.

Another consequence of the annexation revealed by the analysis of the historical archive is the arrival of the French Republican party in Montaimont from 1870 onwards (the Republican party stood in opposition to the Royalists in the period of the 3rd Republican regime from 1870 onwards). Although they were not part of the elected municipal council, some of the republicans had a direct link with the prefect, who used them as insiders. This political practice influenced the management of the Montaimont SES. For example, in 1905, a petition was signed by 75 inhabitants of Montaimont complaining about rockfalls supposedly caused by sheep belonging to the transhumant shepherd. In order to judge the merits of the petition, the prefect confidentially requested information and advice from the Republican leader in Montaimont. The response to this petition shows that the Republicans supported the petition in opposition to the municipal council, which had allowed the transhumant shepherd to use the pastureland in question. The republicans recommended that the prefect accept the petition request to end the pastureland lease to "strengthen the Republican party", because only "reactionary leaders" support this type of arrangement. This example shows how the national political scene could influence local SES management.

In addition, this affair acknowledged the high intensity of bovine and ovine pastoral farming. An intensity confirmed by the creation of a mutualist association against bovine mortality in 1909. Moreover, the founding text of this association gives us a glimpse of the complexity of bovine ownership in Montaimont, from the small owners to the cattle traders.

This transition period, which was marked by an external driver of political change, forced the SES to adapt its forest governance. During this period, local demand was removed as a driver

of forest supply and replaced by national management planned by the “*Eau et forêts*” engineering department. Forests of no interest were still managed locally as a residue of past common use.

2.4.1.2 The Abandonment of Crops and Reforestation: from 1950s to our days

Before the 1950s, the SES was characterized by a diversified landscape dedicated to the production of various goods and products ranging from timber to crops, to herbaceous biomass used in the pastoral farming system (Fig. 2). The landscape was used intensively, and the community was highly dependent on the provisioning NCP supply, at the same time, this intense use also led to a loss of regulating NCP, such as erosion control. After the 1950s, pollen, historical and ortho-photographs analyses show a decrease in the mixed farming areas and a reforestation process in Montaimont (Fig. 2).

The abandoning of local agriculture at the site testifies to a major upheaval in the SES over the past 70 years. Mountain agriculture has indeed declined since the beginning of agriculture modernization in France (Meeus, 1993; Zimmermann et al., 2010). By increasing the country’s agricultural yields, this modernization made any land that could not be farmed using mechanical means obsolete. Profound changes in agricultural technologies on a scale that goes far beyond the local SES of Montaimont, as well as the strengthening of its external connections, have both contributed to the upheaval of the mixed farming system and the gradually elimination of its crop production function. This change in the agricultural system has multiple consequences on the vegetation in the SES: it has caused the disappearance of taxa of crop species, freed up highly accessible land for conversion into pastoral farming areas and allowed the forest to develop in other places (Fig. 2). The pastoral farming system has been maintained: the surface area of the grasslands remains stable at about 40% of the total surface area of the site. The grassland lost to forest are compensated by the conversion of former agricultural land to permanent grassland around the village. Moreover, analysis of coprophilous fungi suggests a higher stock density during this period (Fig. 2). This indicates an intensification of livestock farming around the lake and maybe a more global change in pastoral practices and pressures at the SES scale. The crop functions of the agricultural land have all been reoriented towards biomass production for the pastoral system. The replacement of cultivated land by other classes of LULC, has contributed to the reduction of diffuse erosion on the site studied: 20% of the overall reduction of the site between the 1950s and today is explained by the disappearance of these ploughed areas.

This adaptation of the SES production systems, which moved towards greater pastoral specialization by abandoning ploughing, is a common trajectory in alpine SES in the 20th century (Girel et al., 2010; Quétier et al., 2007; Rambaud and Vincienne, 1964). In some areas of the Pyrenees, similar trajectories were initiated one century earlier with the development of cattle breeding for meat production (Davasse et al., 1996). Mountain communities abandoned polyculture to specialize in livestock farming. These disruptions in production systems have direct consequences in terms of land-use changes in the community and thus affect the provisioning ES supply.

The second major transformation identified in the Montaimont landscape is the widespread reforestation that occurred during the second half of the 20th century: the forest almost doubled in surfaced area according to the LULC analysis, while the pollen records also show a rapid increase in the proportion of arboreal pollen (*e.g. Picea sp., Pinus sylvestris*-type, *Betula sp.* and *Fraxinus sp.*) (Fig. 2). This reforestation process is characteristic of a dynamic of landscape encroachment caused, among other things, by a sharp drop in the availability of agricultural labour in the valley (Rambaud and Vincienne 1964). In the specific context of Montaimont, the demographic decline in the 20th century illustrates this loss of manpower (Fig. 2e). In addition to reducing the available labour force, it can be hypothesized that the demographic decline in the municipality also led to a decrease in demand for NCP in the municipality. This decrease in NCP demand resulted in a less intensive use of the landscape: both by the pastoral farming system, which no longer needed to maintain the most difficult to access grasslands, and by the silvicultural system, which no longer needed to produce as much firewood. These two changes meant that the forests could expand by colonising new areas and become denser due to their less intensive exploitation.

The cropland of the Maurienne valley is part of this trajectory and a similar pattern of abandonment can be seen throughout the valley: croplands have been converted into permanent meadows, or these areas have been abandoned and have become shrublands or forests (Rambaud and Vincienne, 1964). At the Alpine scale, we also observe that pasture and meadow areas are being abandoned in favour of: forest areas, especially in the subalpine belt (Bajard et al., 2016; Doyen et al., 2016; Egarter Vigl et al., 2017; Giguet-Covex et al., 2021; Tasser et al., 2017) and urban sprawl in flat lowland (Antrop, 2004; Egarter Vigl et al., 2017). Moreover, this trend is also observed in other mountain areas such as in the Vosges (Mariet et al., 2018) or in the Pyrenees (Galop, 2000; Galop and Jalut, 1994).

Large amounts of cropland were abandoned, primarily due to their low production yields and the amount of labour required to maintain terraces in sloping areas (Egarter Vigl et al., 2017; Tasser et al., 2017). Montaimont, which has seen its local mountain agriculture abandoned and widespread reforestation of the landscape, fits perfectly into this general trajectory of the Alpine SES during the second half of the 20th century. The abandonment of cultivated areas and the extensive reforestation of the site directly contributed to reducing erosion in the landscape. In this way, from the 1950s to the present day, these adaptations within the production systems have indirectly led to a 45% reduction in overall erosion on the site. Today, the SES landscape is less diverse and has evolved into a woodier and less exploited landscape (Fig. 2). The system is less dependent on local provisioning NCP, and has specialized in its pastoral function, abandoning crop production and forest management for production purposes. These changes in landscape use have led to more extensive management and have strengthened the supply of regulating NCP such as soil protection.

By specializing their production system and due to the strong decrease in population during the same period, the inhabitants of the Montaimont SES have reduced the intensity of landscape use, which has led to an increase in the supply of soil protection NCP. This trade-off between the intensity of landscape use and its capacity to supply regulating NCP has already been identified by Locatelli et al., who points out that an extensification trajectory in land use change (a reduction in land-use intensity) leads to a higher supply of regulating NCP (Locatelli et al., 2017). These transformations in the landscape structure of the Montaimont SES reinforce the hypothesis that the intensity of landscape use (and thus, the associated local demand for provisioning NCP) is a powerful driver of change for SES (Spangenberg et al., 2014).

2.4.2 Insights into Social-Ecological Systems Analysis Using an Interdisciplinary Perspective

Building a common understanding of the object studied is an essential condition for operationalizing an interdisciplinary approach (Bracken and Oughton, 2006). This study reveals that the SES concept is a good framework for combining multiple approaches from different methodological and epistemological backgrounds (Fig. 3). The concept of SES allows for the construction of a common understanding of the object from a variety of perspectives, as it recognises the interest of multiple aspects of these complex systems. It thus provides a framework for understanding how variables interact within systems. (Bodin, 2017; Pricope et al., 2020; Zscheischler et al., 2017). However, this common interdisciplinary framework comes

at a cost: the appropriation and recognition of the framework can be time consuming, as the different disciplines have to input and draw conclusions from their results within a common framework. Furthermore, the different disciplinary methodologies deployed in an interdisciplinary framework require protocol adjustments to be made to ensure overall cohesion. For example, palynological analyses generally consist of looking for major trends in the evolution of vegetation going far back in time. In this study, the sampling of sediment cores was increased to the last few centimetres corresponding to the most recent period to promote the complementarity of the approaches and improve the overlap of our different results and analyses (14 samples, including 7 samples from the 1950s: Fig. 2). We found that these protocol adjustments (also called interdisciplinary ‘adaptive processes’) were an essential part of our study and have already been identified as a critical step for interdisciplinary research projects (Pricope et al., 2020).

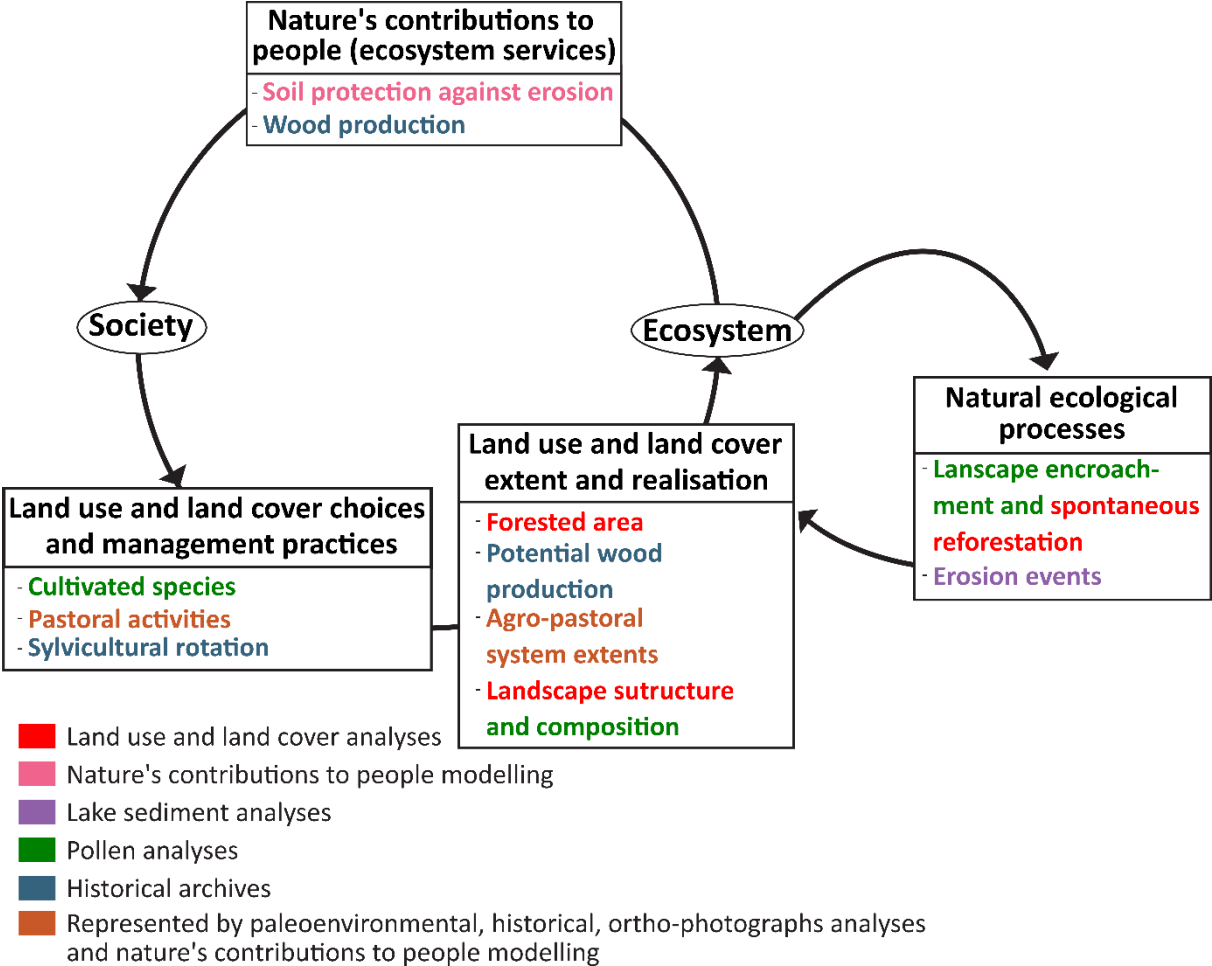


Fig. 3: Simplified social-ecological system feedback loop including data cross referencing by disciplines.

Despite selecting a common case study and a common framework, each discipline uses its own spatial and temporal scales, as well as its own methodologies, to produce or exploit specific

datasets. Bringing together these various scales and disciplinary results in an interdisciplinary framework remains a challenge (Vervoort et al., 2012). Our study was therefore subject to multiple mismatches between results depending on the temporal and spatial scale, as well as data availability. Regarding the spatial extent, the analyses of the LULC and the historical archives were limited to the administrative boundaries of the former Montaimont municipality due to the time cost of data acquisition. However, the pollen analysis results captured pollen ranging from the lake catchment to an area widely exceeding the boundaries of the Montaimont municipality (transported by wind). There were also difficulties with temporal matching: historical archives constitute snapshots of human activities, management practices or conflicts, but the conservation of documents is partial, and it is impossible to establish the precise extent of the shortcomings. Photo-interpretation of old ortho-photographs is hampered by a shortage of data prior to the 1950s and only provides a snapshot of the LULC at a given date. Finally, pollen grains recorded in the lake sediments constitute the longest potentially continuous archive out of our three approaches. However, its temporal resolution is limited by the number of analysed samples, especially for the period before 1950 as the sedimentation rate increases sharply and the sampling was performed before the dating was established. To reduce those mismatches, we had to adapt our disciplinary practices (Pricope et al., 2020). Continuous records of the erosion dynamic (Ti from the XRF core scanner, and the identification of flood deposits, Fig. 2) were included to compare with the RUSLE model and provide a higher temporal depth and resolution. Thus, the exceptional character of the last 50 years relative to the last 400 years is clearly demonstrated. The historical analysis was done to complement and put into dialogue the other data sets starting from the oldest available date. However, despite these adaptations, it is essential when using this type of interdisciplinary approach to ensure the consistency of the diverse datasets within the SES framework in order to bring together results of differing types and dimensions (Sternlieb et al., 2013; Vervoort et al., 2012).

Nonetheless, an interdisciplinary SES study has significant benefits over a purely disciplinary approach. The combined analysis of a single variable provides an in-depth understanding of the SES described by mobilizing an epistemological pluralism (Miller et al., 2008). The combination of these three approaches has reduced the bias inherent to each disciplinary approach. The lack of information provided by land cover analyses regarding the composition and densities of municipal forests is mitigated by the inventories provided by the forest management reports. At the same time, the difficulty in obtaining historical data on private forests is compensated for by the land cover analysis' ability to describe the spatial extent of

reforestation. For pollen analysis, the difficulty of distinguishing between local and regional species (Sugita, 2007a and b) can be overcome by adding localized historical and LULC analysis. Pollen data provide precise information on the presence of ruderal, cultivated and pioneer species, and thus on human management and practices, which historical records or LULC can only partially provide (Fig. 2). Hence, the combination of the LULC, historical and palynological approaches provides a more accurate understanding of the Montaimont SES.

This in-depth understanding of the SES components is particularly important for variables at the interface between the social and ecosystem subsystems of an SES, such as LULC, agricultural species, landscape composition and human management of ecosystems (Moss, 2000). Acquiring a detailed and precise understanding of the central components of the SES is essential to further analyse the internal processes and dynamics of the system. Another key benefit of such an interdisciplinary study is the simultaneous study of the multiple and diverse variables characterizing the SES. Through different approaches we gain knowledge about the different components of the SES, which allows us to understand in more detail how these compartments interact. Adaptation can be understood as a reorganization of the links and interactions between the components and variables that constitute an SES (Fedele et al., 2019). By better understanding how these components function and how they interact with each other over time, we are able to reconstruct a detailed trajectory of change and adaptation for a SES.

2.5 Conclusion

Our study demonstrates that interdisciplinary research focused on SES is a useful tool to explore their complex and intricate nature, as it provides accurate and in-depth knowledge of these systems, both in terms of their internal dynamics and their trajectories of change and adaptation over time. By combining paleoenvironmental and historical records, interpretation of ortho-photographs and erosion modelling, we have identified a major change in the second half of the last century that has significantly transformed the structure and functions of the SES.

One of the main results of this study is that our SES has experienced periods of stability but has also undergone major upheavals leading to profound adaptations that have deeply transformed the system. These adaptations are the result of the reorganisation of the sub-systems functions within the SES as well as the modification of the interactions between these sub-systems. Lastly, in our case study, these adaptations and transformations were not of endogenous origin but rather caused by external drivers of change affecting our system. This last point leads us to

highlight the importance of aiming for a holistic understanding not only of SES, but also of their links with the wider scales in which they are embedded. The interdisciplinary framework appears to be an appropriate methodological response to these challenges.

2.6 References

- Andrieu, É. (2013). Reconstitution de l'histoire méconnue de la gestion de la petite forêt privée. *Cah. Fram. Nouv. Champs L'histoire Soc.* doi: 10.4000/framespa.2287
- Antrop, M. (2004). Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landsc. Urban Plan.* 67, 9–26. doi: 10.1016/S0169-2046(03)00026-4
- Bajard, M., Sabatier, P., David, F., Develle, A.-L., Reyss, J.-L., et al. (2016). Erosion record in Lake La Thuile sediments (Prealps, France): Evidence of montane landscape dynamics throughout the Holocene. *The Holocene* 26, 350–364. doi: 10.1177/0959683615609750
- Bajard, M., Poulenard, J., Sabatier, P., Bertrand, Y., Crouzet, C., et al. (2020). Pastoralism increased vulnerability of a subalpine catchment to flood hazard through changing soil properties. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 538, 109462. doi: 10.1016/j.palaeo.2019.109462
- Bateman, I.J., Harwood, A.R., Mace, G.M., Watson, R.T., Abson, D.J., et al. (2013). Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. *Science* 341, 45–50. doi: 10.1126/science.1234379
- Becker, E. (2012). Social-ecological systems as epistemic objects. *Hum.-Nat. Interact. Anthr. Potentials Soc.-Ecol. Syst. Anal.* 37–59. doi: 10.4324/9780203123195
- Berkes, F., and Folke, C. (1998). Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. *Link. Soc. Ecol. Syst. Manag. Pract. Soc. Mech. Build. Resil.* 1, 4. doi: 10.5751/ES-00202-040205
- Berkes, F., Folke, C., and Colding, J. (2000). *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience* (Cambridge University Press).
- Beug, H.-J. (2004). *Leitfaden der Pollenbestimmung: für Mitteleuropa und angrenzende Gebiete* (München: Pfeil, Dr. Friedrich). doi: 10.1016/j.revpalbo.2004.06.003

- Blaauw, M. (2010). Methods and code for ‘classical’ age-modelling of radiocarbon sequences. *Quat. Geochronol.* 5, 512–518. doi: 10.1016/j.quageo.2010.01.002
- Bodin, Ö. (2017). Collaborative environmental governance: Achieving collective action in social-ecological systems. *Science* 357. doi: 10.1126/science.aan1114
- Bracken, L.J., and Oughton, E.A. (2006). “What do you mean?” The importance of language in developing interdisciplinary research. *Trans. Inst. Br. Geogr.* 31, 371–382. doi: 10.1111/j.1475-5661.2006.00218.x
- Brisset, E., Guiter, F., Miramont, C., Troussier, T., Sabatier, P., et al. (2017). The overlooked human influence in historic and prehistoric floods in the European Alps. *Geology* 45, 347–350. doi: 10.1130/G38498.1
- Bruel, R., and Sabatier, P. (2020). serac: AR package for ShortlivEd RAdionuclide Chronology of recent sediment cores. *J. Environ. Radioact.* 225, 106449. doi: 10.1016/j.jenvrad.2020.106449
- Bruley, E., Locatelli, B., and Lavorel, S. (2021). Nature’s contributions to people: coproducing quality of life from multifunctional landscapes. *Ecol. Soc.* 26. doi: 10.5751/ES-12031-260112
- Cassidy, L., Binford, M., Southworth, J., and Barnes, G. (2010). Social and ecological factors and land-use land-cover diversity in two provinces in southeast Asia. *J. Land Use Sci.* 5, 277–306. doi: 10.1080/1747423X.2010.500688
- Chalvet, M. (2013). La forêt domaniale de la Sainte-Baume : un espace exceptionnel et protégé en Provence. *Cah. Fram. Nouv. Champs L’histoire Soc.* doi: 10.4000/framespa.2250
- Corvol, A. (1987). *L’Homme aux bois. Histoire des relations de l’homme et de la forêt XVIIe-XXe siècle.* Fayard, Paris
- Coulomb, C., Cadiou, F., Lemonde, A., and Santamaria, Y. (2011). Comment se fait l’Histoire. *Pratiques et enjeux (La Découverte).* doi: 10.3917/dec.santa.2011.01
- Crook, D.S., Siddle, D.J., Dearing, J.A., and Thompson, R. (2004). Human impact on the environment in the Annecy Petit Lac catchment, Haute-Savoie: a documentary approach. *Environ. Hist.* 247–284. doi: 10.3197/0967340041794312
- Cugny, C., Mazier, F., and Galop, D. (2010). Modern and fossil non-pollen palynomorphs from the Basque mountains (western Pyrenees, France): the use of coprophilous fungi to reconstruct pastoral activity. *Veg. Hist. Archaeobotany* 19, 391–408. doi: 10.1007/s00334-010-0242-6

- Davasse, B., Galop, D., and Rendu, C. (1996). Paysages du Néolithique à nos jours dans les Pyrénées de l'Est d'après l'écologie historique et l'archéologie pastorale. In *XVIIe Rencontres Internationales d'archéologie et d'histoire d'Antibes*, (Éditions APDCA), pp. 577–599.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., et al. (2015). The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 1–16. doi: 10.1016/j.cosust.2014.11.002
- Doyen, E., and Etienne, D. (2017). Ecological and human land-use indicator value of fungal spore morphotypes and assemblages. *Veg. Hist. Archaeobotany* 26, 357–367. doi: 10.1007/s00334-016-0599-2
- Doyen, E., Bégeot, C., Simonneau, A., Millet, L., Chapron, E., et al. (2016). Land use development and environmental responses since the Neolithic around Lake Paladru in the French Pre-alps. *J. Archaeol. Sci.* 48–59. doi: 10.1016/j.jasrep.2016.03.040
- Egarter Vigl, L., Schirpke, U., Tasser, E., and Tappeiner, U. (2016). Linking long-term landscape dynamics to the multiple interactions among ecosystem services in the European Alps. *Landsc. Ecol.* 31, 1903–1918. doi: 10.1007/s10980-016-0389-3
- Egarter Vigl, L., Tasser, E., Schirpke, U., and Tappeiner, U. (2017). Using land use/land cover trajectories to uncover ecosystem service patterns across the Alps. *Reg. Environ. Change* 17, 2237–2250. doi: 10.1007/s10113-017-1132-6
- Ejarque, A., Miras, Y., and Riera, S. (2011). Pollen and non-pollen palynomorph indicators of vegetation and highland grazing activities obtained from modern surface and dung datasets in the eastern Pyrenees. *Rev. Palaeobot. Palynol.* 167, 123–139. doi: 10.1016/j.revpalbo.2011.08.001
- Etienne, D., and Jouffroy-Bapicot, I. (2014). Optimal counting limit for fungal spore abundance estimation using *Sporormiella* as a case study. *Veg. Hist. Archaeobotany* 23, 743–749. doi: 10.1007/s00334-014-0439-1
- Etienne, D., Wilhelm, B., Sabatier, P., Reyss, J.-L., and Arnaud, F. (2013). Influence of sample location and livestock numbers on *Sporormiella* concentrations and accumulation rates in surface sediments of Lake Allos, French Alps. *J. Paleolimnol.* 49, 117–127. doi: 10.1007/s10933-012-9646-

- Farley, J., and Voinov, A. (2016). Economics, socio-ecological resilience and ecosystem services. *J. Environ. Manage.* 183, 389–398. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.07.065
- Fedele, G., Donatti, C.I., Harvey, C.A., Hannah, L., and Hole, D.G. (2019). Transformative adaptation to climate change for sustainable social-ecological systems. *Environ. Sci. Policy* 101, 116–125. doi: 10.1016/j.envsci.2019.07.001
- Folke, C., Carpenter, S.R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T., et al. (2010). Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecol. Soc.* 15. doi: 10.5751/ES-03610-150420
- Freeman, J.F. (1994). Forest Conservancy in the Alps of Dauphine, 1287-1870. *For. Conserv. Hist.* 38, 171–180. doi: 10.2307/3983603
- Gallopín, G.C. (1991). Human dimensions of global change-linking the global and the local processes. *Int. Soc. Sci. J.* 43, p. 707–718.
- Gallopín, G.C. (2006). Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Glob. Environ. Change* 16, 293–303. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2006.02.004
- Galop, D. (2000). Les apports de la palynologie à l’histoire rurale. La longue durée des activités agropastorales pyrénéennes. *Etudes Rural.* 127–138. doi: 10.4000/etudesrurales.7
- Galop, D., and Jalut, G. (1994). Differential human impact and vegetation history in two adjacent Pyrenean valleys in the Ariège basin, southern France, from 3000 BP to the present. *Veg. Hist. Archaeobotany* 3, 225–244. doi: 10.4000/etudesrurales.7
- Garnier, E. (2004). Terre de conquêtes : la forêt vosgienne sous l’Ancien régime (Fayard). *Dix-huitième Siècle*, n°37, 2005. Politiques et cultures des Lumières. p. 707.
- Geist, H., McConnell, W., Lambin, E.F., Moran, E., Alves, D., et al. (2006). Causes and Trajectories of Land-Use/Cover Change. In *Land-Use and Land-Cover Change*, E.F. Lambin, and H. Geist, eds. (Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg), pp. 41–70. doi: 10.1007/3-540-32202-7_3
- Giguet-Covex, C., Bajard, M., Chen, W., Walsh, K.J., Rey, P.-J., et al. (2021). Mountain agroecosystems long-term trajectories in the North Western Alps. In *EGU General Assembly Conference Abstracts*, pp. EGU21-6072. doi: 10.5194/egusphere-egu21-6072
- Girel, J., Quetier, F., Bignon, A., and Aubert, S. (2010). Histoire de l’agriculture en Oisans, Haute Romanche et pays faranchin, Villar d’Arène, Hautes-Alpes (Jardin botanique alpin du

Lautaret). Edition : Les Cahiers Illustrés du Lautaret, N° 1. Station Alpine Joseph Fourier (Université Grenoble-Alpes).

Guerra, C.A., Maes, J., Geijzendorffer, I., and Metzger, M.J. (2016). An assessment of soil erosion prevention by vegetation in Mediterranean Europe: Current trends of ecosystem service provision. *Ecol. Indic.* 60, 213–222. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.06.043

Haines-Young, R. (2011). Exploring ecosystem service issues across diverse knowledge domains using Bayesian Belief Networks. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.* 35, 681–699. doi: 10.1177/0309133311422977

Herrero-Jáuregui, C., Arnaiz-Schmitz, C., Reyes, M., Telesnicki, M., Agramonte, I., et al. (2018). What do We Talk about When We Talk about Social-Ecological Systems? A Literature Review. *Sustainability* 10, 2950. doi: 10.3390/su10082950

Hock, R., Rasul, G., Adler, C., Caceres, B., Gruber, S., et al. (2019). High Mountain Areas. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [Internet]. IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change; 2019. p. 131–202. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-414230>. Accessed 07 July 2021

Körner, C. (2002). Mountain biodiversity: a global assessment (Boca Raton, Fla.: Parthenon Publ. Group). by CRC Press.

Lachello, R., Caranton, J., and Judet, P. (2021). Savoirs et pouvoirs forestiers en Savoie au XIXe siècle. *Schweiz. Z. Für Forstwesen.* 172. doi: 10.3188/szf.2021.0042

Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Folke, C., Alberti, M., et al. (2007a). Coupled human and natural systems. *AMBIO J. Hum. Environ.* 36, 639–649. doi: 10.1579/0044-7447(2007)36[639:CHANS]2.0.CO;2

Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., et al. (2007b). Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317, 1513–1516. doi: 10.1126/science.1144004

Locatelli, B., Lavorel, S., Sloan, S., Tappeiner, U., and Geneletti, D. (2017). Characteristic trajectories of ecosystem services in mountains. *Front. Ecol. Environ.* 15, 150–159. doi: 10.1002/fee.1470

Lomolino, Mark.V. (2001). Elevation gradients of species-density: historical and prospective views: Elevation gradients of species-density. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 10, 3–13. doi: 10.1046/j.1466-822x.2001.00229.x

- Mariet, A.-L., Walter-Simonnet, A.-V., Gimbert, F., Cloquet, C., and Bégeot, C. (2018). High-temporal resolution landscape changes related to anthropogenic activities over the past millennium in the Vosges Mountains (France). *Ambio* 47, 893–907. doi: 10.1007/s13280-018-1044-9
- McGinnis, M.D., and Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecol. Soc.* 19. doi: 10.5751/ES-06387-190230
- Meeus, J.H. (1993). The transformation of agricultural landscapes in Western Europe. *Sci. Total Environ.* 129, 171–190. doi: 10.1016/0048-9697(93)90169-7
- Miller, T.R., Baird, T.D., Littlefield, C.M., Kofinas, G., Chapin III, F.S., et al. (2008). Epistemological Pluralism: Reorganizing Interdisciplinary Research. *Ecol. Soc.*, 13(2). doi: 10.5751/ES-02671-130246
- Moss, M.R. (2000). Interdisciplinarity, landscape ecology and the Transformation of Agricultural Landscapes'. *Landsc. Ecol.* 15, 303–311. doi: 10.1007/s10980-012-9802-8
- Mougin, P. (1924). La question du déboisement des Alpes. *Rev. Géographie Alp.* 12, 497–545. doi: 10.3406/rga.1924.4908
- Nanquette, H., and Parade, A. (1860). *Cours d'aménagement des forêts, enseigné à l'école impériale forestière.* Bouchard-Huzard, Paris
- Nesje, A. (1992). A Piston Corer for Lacustrine and Marine Sediments. *Arct. Alp. Res.* 24, 257. doi: 10.2307/1551667
- Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325, 419–422. doi: 10.1126/science.1172133
- Otero, I., Darbellay, F., Reynard, E., Hetényi, G., Perga, M.-E., et al. (2020). Designing Inter- and Transdisciplinary Research on Mountains: What Place for the Unexpected? *Mt. Res. Dev.* 40. doi: 10.1659/MRD-JOURNAL-D-20-00036.1
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., et al. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environ. Sci. Policy* 54, 438–447. doi: 10.1016/j.envsci.2015.08.012
- Preiser, R., Biggs, R., De Vos, A., and Folke, C. (2018). Social-ecological systems as complex adaptive systems: organizing principles for advancing research methods and approaches. *Ecol. Soc.*, 23(4). doi: 10.5751/ES-10558-230446

- Price, M., and Thompson, M. (1997). The Complex Life: Human Land Uses in Mountain Ecosystems. *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.* 6, 77–90. doi: 10.2307/2997528
- Pricope, N.G., Cassidy, L., Gaughan, A.E., Salerno, J.D., Stevens, F.R., et al. (2020). Addressing Integration Challenges of Interdisciplinary Research in Social-Ecological Systems. *Soc. Nat. Resour.* 33, 418–431. doi: 10.1080/08941920.2019.1680783
- Prost, A. (2014). Douze leçons sur l'histoire. Éditions Points, Paris.
- Puyo, J.-Y. (1996). Aménagement forestier et enjeux scientifiques en France de 1820 à 1940. Thèse de doctorat. Université de Pau et des Pays de l'Adour.
- Quétier, F., Thébault, A., and Lavorel, S. (2007). Plant traits in a state and transition framework as markers of ecosystem response to land-use change. *Ecol. Monogr.* 77, 33–52. doi: 10.1890/06-0054
- Rambaud, P., and Vincienne, M. (1964). Les transformations d'une société rurale : la Maurienne (1561-1962). Ecole Pratique des Hautes Etudes EPHE Armand Colin, Paris
- Redman, C.L., Grove, J.M., and Kuby, L.H. (2004). Integrating Social Science into the Long-Term Ecological Research (LTER) Network: Social Dimensions of Ecological Change and Ecological Dimensions of Social Change. *Ecosystems* 7. doi: 10.1007/s10021-003-0215-z
- Reille, M. (1997). Pollen et spores d'Europe et d'Afrique du Nord. *Lab. Bot. Hist. Palynol.* 543. *Ecologia Mediterranea*.
- Renard, K. G., United States, U. States, & Agricultural Research Service, A. Research Service. (1997). Predicting soil erosion by water : a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). Agricultural Research Service, Washington, DC (USA).
- Reyers, B., Folke, C., Moore, M.-L., Biggs, R., and Galaz, V. (2018). Social-ecological systems insights for navigating the dynamics of the Anthropocene. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 43, 267–289. doi: 10.1146/annurev-environ-110615-085349
- Reyss, J.-L., Schmidt, S., Legeleux, F., and Bonté, P. (1995). Large, low background well-type detectors for measurements of environmental radioactivity. *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. Sect. Accel. Spectrometers Detect. Assoc. Equip.* 357, 391–397. doi: 10.1016/0168-9002(95)00021-6

- Richard, H. (1997). Indices polliniques de néolithisation du massif jurassien aux VIème et Vème millénaires [Pollen evidence of an early neolithic presence on the Jura range at the VIth and Vth millenia.]. *Quaternaire* 8, 55–62. doi: 10.3406/quate.1997.1558
- Schlueter, M., Mcallister, R.R., Arlinghaus, R., Bunnefeld, N., Eisenack, K., et al. (2012). New horizons for managing the environment: A review of coupled social-ecological systems modeling. *Nat. Resour. Model.* 25, 219–272. doi: 10.1111/j.1939-7445.2011.00108.x
- Schmidt, R., Koinig, K.A., Thompson, R., and Kamenik, C. (2002). A multi proxy core study of the last 7000 years of climate and alpine land-use impacts on an Austrian mountain lake (Unterer Landschitzsee, Niedere Tauern). *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 187, 101–120. doi: 10.1016/S0031-0182(02)00511-4
- Schoon, M., and van der Leeuw, S. (2015). Dossier : « À propos des relations natures/sociétés » – The shift toward social-ecological systems perspectives: insights into the human-nature relationship. *Nat. Sci. Sociétés* 23, 166–174. doi: 10.1051/nss/2015034
- Sharpley, A.N., and Williams, J.R. (1990). EPIC-Erosion/Productivity impact calculator. I: Model documentation. II: User manual. *Tech. Bull.-U. S. Dep. Agric.*
- Spangenberg, J.H., Görg, C., Truong, D.T., Tekken, V., Bustamante, J.V., et al. (2014). Provision of ecosystem services is determined by human agency, not ecosystem functions. Four case studies. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 10, 40–53. doi: 10.1080/21513732.2014.884166
- Spiegelberger, T., Bergeret, A., Crouzat, É., Tschanz, L., Piazza-Morel, et al. (2018). Interdisciplinary Construction of a Socio-ecological Vulnerability Trajectory Based on the Quatre Montagnes (Isère, France) Area from 1950 to 2016. *J. Alp. Res. Rev. Géographie Alp.* doi: 10.4000/rga.5046
- Sternlieb, F., Bixler, R.P., and Huber-Stearns, H. (2013). A question of fit: Reflections on boundaries, organizations and social-ecological systems. *J. Environ. Manage.* 9. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.08.053
- Stockmarr, J. (1971). Tablets with Spores used in Absolute Pollen Analysis. 615–621. *Pollen et spores.*

Sugita, S. (2007a). Theory of quantitative reconstruction of vegetation I: pollen from large sites REVEALS regional vegetation composition. *The Holocene* 17, 229–241. doi: 10.1177/0959683607075837

Sugita, S. (2007b). Theory of quantitative reconstruction of vegetation II: all you need is LOVE. *The Holocene* 17, 243–257. doi: 10.1177/0959683607075838

Tasser, E., Leitinger, G., and Tappeiner, U. (2017). Climate change versus land-use change—What affects the mountain landscapes more? *Land Use Policy* 60, 60–72. doi: 10.1016/j.landusepol.2016.10.019

Van Geel, B. (2001). Non-Pollen Palynomorphs. In *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*, J.P. Smol, H.J.B. Birks, W.M. Last, R.S. Bradley, and K. Alverson, eds. (Dordrecht: Springer Netherlands), pp. 99–119.

Vervoort, J., Rutting, L., Kok, K., Hermans, F., Veldkamp, T., et al. (2012). Exploring Dimensions, Scales, and Cross-scale Dynamics from the Perspectives of Change Agents in Social–ecological Systems. *Ecol. Soc.* 17. doi: 10.5751/ES-05098-170424

Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R., and Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecol. Soc.* 9. doi: 10.5751/ES-00650-090205

Zimmermann, P., Tasser, E., Leitinger, G., and Tappeiner, U. (2010). Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139, 13–22. doi: 10.1016/j.agee.2010.06.010

Zscheischler, J., Rogga, S., and Busse, M. (2017). The Adoption and Implementation of Transdisciplinary Research in the Field of Land-Use Science—A Comparative Case Study. *Sustainability* 9, 1926. doi: 10.3390/su9111926

2.6.1 Historical Materials

Administration des Forêts, 5ème Conservation (1894). 1800W9 - Forêts communales de Montaimont, de Montgellafrey, de Montsapey (Chambéry).

Archives Départementales de la Savoie (1815). 11FS411 - Affaires Communales - Montaimont (1815-1860) (Chambéry).

Archives Départementales de la Savoie (1887). 7M146 - Affaires forestières communales - Montaimont (1887-1929) le Moncel (1887-1928) (Chambéry).

Despine, C.-M.-J. (1828). 11J929 - Rapport sur les forêts de la Savoie (Annecy).

Office National des Forêts (2007). Forêt communale de Montaimont révision d'aménagement forestier (2008-2022) (Office National des Forêts).

2.7 Acknowledgements

This research was funded through French Agence Nationale pour la Recherche projects Investissements d'Avenir CDP Trajectories (ANR-15-IDEX-02) and TRASSE (ANR- 17-CE32-0012-01). 14C analyses were acquired thanks to the CNRS-INSU ARTEMIS national radiocarbon AMS measurement program at Laboratoire de Mesure du 14C (LMC14) in the CEA Institute in Saclay (French Atomic Energy Commission). The authors also thank the Laboratoire Souterrain de Modane (LSM) for the short-lived radionuclide measurements.

2.8 Supplementary Materials

2.8.1 Supplementary Fig. 1: Erosion modelling

The RUSLE equation consists of multiplication between five factors:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

A corresponding to the soil loss estimation in $\text{Mg.Ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$, R to the rainfall erodibility factor quantifying the erosion power of rainfall and expressed as $\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{year}^{-1}$, K to the soil erodibility factor quantifying the soil textural sensibility to erosion and expressed as $\text{Mg.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$, L to the slope length, S to the slope steepness, C to the vegetation cover factor and P to the support practices. These last four factors are dimensionless. In the absence of more detailed information on possible soil conservation practices to tackle erosion in the past or at present, it was decided not to consider factor P in this analysis. The final erosion calculations were made using the QGIS software raster calculator version 3.2 at 5 meters spatial resolution.

L and S factors were calculated as one using the SAGA algorithm, LS factor Fields Base using the Desmet and Govers 1996 equation and a DEM at 5 meters resolution acquired from the IGN (French National Institutes for Geographical Information).

The K factor was calculated from the DoneSol version 2 database dating from 2009, built and updated by the French National Institute of Agronomic Research. The soil map units (SMU) that make up the landscape of the study site were extracted from this spatialized pedological database. Within these SMU, the values of textural composition (clay, silt, and sand content) and the organic matter content of the soil's superficial layers were used to calculate the K factor

$$K = \left(\frac{1}{7.6}\right) * \left(0.2 + 0.3 * \exp\left(-0.0256 * \text{Sand}_{\text{Per}} * \left(1 - \frac{\text{Silt}_{\text{Per}}}{100}\right)\right)\right) * \left(\left(\frac{\text{Silt}_{\text{Per}}}{\text{Clay}_{\text{Per}} + \text{Silt}_{\text{Per}}}\right)^{0.3}\right) \\ * \left(1 - 0.25 * \frac{\text{OM}_{\text{Per}}}{\text{OM}_{\text{Per}} + \exp(3.72 - 2.95 * \text{OM}_{\text{Per}})}\right) \\ * \left(1 - 0.7 * \frac{\text{SN}}{\text{SN} + \exp(-5.51 + 22.9 * \text{SN})}\right) \\ \text{With } \text{SN} = \frac{1 - \text{Sand}_{\text{Per}}}{100}$$

from the Sharpley equation (Sharpley and Williams, 1990):

A few polygons (less than 3% of the total site area) had no texture and organic matter data in the database. The raster of K -parameter values was therefore interpolated using the SAGA Close Gap algorithm to fill those gaps. Polygons of permanent snow, glacier or water surfaces have a K value set to 0.

No meteorological data is recorded for the Montaimont municipality, so CHELSAcruts from the Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL were used to produce R factor raster. Annual precipitation and R factor were calculated for each year of the two 30-year time windows centred on 1955 and 2001. We used Renard et al. (1997) equation 12 to estimate the R factor from the annual precipitation. For each time window, we calculated a mean value for R over 30 years.

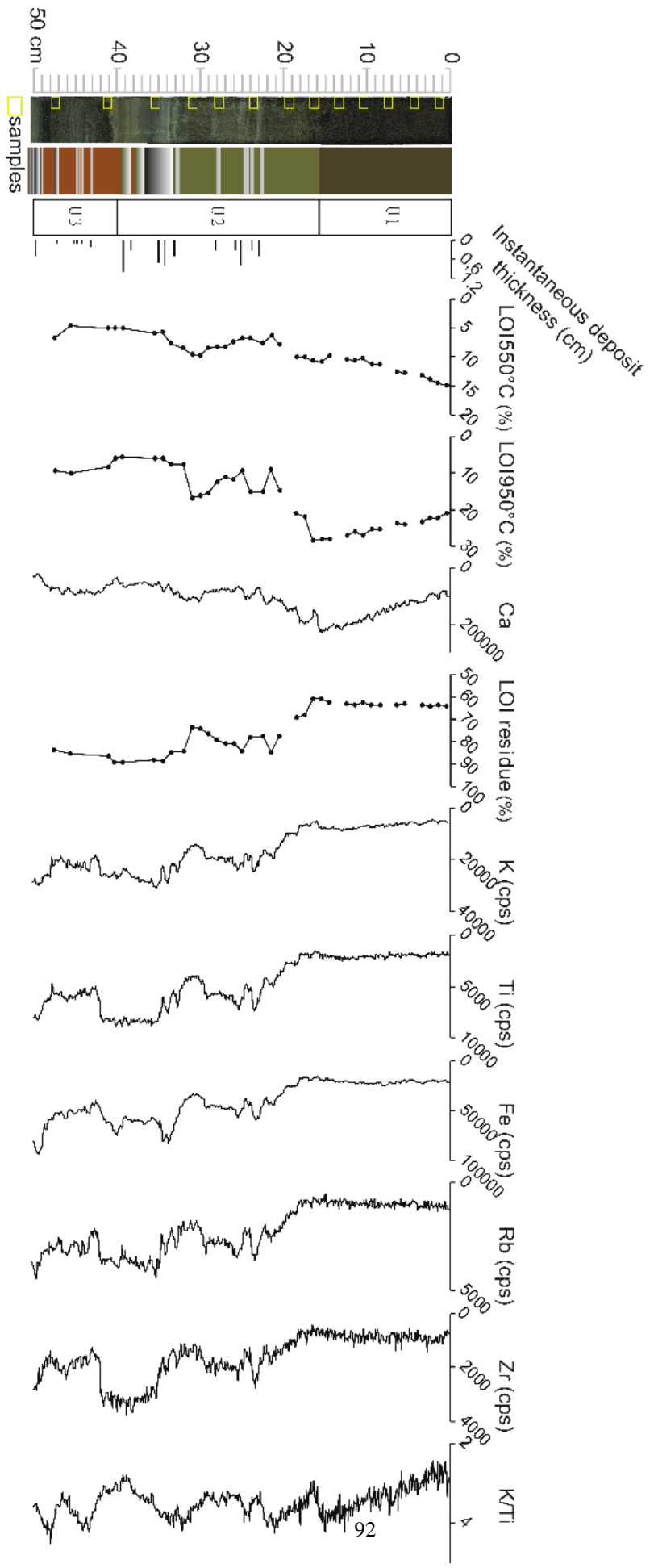
The vegetation cover factor was inferred using the LULC maps and table 2 from (Panagos et al. 2015) which proposes a C value or range for different LULC classes. A mean value was calculated when Panagos indicated a range of C values. Two C factor maps were produced using LULC at the two dates and the associating table between LULC classes et C values (Panagos et al. 2015). The work of Panagos does not take into account the LULC classes: glaciers, bare soil and sand and dunes; bare soil and sand classes are set to 1 while glaciers and permanent snow are set to 0. The C -factor used in the RUSLE is dimensionless.

Erosion rate outputs are compared through an absolute difference calculation in R software version 4.0.2: for each pixel, the past erosion value was subtracted from the present one to obtain an absolute difference between the two dates. To understand how LULC transitions

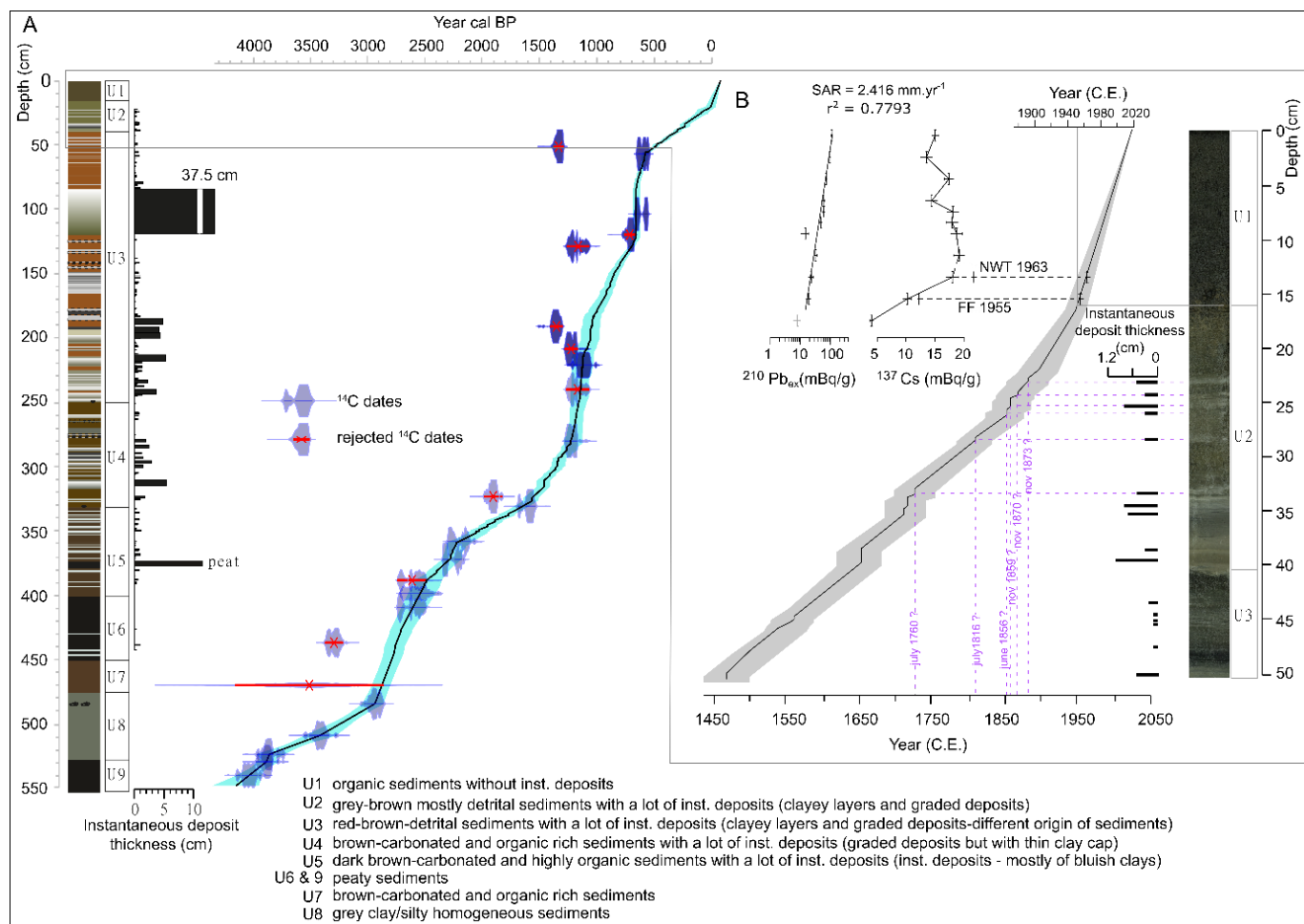
contribute to the overall erosion modification, we added all pixel values according to their type of transitions and divided the sum of this erosion by transition by the overall total erosion change between the two dates. In this way, we calculated the overall contribution of the different transitions observed to the erosion change, expressed as a percentage. This final figure was generated using the ggplot2 package in R.

2.8.2 Supplementary Fig. 2: Sedimentology and geochemistry of the Lake Loup core (LOUP18.02)

The first 50 cm are composed of three sedimentological units. The upper unit from 0 to 16.5 cm depth (U1) is made of dark brown homogeneous sediment, rich in organic matter (LOI 550°C: 10-15%) and carbonates (LOI 950°C: 21-28%). In the upper unit, we observe lower values of LOI residues (%) and geochemical elements (K, Ti, Fe, Rb and Zr) compared to the units below. Indeed, the sediments from unit 2 (U2, from 16.5 to 41 cm depth) are brownish and mostly composed of clastic sediments as highlighted by the high LOI residue content (73-88%), K, Ti, Fe, Rb and Zr. The organic and carbonated content in unit 2 fluctuates between 5 and 10% and 6 and 21%, respectively. Also, at a depth of between 22 and 34 cm, several light grey clayey layers are observed which probably correspond to flood deposits. Below this, between 34 and 41 cm, sedimentary sequences consisting of coarse sediments at the bottom and clayey particles on the top are also observed. The deepest ones between 36 and 40 cm depth are brownish and the others are dark grey coloured. The thicknesses of these layers are between 3 and 10 mm. All these layers are also interpreted as instantaneous deposits probably triggered by flood events. Their different colours suggest different sources of erosion. The lower unit from 40 to 50 cm depth (U3) is very low in organic content (LOI 550°C between 5 and 7%) and in carbonates (LOI 950°C between 5 and 10%). In this unit, several thin clayey layers (from 2 to 6 mm thick) also interpreted as flood deposits have been identified.



2.8.3 Supplementary Fig. 3: Age-depth model of the Lake Loup sediment sequence



2.8.4 Supplementary Table 1: ¹⁴C dates from the Lake Loup sediment cores

Sample name	Lab. code	Section depth (cm)	Master Core depth (mean-cm)	Master Core depth without instantaneous events (cm)	Sample type	Age (BP)	Rejected dates
LOUP18.02Aw	Poz-121162	50-51.5	50,75	43,7	Plant fragments	1440 ± 30	X
LOUP18.02Aw	Poz-121163	56-57	56,5	48,5	Plant fragments	620 ± 30	
LOUP18.05Aw	Poz-108384	97-98	104,5	69,5	Plant fragments	670 ± 30	
LOUP18.05Aw	Poz-108385	113-114	120,5	69,5	Plant fragments	800 ± 30	X
LOUP18.05Aw	Poz-108386	122-123	129,5	75,7	Plant fragments	1240 ± 30	X
LOUP18.05Bw	Poz-108388	47-48	190,5	120,4	Plant fragments	1480 ± 30	X
LOUP18.05Bw	Poz-108255	64.5-65.5	208	126	Plant fragments	1280 ± 30	X
LOUP18.05Bw	Poz-108389	77-78	220,5	131	Plant fragments	1195 ± 30	
LOUP18.05Bw	Poz-108390	96-97	239,5	138,8	Plant fragments	1245 ± 30	X
LOUP18.05Bw	Poz-108391	136.5	279,5	168,8	Wood	1275 ± 30	
LOUP18.05Cw	Poz-108392	40.5-41.5	322,6	193,7	Plant fragments	1960 ± 30	X
LOUP18.05Cw	Poz-108266	48-49	330,1	198,5	Seeds	1695 ± 30	
LOUP18.05Cw	Poz-108393	75.5-76.5	357,6	220,7	Plant fragments	2170 ± 30	
LOUP18.05Cw	Poz-108394	89.5-91	371,6	230,9	Seeds	2275 ± 30	

LOUP18.05Cw	Poz- 108395	105.5- 106.5	387,7	245,8	Seeds	2515 ± 30	X
LOUP1901 IA02b	Poz- 114266	20	397,9	254,8	Plant fragments	3085 ± 30	
LOUP1901 IA02b	Poz- 114267	53	408,65	265,55	Plant fragments	3270 ± 260	
LOUP1901 IA02b	Poz- 114268	67.5	436,1	292,6	Plant fragments	2835 ± 30	X
LOUP1901 IA02b	Poz- 114269	91-93	469,1	324,3	Plant fragments	3190 ± 50	X
LOUP1901 IA02b	Poz- 113998	106.5-107	483,6	338,8	Plant fragments	3565 ± 35	
LOUP1901 IA02b	Poz- 114270	112-113	508,1	363,3	Plant fragments	3580 ± 30	
LOUP1901 IA02b	Poz- 113999	122.5- 123.5	522,85	378,05	Plant fragments	3695 ± 35	
LOUP1901 IA02a	Poz- 113996	127	528,6	383,8	Plant fragments	2475 ± 30	
LOUP1901 IA02a	Poz- 113997	137.5-138	539,1	394,3	Plant fragments	2530 ± 30	

The chronology of the sediment core is based on short-lived radionuclide measurements (^{210}Pb et ^{137}Cs) and on the radiocarbon dates. The short-lived radionuclides measurements were realized on 11 samples in the upper 18 cm of LOUP18.02 core using high-efficiency, very low-background, well-type Ge detectors at the Modane Underground Laboratory (LSM) (Reyss et al., 1995). ^{210}Pb excess was calculated as the difference between total ^{210}Pb and ^{226}Ra activities. We then used the Constant Flux/Constant Sedimentation (CFCS) model to calculate sedimentation rates from $^{210}\text{Pbex}$ activities from the R package serac (Bruel and Sabatier, 2020). The $^{210}\text{Pbex}$ downcore profile showed a regular decrease on a logarithmic scale providing a well constrain mean sedimentation rates of $2.45 \pm 0.2 \text{ mm yr}^{-1}$ (Supplementary Fig. 3). The ^{137}Cs profile presented a first increase at 15.5 cm and higher value from 13.5 cm which probably correspond to both first ^{137}Cs fallout in 1955 CE and the maximum nuclear weapon tests in the

Northern Hemisphere in 1963 CE (Bruel and Sabatier, 2020). Artificial markers are in agreement with the CFCs age model for the last century (Supplementary Fig. 3).

The radiocarbon dates were established by the Poznan Radiocarbon Laboratory, from 24 terrestrial plant macro-remains. The age–depth model of the composite core was generated using R software and the R code package ‘Clam’ version 2.2 (Blaauw, 2010), associating the short-lived radionuclide measurements and 14 radiocarbon dates as 10 present too old age which probably mean reworked material. The age-depth model was built without taking into account the instantaneous deposits. The first 550 cm of the sediment sequence from Lake Loup covered the last 4.1 kyr BP. As we interpreted several layers as representing flood deposits, we compared the dating of these layers with historical torrential floods from the 2 streams surrounding the lake catchment and impacting several municipalities (Montaimont, Saint-François Longchamp, Saint-Martin sur La Chambre, Montgellafrey, Notre Dame du Cruet, Saint-Avre and La Chambre). They are listed in the RTM database (https://rtm-onf.ign.fr/query/show-query-form/SCHEMA/RAW_DATA). Before 1996, the historical floods were in relatively good agreement with those observed in the sediment core (1 to 9 years of difference except for the oldest with 36 years of differences; Supplementary Fig. 3; Supplementary table 2), which support the age-depth model. Only three floods were not recorded in 1781, 1806 and 1809. On the contrary to all the other events, no damages were recorded in 1781 suggesting a small event. In 1809, the flood occurred in May which was probably too early in the season to mobilize sediments from the catchment due to the presence of snow and maybe ice on the lake surface. No explanation can be proposed for 1806. None of the 12 post-1996 floods were recorded in the lake. Eight of them did not trigger damages or occurred early in the season (one flood in March and another in May). Moreover, between the 1950 and 2016, the LULC mapping showed that the landscape significantly changed, with an increase of the vegetation cover protecting the soils from the erosion processes (Fig. 2c and d). This change may explain the absence of flood deposits in the upper sediment core. A road has also been built between 1956 and 1972 on the eastern edge of the lake creating a topographical break which might have reduced the terrigenous inputs to the lake (visible on aerial photographs;

[https://remonterletemps.ign.fr/telecharger?x=6.368276&y=45.382125&z=15&layer=GEOGRAPHICALGRIDSYSTEMS.MAPS.SCAN-EXPRESS.STANDARD&demat=DEMAT.PVA\\$GEOPORTAIL:DEMAT;PHOTOS&missionId=missions.4976564](https://remonterletemps.ign.fr/telecharger?x=6.368276&y=45.382125&z=15&layer=GEOGRAPHICALGRIDSYSTEMS.MAPS.SCAN-EXPRESS.STANDARD&demat=DEMAT.PVA$GEOPORTAIL:DEMAT;PHOTOS&missionId=missions.4976564)).

2.8.5 Supplementary Table 2: List of historical floods from the torrents Le Bugeon and du Merderel, their possible correspondence with detrital layers observed in the sediments and the possible explanations for their absence in the sediment record.

Type of event	Year	Date	Stream	Department	List of municipalities	Victims	Damages	Detection in sediment (lake Loup)	Age in sediment	Hypothesis to explain the absence in the sediment record
torrential flood	1760	13/07/1760	Le Bugeon	73-Savoie	Saint-François-Longchamp(73235) Montgellafrey(73167) Saint-Martin-sur-la-Chambre(73259) Notre-Dame-du-Cruet(73189) La Chambre(73067)	no	yes	probably	1724	
torrential flood	1760	13/07/1760	Torrent du Merderel	73-Savoie	Saint-Martin-sur-la-Chambre(73259) Saint-Avre(73224) La Chambre(73067) Montaimont(73163)	no	yes	probably	1724	
torrential flood	1781	16/11/1781	Le Bugeon	73-Savoie	Saint-François-Longchamp(73235) Montgellafrey(73167) Saint-Martin-sur-la-Chambre(73259) Notre-Dame-du-Cruet(73189) La Chambre(73067)	no	no	no		no Damages/small event
torrential flood	1806	07/1806	Le Bugeon	73-Savoie	Saint-François-Longchamp(73235) Montgellafrey(73167) Saint-Martin-sur-la-Chambre(73259) Notre-Dame-du-Cruet(73189) La Chambre(73067)	no	yes	no		?

torrenti al flood	18 09	05/18 09	Le Bugeon	73- Savoy	Saint-François- Longchamp(73235) Montg ellafrey(73167) Saint- Martin-sur-la- Chambre(73259) Notre- Dame-du-Cruet(73189) La Chambre(73067)	no	yes	no		too early in the season
torrenti al flood	18 16	30/07 /1816	Le Bugeon	73- Savoy	Saint-François- Longchamp(73235) Montg ellafrey(73167) Saint- Martin-sur-la- Chambre(73259) Notre- Dame-du-Cruet(73189) La Chambre(73067)	no	yes	proba bly	1811	
torrenti al flood	18 56	06/18 56	Le Bugeon	73- Savoy	Saint-François- Longchamp(73235) Montg ellafrey(73167) Saint- Martin-sur-la- Chambre(73259) Notre- Dame-du-Cruet(73189) La Chambre(73067)	no	yes	proba bly	1852	
torrenti al flood	18 59	01/11 /1859	Le Bugeon	73- Savoy	Saint-François- Longchamp(73235) Montg ellafrey(73167) Saint- Martin-sur-la- Chambre(73259) Notre- Dame-du-Cruet(73189) La Chambre(73067)	no	yes	proba bly	1860	
torrenti al flood	18 70	01/11 /1870	Le Bugeon	73- Savoy	Saint-François- Longchamp(73235) Montg ellafrey(73167) Saint- Martin-sur-la- Chambre(73259) Notre- Dame-du-Cruet(73189) La Chambre(73067)	no	yes	proba bly	1866	
torrenti al flood	18 73	08/11 /1873	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	yes	proba bly	1882	

torrenti al flood	19 96	07/06 /1996	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	yes	no	landsca pe change (vegeta tion cover recover y)
torrenti al flood	20 01	22/03 /2001	Le Bugeon	73- Savoy	Saint-François- Longchamp(73235) Montg ellafrey(73167) Saint- Martin-sur-la- Chambre(73259) Notre- Dame-du-Cruet(73189) La Chambre(73067)	no	yes	no	too early in the season
torrenti al flood	20 01	22/03 /2001	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	yes	no	too early in the season
torrenti al flood	20 05	20/07 /2005	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	yes	no	landsca pe change (vegeta tion cover recover y)
torrenti al flood	20 09	26/08 /2009	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	yes	no	landsca pe change (vegeta tion cover recover y)
torrenti al flood	20 10	31/05 /2010	Le Bugeon	73- Savoy	Saint-François- Longchamp(73235) Montg ellafrey(73167) Saint- Martin-sur-la- Chambre(73259) Notre-	no	yes	no	landsca pe change (vegeta tion

					Dame-du-Cruet(73189) La Chambre(73067)				cover recover y)
torrenti al flood	20 11	13/07 /2011	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	no	no	landsca pe change (vegeta tion cover recover y) & no damage
torrenti al flood	20 11	17/07 /2011	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	no	no	landsca pe change (vegeta tion cover recover y) & no damage
torrenti al flood	20 14	23/07 /2014	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	yes	no	landsca pe change (vegeta tion cover recover y)
torrenti al flood	20 16	31/07 /2016	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	no	no	landsca pe change (vegeta tion cover recover y) & no damage
torrenti al flood	20 17	21/07 /2017	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La	no	no	no	landsca pe change (vegeta

					Chambre(73067) Montaim ont(73163)				tion cover recover y) & no damage
torrenti al flood	20 17	08/08 /2017	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	no	no	landsca pe change (vegeta tion cover recover y) & no damage
torrenti al flood	20 18	20/08 /2018	Torrent du Merderel	73- Savoy	Saint-Martin-sur-la- Chambre(73259) Saint- Avre(73224) La Chambre(73067) Montaim ont(73163)	no	no	no	landsca pe change (vegeta tion cover recover y) & no damage

2.8.6 Supplementary Fig. 4: Landscape changes recorded by the pollen and non-pollen palynomorphs

A total of 13 1-cm thick samples were collected for the pollen and coprophilous fungi spore analysis. *Lycopodium clavatum* tablets (Stockmarr, 1971) were added to the samples to calculate non-pollen palynomorphs (NPP) concentrations. The samples were prepared using Faegri and Iversen's standard procedure (Faegri 1989). A minimum of 300 pollen grains of terrestrial taxon were counted for each sample. Pollen identification was based on an identification key (Beug, 2004) and pollen atlas (Reille, 1997). The low levels of pollen in the oldest sample and around 1700 AD (represented by an asterisk in Fig. 2a and in Supplementary Fig. 4) meant they could not be used. The pollen diagram was therefore constructed from 12 samples.

Arboreal Pollen (AP) and Non-Arboreal Pollen (NAP) were expressed as percentages of the total land pollen sum (TLP) to reconstruct the vegetation dynamic excluding spores and aquatic plants. The pollen diagram (Fig. 2a) was constructed using *Tilia* software.

NPPs were counted in pollen samples following the procedure described by Etienne and Jouffroy-Bapicot, (2014) and expressed in terms of concentration (spores.cm⁻³) and accumulation rates (spores.cm⁻².year⁻¹). In this study, we used *Sporormiella* sp. (HdV-113) (Van Geel, 2001) to analyse the variations in grazing pressure (Cugny et al., 2010; Doyen and Etienne, 2017; Etienne et al., 2013).

2.8.7 Supplementary Fig. 5: Historical archives

2.8.7.1 The Despine report on the Savoy forests (1827-1829):

The 1828 report was carried out by the mining engineer Joseph Despine at the request of the Secretary of State for the Interior of the Kingdom of Sardinia. The aim was to verify whether the forests of the Duchy of Savoy could support the needs of the local population and the metal industry. It is a report produced on the Savoy scale that responds to forest management issues on a provincial scale.

It is composed of two sets of documents. The survey itself, published in 1828 (Despine, 1828), includes a written report and a table summarising the data collected by the municipality. The notebooks drawn up in 1827 during the field survey (Despine, 1828) provide additional details on each municipality. Despine's survey describes the forests of each municipality in the province of Savoy. It describes for each municipality: the surface area dedicated to timber production, the ownership system, the exploitation system, the composition and condition of the stands, the consumption patterns, etc. The resolution used by Despine is the forest massif (usually 1 to 6 per municipality).

Despite its statistical apparatus, the Despines survey is above all qualitative. It provides precise information on the forestry practices and uses in each municipality. It gives an idea of the composition, state and productive potential of the forests. Nevertheless, it provides only limited quantitative information on the composition of the stands (Lachello et al., 2021).

2.8.7.2 French Forest Administration forest management reports (1893, 1910, 1927, 2008):

The management reports produced by the Water and Forestry Administration are the tool for applying a systematic and long-term management policy. Their production is the practical expression of the "planning thinking" developed by the Nancy School of Water and Forestry to be applied on a national scale. This thinking is based on long-term management which targets "the search for sustained yield" (Puyo, 1996). Managing a forest consists of setting up a strategy that organises the forest area and plans the method, extent and pace of its future use (Nanquette and Parade, 1860). In order to meet this objective, the management reports list the municipality's forest resources and plan their use. These standardised documents make it possible to establish a rational forestry system.

This study uses four Montaimont forest management reports produced in 1893, 1910, 1927 and 2008 (Administration des Forêts, 1894; Office National des Forêts, 2007). Each report takes the form of bound manuscripts of 40 to 120 pages, with a map of the forest plot. The manuscript is divided into six parts:

1. General information: this part provides information on the location and boundaries (parcel) of the municipal forests subject to the forestry regime. It describes local practices related to forests and the uses made of wood. It gives a brief description of the stand, the means of draining the soil (roads and paths) and the climate.
2. Current planning, proposed planning and/or revision: this section presents the current treatment, criticises it and proposes operating guidelines for the next 20 years.
3. Special studies for each of the series: this part, which takes the form of a table, textually describes the plots of each series (area, location, soil, species, age of the trees, but also the condition, nature and consistency of the stand).
5. Comparative examination of the annual products, both main and ancillary, in material and monetary terms in the current state and after management: financial forecast of income from the forest in question and signature of the stakeholders.
6. Appendices: an inventory of growing stock by plot is attached, which counts on each plot of conifers, the number of trees over 20cm in diameter, by diameter category and what this represents in terms of the volume of wood available.

The management reports only concern municipal forests subject to the forest regime. These documents are based on a plot of land that is clean and delimited on the ground, which makes it possible to locate the data with plot precision. Nevertheless, the deciduous part is inventoried only in 1893 and 2008. Moreover, it is a prescriptive study, which acts as a management contract, which is the result of a balance of power between the administration and the municipality, which may condition the viability of certain results.

CHAPITRE III : INCERTITUDES DANS L'EROSION FUTURE LIEES AUX CHANGEMENTS D'OCCUPATION DES SOLS ET AU CHANGEMENT CLIMATIQUE DANS LES ALPES



Aquarelle des aiguilles d'Arves dans la partie sud-ouest de la vallée de la Maurienne. La texture du sol, les pentes fortes et l'absence de couvert végétal conduisent à des pertes de sol très importantes dans cette partie du site d'étude (aux arrières plans de ce dessin). Crédit du dessin à Libby Mewes.

Ce chapitre s'intéresse maintenant au futur, en mobilisant une version améliorée du modèle d'érosion basé sur la RUSLE utilisée dans le chapitre 2, il propose d'une part d'estimer les effets des facteurs de changements globaux sur les pertes de sols à l'horizon de la fin de siècle tout en questionnant l'intérêt et les effets de l'intégration de multiples sources d'incertitudes dans la modélisation. Des incertitudes liées aux trajectoires d'émissions de gaz à effets de serre, à des scénarios de développement des sociétés humaines, aux simulations climatiques utilisées comme entrées dans le modèle ainsi que les incertitudes liées à la paramétrisation du modèle d'érosion lui-même ont été incluses. Ce chapitre s'attache à répondre aux objectifs suivants :

- 1) Quelles seront les pertes de sols probables dans le futur pour la vallée de la Maurienne ?
- 2) Comment contribuent les deux facteurs de changements globaux aux changements de pertes de sols ? Lequel a plus d'effets sur l'érosion de notre site ?
- 3) Peut-on prédire des effets probables de ces facteurs de changements malgré les incertitudes ?

- 4) Comment la prise en compte des incertitudes influence-t-elle sur la magnitude et la direction des changements prédits ?

Ce second article a été soumis à la revue *Climate Change* et est encore en cours de révision. Le chapitre suivant présente l'article tel qu'il a été soumis au journal.

Elleaume, N., Locatelli, B., Makowski, D., Vallet, A., Poulénard, J., Oszwald, J., Lavorel, S. (2022) Uncertainties in future erosion under land-use and climate change in the Alps. Climate Change. (Submitted)

Uncertainties in future erosion under land-use and climate change in the Alps

Submitted to *Climate Change*

Authors: Nicolas Elleaume¹, Bruno Locatelli², David Makowski³, Améline Vallet^{4,5}, Jérôme Poulénard⁶, Johan Oszwald⁷, Sandra Lavorel¹

1: Laboratoire d'Ecologie Alpine, Université Grenoble Alpes, Université Savoie Mont-Blanc, CNRS, Grenoble, France; 2: CIRAD, University of Montpellier, France; 3: UMR 518, INRAE, Université Paris-Saclay - AgroParisTech; 4: Écologie Systématique Évolution, AgroParisTech, CNRS, Université Paris-Sud, Université Paris-Saclay, Orsay, France; 5: CIRED, AgroParisTech, Cirad, CNRS, EHESS, Ecole Des Ponts ParisTech, Université Paris-Saclay, Nogent-Sur-Marne, France; 6: EDYTEM, Université Savoie Mont-Blanc, Bourget-du-Lac, France; 7: LETG Rennes COSTEL, Université de Rennes 2

Abstract

Soil protection against erosion in mountains is an essential ecosystem service for people, infrastructure, and economic activities. How ecosystems will provide this service in the future given uncertain changes in climate and land use is an open question that challenges decision-making on adaptation to climate change. We modelled future erosion rates in the French Alps (Maurienne Valley) for years 2020 and 2085 using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and six climatic and socio-economic scenarios. We quantified how erosion will be likely affected by climate and land-use change, separately or jointly. We assessed the effects of different sources of uncertainty on projected erosion rates: scenarios, climate models choice, and methods to parametrize the RUSLE model. Projected erosion increased on average by 2.9 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ by 2085. Land-use change increased erosion (+ 3.3 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ on average, with significant increases in 81% of the study site), while climate change contributed to a slight reduction (-0.21 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ on average with significant decrease 20% of the study site). The uncertainty of the RUSLE model parameterization explained 93% of the variance in erosion values. Furthermore, uncertainty linked to climate models and future scenarios contributed almost equally to the variability in the direction (positive or negative) of erosion change (41% and 38% respectively). Our results highlight that the uncertainty surrounding the direction of change in erosion in the future do not come from uncertainties in erosion model parameters but rather from uncertainties in climate models and future scenarios. Assessing the likelihood of future changes in erosion helps prioritize locations where adaptation solutions are likely to be needed in the future.

Keyword: erosion, RUSLE, uncertainty, Alps, climate change, land use and land cover change

3.1 Introduction

Climate change is a critical driver of future change in ecosystems and their services, which will affect benefits that human societies derive from them (Masson-Delmonte et al., 2021). Future land use and land cover (LULC), shaped by human decisions, is another key driver of change for ecosystems and ecosystem services (ES) (Díaz et al., 2019; Hu et al., 2008; Song et al., 2018). Whereas LULC changes can create an additional pressure on ecosystems affected by CC, they can also be part of adaptation to reduce impacts of climate change (Costanza & Terando, 2019; Fedele et al., 2018; Pörtner et al., 2021; Pyke & Andelman, 2007). Adaptation can help reduce the impacts of climate change on ecosystem services and people who depend on them (Costanza & Terando, 2019; Pelling, 2010). For example, ecosystem-based adaptation (or nature-based solutions for adaptation) has the potential to reduce people's vulnerability through the provision of ecosystem services while enabling new forms of biodiversity conservation (Jones et al., 2012; Lavorel et al., 2020; Pyke & Andelman, 2007). However to be efficient, adaptation planning needs to include knowledge of future impacts to avoid maladaptive or inefficient measures (Borrelli, Robinson, et al., 2020; Chhetri et al., 2019; Lavorel et al., 2019). Given the potential for drivers of change to affect and modify multiple ecosystem services, modelling their future supply while accounting for uncertainties is a crucial step in assessing potential future ecological problems (Munang et al., 2013) and informing policy or decision-making for the implementation of adaptation solutions (Bagstad et al., 2013; Harrison et al., 2019; McKenzie et al., 2014).

Soil protection against erosion in the mountains is a key regulating ecosystem service for productive activities such as agriculture and for disaster risk reduction and adaptation to climate change (Guerra et al., 2016; Locatelli et al., 2017; Martin-Lopez et al., 2019). Alpine steep slopes, LULC diversity and high rainfall erosivity produce erosion rates twice greater than elsewhere in Europe on average (Panagos et al., (2015a), making the Alps a key area for soil protection from erosion (Gianinetto et al., 2020). The Alps are prone to erosion and are experiencing rapid climate change (Borrelli, Robinson, et al., 2020; Gianinetto et al., 2020). Temperatures have already risen by about +2 °C during the last century and most climate projections agree that the trend will continue in the future, with dramatic consequences such as glaciers melt, permafrost destabilization or land aridification (Hock et al., 2019; Zubler et al.,

2016). Future trends in rainfall change in the Alps are unclear, as models disagree about the magnitude and the direction of change (Gobiet et al., 2014; Smiatek et al., 2016; Zubler et al., 2016).

As rainfall and vegetation cover are critical determinants of soil protection against erosion, changes in climate and LULC can affect erosion dramatically (Borrelli, Robinson, et al., 2020; Labrière et al., 2015). Studies of future soil loss often integrate several scenarios of climate change to account for the uncertainties in future climate but many report average changes in erosion rather than ranges (Borrelli, Robinson, et al., 2020; BoSCo et al., 2009; Li & Fang, 2016; Nearing et al., 2004). Other studies assess how the erosion model itself is subject to uncertainties in model parameters but they often assess current erosion rather than future changes (Estrada-Carmona et al., 2017; Falk et al., 2010; Galdino et al., 2015). Therefore, there is a need to account more comprehensively for the different uncertainties that can affect future predictions in soil losses, including scenarios of climate or land-use change, climate models, and parameters of the erosion model. There is also a need to report modeling outputs in a way that quantifies uncertainties explicitly, rather than only presenting outputs across several scenarios, climate models, or erosion model parameters.

To model current and future erosion, we used the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Renard, 1997). RUSLE is the most used empirical model to estimate long-term trends in soil loss (BoSCo et al., 2009; Fu et al., 2005; Panagos, Borrelli, Poesen, et al., 2015; Renard, 1997). Because of its simplicity, robustness and consideration of all factors that determine erosion, it has been broadly used, including in decision support tools for ecosystem services, such as InVEST or ARIES (Bagstad et al., 2013; Hamel et al., 2015; Villa et al., 2009). Among the different factors used in the RUSLE equation to estimate soil loss rates, we focus here specifically on factors related to land cover (C factor) and rainfall (R factor). Other factors linked to slope (slope length and steepness - LS factor) and soil texture (K factor) are considered constant while the agricultural practices factor (P factor) is not implemented.

We assessed the level, nature and location of several types of uncertainty arising in the modeling process to estimate future erosion values by 2085 (Refsgaard et al., 2007; Walker et al., 2003). First, we considered uncertainties arising from the methods used to convert rainfall and land cover data into RUSLE factors (Cover and Rainfall factors – C and R factors). Second, we also considered several LULC change projections, corresponding to different socioeconomic scenarios (Shared Socioeconomic Pathways - SSPs), as well as different gas emission scenarios

(Representative Concentration Pathways – RCPs) underpinned by multiple climate models. The first source of uncertainties comes from the unknown future socioeconomic development of humanity and its consequences for greenhouse gases (GHG) emissions (called “Scenario uncertainty” hereafter), including scenarios of global socioeconomic changes (called Shared Socioeconomic Pathways, SSP) and trajectories of greenhouse gas concentrations (or Representative Concentration Pathway, RCP). The uncertainty linked to future socioeconomic development and GHG emissions is an ontological uncertainty by nature and captured using multiple scenarios, here, 6 pairs of SSP-RCP trajectories. The second source of uncertainty, called “Climate model uncertainty” hereafter, stems from climate modelling, as different models produce contrasting outputs regarding the magnitude and change in climatic variables. It is an epistemological uncertainty due to the gaps in our understanding of the climatic system. This uncertainty in input data to the erosion model is analysed using the outputs of multiple climate models. Lastly, the third source of uncertainty, called “Erosion parameters uncertainty”, comes from the choice of method used to calculate the cover factor (C factor) linked to LULC, and the rainfall erosivity factor (R factor) linked to precipitation in the erosion model parameterization. It is another epistemological uncertainty in erosion modelling.

Therefore, this study aims to: 1) provide estimates of future soil loss erosion in the Maurienne Valley (French Alps) for years 2020 and 2085, 2) assess the effect of different sources of uncertainty on predicted erosion levels, 3) characterize the agreement among the different models and methods used regarding the future erosion direction of change and significance.

3.2 Materiel and Methods

3.2.1 Study Site

We modelled erosion in the Maurienne valley in the French Alps, a 120-km-long alpine valley located on the border with Italy. Its altitude ranges from 289 to 3571 m a.s.l., with a mean altitude of 2034 m a.s.l.. It covers 1 976 km² and its centre is located at 45°11'N - 6°39'E (Figure 8). The valley is shaped by the Arc River which flows from the east to the west. The montane climate has a sharp rainfall gradient from the northwest (more humid) to the southeast (drier). Between 1999 and 2019, the average annual rainfall was 1641 mm in Saint-Rémy-de-Maurienne (western part of the valley) and 1142 mm in Aussois (eastern part). Temperatures follow a west-east altitudinal gradient, with milder average temperatures in the west (4.6 °C mean annual temperature in Saint-Rémy-de-Maurienne) and colder average temperatures in the

east (0.1 °C mean annual temperature in Aussois). The catchment geology in its far western part is mainly ortho-gneiss or locally schist (low to medium erodibility) followed by a large band of schist, conglomerate, and flysch (high erodibility) extending until the central area of the valley with coal and carbonate type rock (low erodibility); the eastern part of the valley is formed of lustrous shales, i.e., calcareous and detrital sediments, as well as ophiolites (medium to high erodibility).

Land cover comprises a high share of bare soils (36 %), mainly located at high altitude in the eastern part of the valley, while forest covers slopes at low and medium altitudes and grasslands prevail at medium to high altitude (each 26%). The rest of the landscape is composed of shrubs (5 %), glaciers (2 %) at very altitudes, built-up land (2 %) and water surfaces (1 %) (Figure 8).

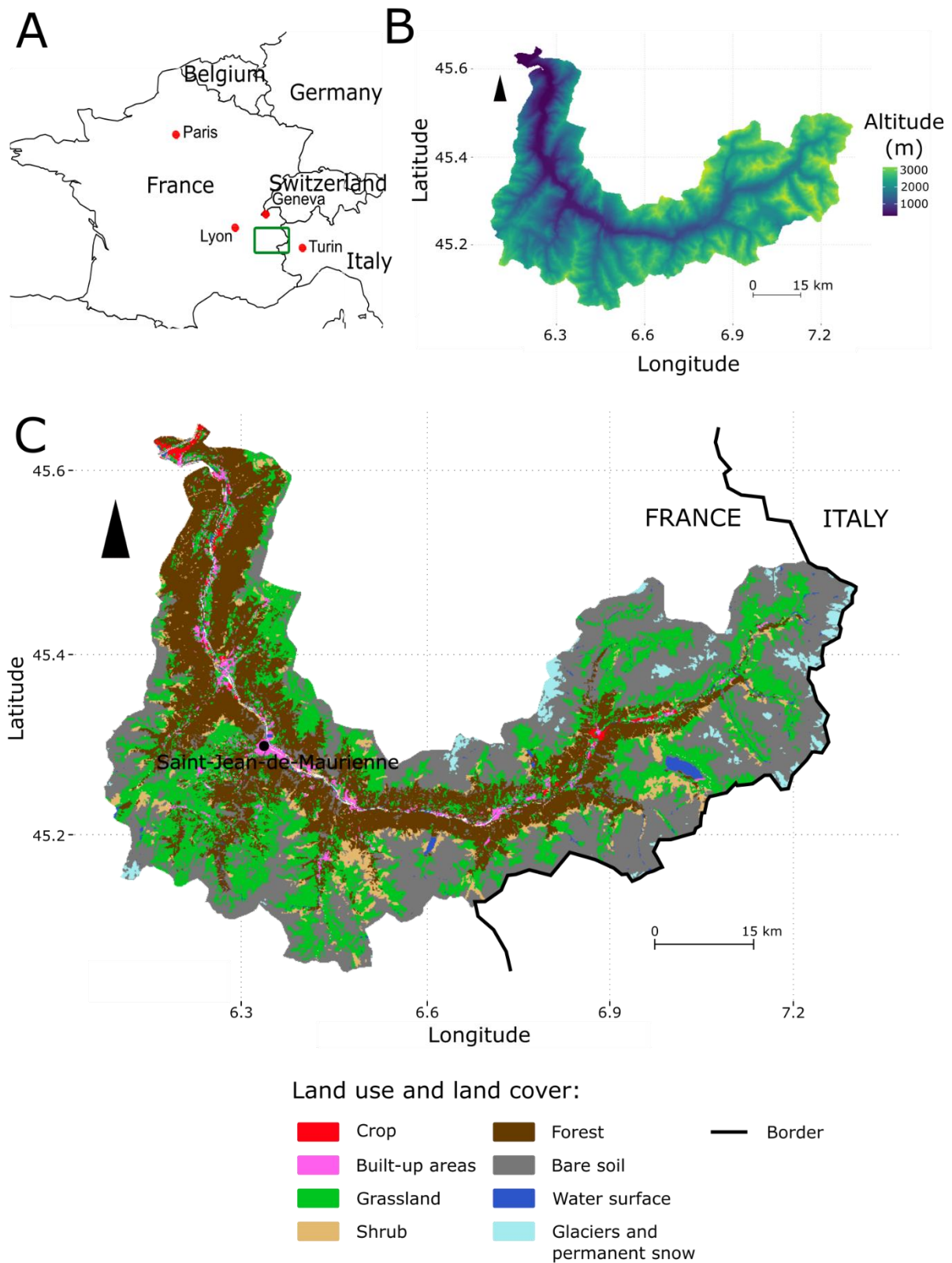


Figure 8: Study site location, altitude and land use and land cover. A. Location of Maurienne Valley. B. Study site digital elevation model. C. Study site land use and land cover in 2016. The detailed land use and land cover dataset is provided by the Data Management Authority from the Savoie department.

3.2.2 Data and Erosion Modelling

The RUSLE model was originally developed for agricultural land management at the plot scale but has since had multiple developments and implementations (Renard, 1997; Wischmeier & Smith, 1978). In particular, remote sensing data and Geographical Information Systems (GIS) have allowed using the RUSLE model at larger scales: from the watershed level to the earth scale (Fu et al., 2005; Kouli et al., 2009; Lu et al., 2004; Panagos, Borrelli, Meusburger, Alewell, et al., 2015; Zhang et al., 2013). The RUSLE model considers six factors affecting soil erosion:

Equation 1: Revised Universal Soil Loss Equation.

$$A = R * C * L * S * K * P \quad (\text{Equation 1})$$

Where A is the soil loss estimation in $\text{ton.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$, R is the rainfall erosivity factor (i.e. the erosion power of rainfall) in $\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{yr}^{-1}$, K is the soil erodibility factor (i.e., the sensibility of soils to erosion) in $\text{ton.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}$, L is the slope length (dimensionless), S is the slope steepness (dimensionless), C is the vegetation cover factor (dimensionless, between 0 and 1), and P is the effect of soil conservation practices (dimensionless, between 0 and 1) (Equation 1: Revised Universal Soil Loss Equation). In the absence of information on soil conservation practices in the studied area, we used a constant value of one for the P factor (i.e., we ignored its effect on erosion). The following sections detail the data sets used and the methods applied to estimate each other RUSLE factor, as well as the different sources of uncertainty affecting them. Specific tables, methods or equations used to calculate the different RUSLE factors are in supplementary materials (Supplementary Material: 1,2 and 3).

3.2.2.1 Rainfall Erosivity

Rainfall erosivity (the R factor in the RUSLE) is usually calculated using the maximal rainfall intensity at a 30 minutes temporal resolution (Renard, 1997). As this type of hourly climate data was not available for future projections, we estimated the R factor based on annual rainfall data following Renard (1997). Rainfall erosivity was calculated for two time-periods of 30 years centred in 2020 for the present and 2085 for the future. To assess whether we could detect significant changes in erosion induced by future drivers of change despite interannual variability in precipitation, each erosion calculation and mapping were performed for the 30 years of the period to include the natural variability of the soil erosion process when comparing the two dates.

Future rainfall was estimated thanks to existing climate projections, which are available for multiple scenarios of socioeconomic development and GHG emissions, and come from different climate models (i.e. which convert radiative forcing induced by GHG emissions into projections of climate variables) (Figure 9).

We selected six future socio-economic scenarios provided by the IPCC. These scenarios are the IPCC Shared Socioeconomic Pathway (O'Neill et al., 2014) and Representative Concentration Pathways (Riahi et al., 2017; van Vuuren et al., 2011). The Shared Socioeconomic Pathways (SSP), describe possible trajectories of development of human societies in the future, including efforts to reduce GHG emissions. They provide narratives that are related to quantitative data on future human development. The Representative Concentration Pathways (RCP) account for the intensity of radiative forcing induced by atmospheric GhG in the future. Because the SSP and RCP are related, not all combinations of SSP and RCP are evaluated. We selected all combinations of SSP and RCP used in our climate dataset that matched the scenarios used in our LULC datasets, giving 6 couples of SSP-RCP in total (SSP1-5 with RCP4.5 and SSP5 with RCP 8.5). To account for climate model uncertainty, we considered seven different climate models, i.e., combinations of a General Circulation Model and a Regional Climate Model. A description of the selected scenarios in the Table 1 for a description of the models see Supplementary material 5. The climate data for the seven models and the two emissions scenarios (RCP 4.5 and RCP 8.5) was obtained through the ADAMONT method, which was developed by the EURO-CORDEX project (Verfaillie et al., 2017). The ADAMONT dataset provides climate data specifically for mountain contexts (Verfaillie et al., 2017) (Supplementary material 5), structured by altitude slices of 300 m and mountain ranges (the study site covers seven mountain ranges). Eventually, the annual rainfall data were transformed into rainfall factors by using 4 different equations accounting for the uncertainty in the erosion model parameterization (see Supplementary material 2).

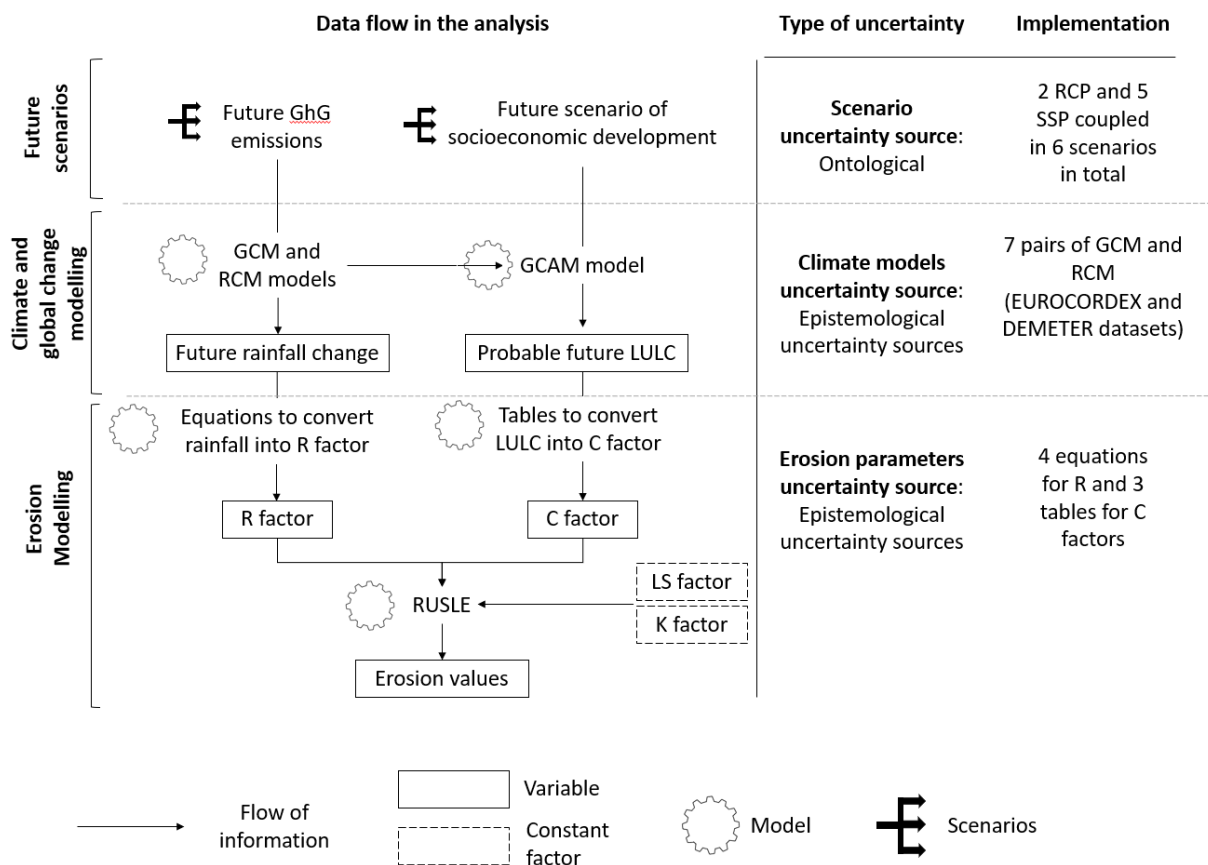


Figure 9: Data flow for the uncertainty sources assessed in the analysis. Acronyms in the figure stand for: GhG: Greenhouse Gases, RCP: Representative Concentration Pathway, SSP: Shared Socioeconomic Pathway, GCM: Global Circulation Model, RCM: Regional Climate Model, GCAM: Global Change Assessment Model, LULC: Land Use and Land Cover, R factor: Rainfall erosivity factor, C factor: land cover factor, LS: Slope length and steepness factors, K: soil erosivity factor, RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation.

Table 1: Description of the SSP-RCP scenarios used in the study and their effect on the RUSLE model parameters.

Scenarios	Effect on the RUSLE	Name	Description: adapted from Riahi et al., (2017) and van Vuuren et al., (2011)
Representative Concentration Pathway (RCP): Scenarios of future greenhouse gases concentration	Cover factor (C) and Rainfall erosivity factor (R) through climate change and LULC changes.	RCP4.5 (combined with the 5 SSP scenarios)	Intermediate scenario of radiative forcing (4.5 W/m ²) in year 2100
		RCP8.5 (combined with SSP5 in this study)	Extreme scenario of radiative forcing (8.5 W/m ²) in year 2100
Shared Socio-economic Pathways (SSP): Scenarios of socioeconomic change by 2100	Cover factor (C) through LULC	SSP1	Sustainability (Taking the Green Road). Sustainable path; inclusive development; low material growth and lower resource and energy intensity; low adaptation and mitigation challenges:
		SSP2	Middle of the Road. No marked shift from historical patterns; slow progress in achieving sustainable development goals; middle adaptation and mitigation challenges.
		SSP3	Regional Rivalry (A Rocky Road). Resurgent nationalism and conflicts; focus on national or regional energy and food security; strong environmental degradation in some regions; high adaptation and mitigation challenges.
		SSP4	Inequality (A Road divided). Increasing disparities and inequalities across and within countries; conflict and unrest; focus of environmental policies on local issues around middle- and high-income areas; high adaptation and low mitigation challenges.
		SSP5	Fossil-fuelled Development (Taking the Highway). Increasing faith in competitive markets; exploitation of fossil fuel; adoption of resource and energy intensive lifestyles; high mitigation and low adaptation challenges:

Table 2: Data sources, nature and description.

Data source	RUSLE factor	Description	Spatial res.	Temp. res.	Reference
Rainfall data	Rainfall erosivity factor (R)	Simulated rainfall data under climate change scenario RCP 4.5 and 8.5 and 7 couples of regional and general circulation model. The dataset used are the products made for mountain context using the ADAMONT downscaling method of the EURO-CORDEX project. Time series are going from 2005 to 2100.	Structured by points accounting for massifs sliced by 300 m of altitude	1-year time steps	http://www.drias-climat.fr/ (Verfaillie et al., 2017)
Land use and land cover data	Cover factor (C)	Simulated future land use and land cover from 2015 to 2090 under 6 future scenarios and 3 GCM. Land use and land cover are distributed originally in 32 classes and each of them are assigned as probabilities on each pixel.	0.05° pixels downscaled to 150 m	5-year time steps	https://data.pnnl.gov/dataset/13192 (Chen & Vernon, 2020)
Digital elevation model	Slope length and steepness (L and S)	Digital elevation model over the study area at 5 m spatial resolution.	5 m	–	https://geoservices.ign.fr/
Soil database	Soil erodibility factor (K)	DonneSol V2 database containing data for multiple soil layers over our study site. Data for organic matter content, clay, silt and sand percentages for the upper layer of soil were used to estimate K factor.	Vector format	–	French National Institute of Agronomic Research (INRAe)

3.2.2.2 Land Use and Land Cover Data

We used a global land use dataset produced by a Global Change Assessment Model (GCAM) and the Demeter downscaling method (Chen et al., 2020; Chen & Vernon, 2020) (Figure 9, Tables 1 and 2 and Supplementary Materials A). GCAM are dynamic models using representations of economic systems, the energy sector, land use and water linked to the climate model; they are used to simulate scenarios, policies or emission targets and their consequences for energy supply or demand, GHG emissions or LULC distribution (Calvin et al., 2019). We extracted data for our six SSP-RCP scenarios and our three GCM. The Demeter dataset provides the probability of each pixel to belong to 32 LULC classes, which we aggregated into 6 broad classes (glacier, bare soil, meadows, shrubs, forest, crop, and water surface). We discarded the urban class because we assumed no erosion in urban areas and because many pixels were incorrectly classified as urban (as shown by a comparison with the Sentinel 2 dataset of current LULC). After deleting the urban class, we applied a correction factor to the probabilities to ensure a sum of 1. Finally, we downscaled the dataset to a 150 m spatial resolution by using the disaggregate function with the bilinear method from the raster package (Hijmans et al., 2022) in the R software (R Core Team, 2018 - version 4.0.1). Eventually, LULC classes were transformed into cover factor values using conversion tables based on the minimum, mean and maximal values of the ranges indicated by (Panagos, Borrelli, Meusburger, Alewell, et al., 2015) (see Supplementary material 3 for a description of the conversion tables). Given the probabilistic nature of the LULC data, each erosion calculation used a mean value of the C factor weighted by the probability of each LULC (as each LULC was associated to a probability and a value of C according to a cover factor table).

3.2.3 Modelling and Output Analysis

The factors linked to slope (LS factor) and soil texture (K factor) were considered constant, the Table 2 provide information on the data we used to calculate them, also, a full description of the methods used to estimate those parameters is available in Supplementary Materials D and E. We first resampled all spatial input data at a spatial resolution of 0.005° (approximately 220 x 120 m resolution, a total of 9537 pixels for the whole study site) with the R software version 4.0.1 (R Core Team, 2018). We then calculated erosion at two time periods (2020 and 2085) for 504 combination of input variables (i.e., combinations of 6 SSP-RCP scenarios, 7 climate models, 4 rainfall erosivity equations, and 3 cover factor tables) (Figure 9 and Supplementary

Material: A, B and C). Erosion was calculated for each year of the two time-periods of 30 years centred in 2020 for the present and 2085 for the future.

To analyse the significance of erosion change between 2020 and 2085, and between scenario and model combinations (taking into account interannual rainfall variability), we performed a Z-test, which compared the 30 erosion values in the present with those of the future (normality was verified for 60% of the pixels across the two 30-year periods using a Shapiro-test). The Z-test was applied for each pixel and each case. We used -1.96 and 1.96 as thresholds for negative or positive significant difference. As we were interested in understanding how climate models, rainfall erosivity equations, and cover factor tables affect the future direction of change and its likelihood, we counted the number of cases of significant increase or decrease for each pixel and each of the 6 scenarios. Pixels were classified into four categories : likely increase (with less than 10% cases of significant decrease and more than 10% of significant increase), likely decrease (with less than 10% cases of significant increase and more than 10% of significant decrease), likely no change (with less than 10% cases of both significant increase and decrease), and uncertainty (with more than 10% cases of both significant increase and decrease). This method focused on the agreement among cases regarding the future erosion change and thus allowed the rapid identification of locations where future change is likely to be significant (positive or negative), locations where change is unlikely, and locations where change is significant but uncertain because cases disagree on its direction.

To assess how the time period affected erosion values in terms of magnitude and the respective contributions of the different uncertainty sources to the erosion projections, we fitted a linear mixed-effects model using lmer4 package in R and a restricted maximum likelihood method (Bates et al., 2015). The model was fitted on the log-transformed erosion values. Time-period was set as a fixed effect, while random effects were the SSP-RCP scenario couples, the climate models, and the erosion parameters (C table and R equation choices). The contributions of individual uncertainty sources to the overall variability of erosion values were quantified by their respective variance explained.

Finally, to assess how uncertainty sources contributed to the direction of erosion change, we transformed erosion differences between 2020 and 2085 into a binary variable indicating positive or negative change in the future. Then we fitted a binomial model using the lmer4 R package where all uncertainty sources were implemented as random effects to analyze how each source of uncertainty explained the variance of the future direction of erosion change.

3.3 Results

3.3.1 Erosion Distribution in 2020

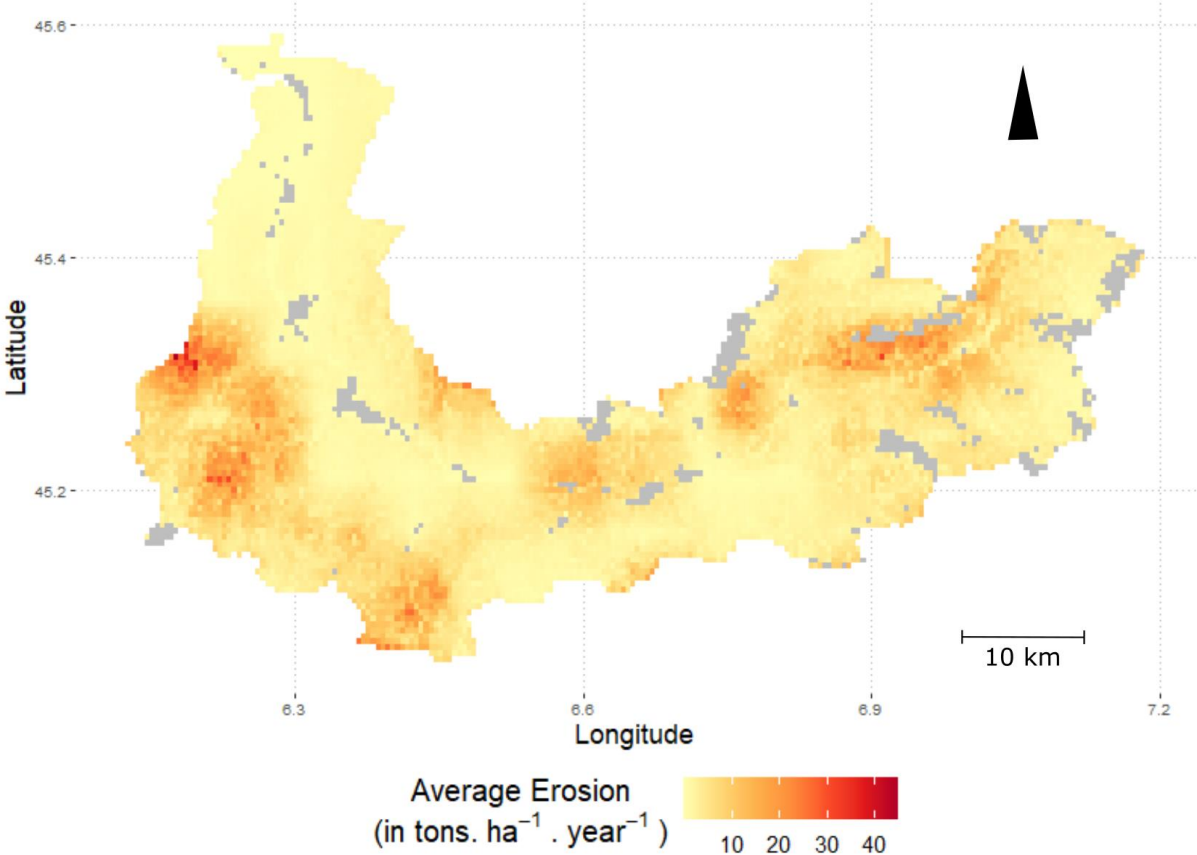


Figure 10: Soil losses in 2020 in ton.ha⁻¹.yr⁻¹. Urban, permanent snow, glaciers, and water were discarded from the analysis and displayed in gray. The climate and LULC datasets were averaged across the six scenarios as they were similar in 2020.

In 2020, erosion values range from 0 to 46 ton.ha⁻¹.yr⁻¹ with a mean value of 4.5 ton.ha⁻¹.yr⁻¹ when averaging over scenarios, climate models and erosion parameterization methods (Figure 10). Lowest values are at low and medium altitudes where forests prevail, especially in the northwest. Overall, soil losses are the greatest in the southwest and east. As expected, maximum soil losses occur around the high-altitude peaks where slopes are steepest.

3.3.2 Distribution of Erosion Changes Between 2020 and 2085

Considering all combinations of input data (scenarios, models, equations and tables), change in erosion over the study site ranged between -65 and +134 ton.ha⁻¹.yr⁻¹, with a mean value of +2.9 ton.ha⁻¹.yr⁻¹. Climate change alone contributed to a small reduction in erosion of 0.21 ton.ha⁻¹.yr⁻¹ (on average, erosion decreased by more than 1 ton.ha⁻¹.yr⁻¹ in 3% of the area), while LULC

changes alone increased erosion by an average $+3.3 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ (on average, 61% of the area showed an increase above $1 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$) (Figure 11). When considering both drivers of change, the LULC-induced increases tended to cancel out the decreases due to climate change: increases from LULC change dominated the net erosion change in 56% of the total area on average across scenarios. Indeed, decreases from climate change are largely smaller than increases from LULC in terms of magnitude (Figure 4). Climate-related decreases were mostly located in patches in the southwest and increases at high-elevation northeast, whereas the only locations not affected by LULC-related increases occurred in the far eastern part of the valley (Figure 12).

These overall trends mask disparities across scenarios. When considering the magnitude of change (Figure 4), the “Sustainability” scenario (SSP1 – RCP 4.5) was associated with the smallest average increase in erosion ($+0.7 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$) whereas the “Regional Rivalry” scenario (SSP3 – RCP 4.5), where no actions to mitigate future drivers of change are undertaken, showed the largest average increase ($+5.1 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$). In the “Sustainability” scenario, LULC changes increased erosion in 29% of the area, whereas the “Regional Rivalry” scenario showed increases in 87% of the area. Under combined drivers of change, the largest average erosion increase occurred under the SSP3 – RCP 4.5 scenario.

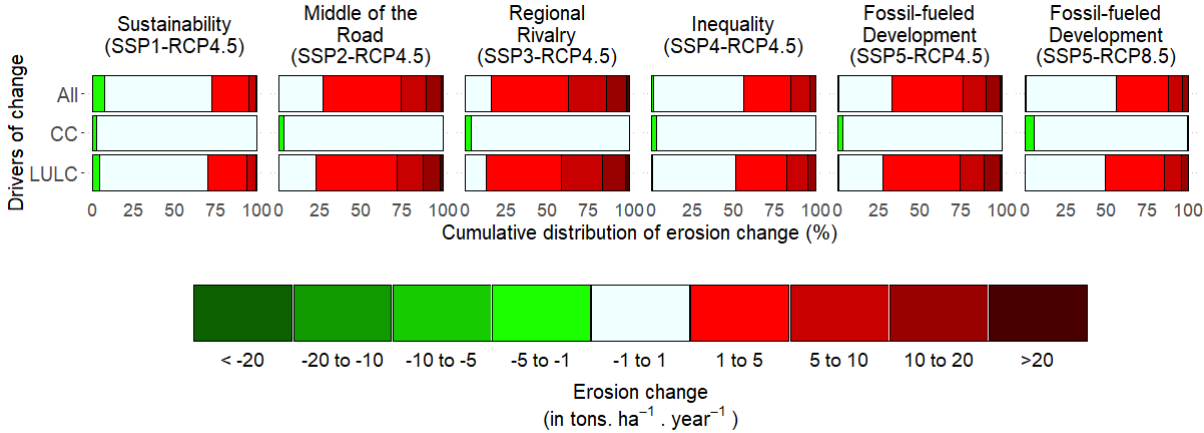


Figure 11: Cumulative distribution of absolute changes in erosion ($\text{ton.ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$) between 2020 and 2085 for different SSP-RCP couples (columns) and drivers of change (rows). Observation unit is the number of pixels over the study site.

3.3.3 Likelihood of Erosion Changes Between 2020 and 2085

In almost all the study area, we found significant erosion changes, either positive, or negative (Figure 12). Climate change alone generated significant erosion decreases at specific locations in 20% of the area, whereas LULC change significantly increased erosion in 81% of the area on average across the six scenarios.

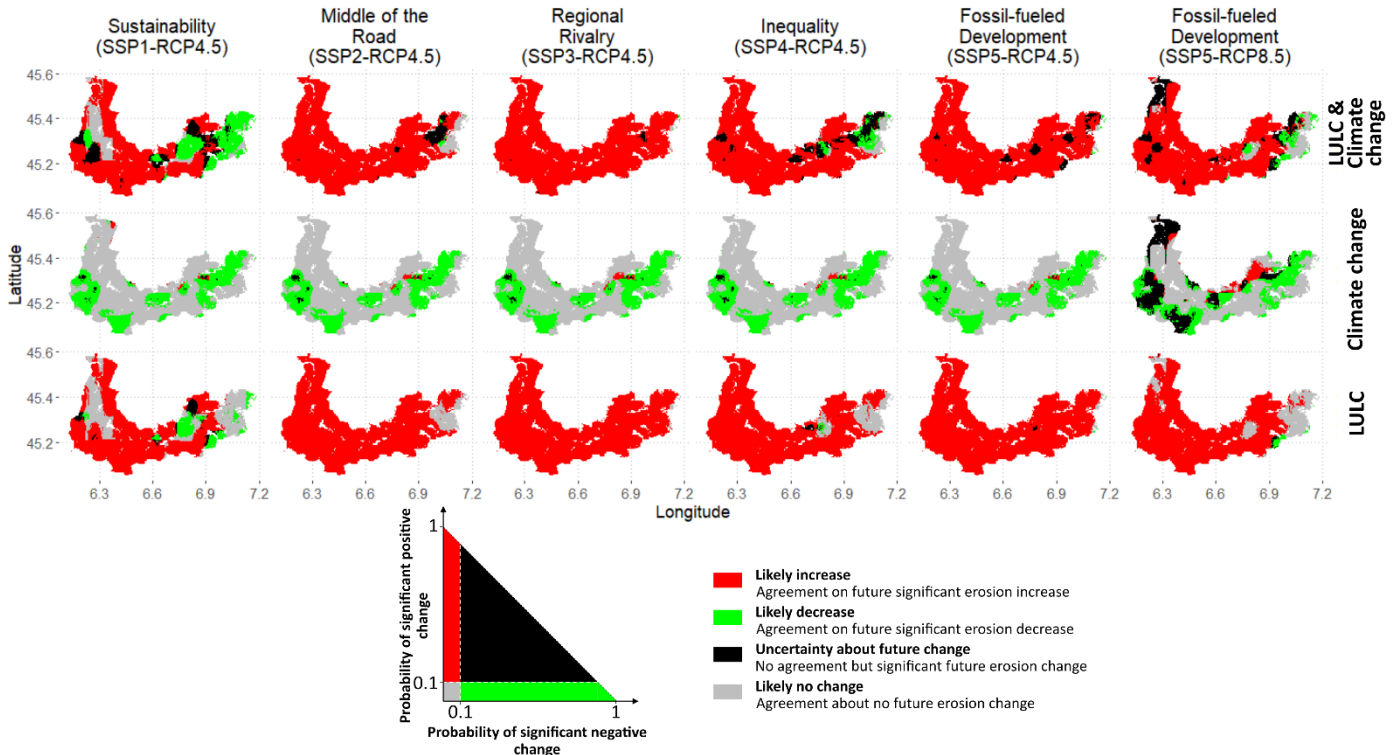


Figure 12: Likelihood and agreement of future erosion change across climate models and erosion parameters uncertainty sources decomposed future drivers of change and scenarios.

When considering the certainty of change in addition to their magnitude, the “Sustainability” scenario (SSP1 – RCP 4.5) projected the greatest area of significant decrease in erosion (18% of the area) while the “Regional Rivalry” scenario (SSP3 - RCP4.5) projected the greatest area of significant increase (93%) (Figure 12). The scenario “Fossil-fueled Development” with the highest emissions pathway (SSP5 – RCP 8.5) showed the highest uncertainty regarding the direction of significant future changes (7% of the area) (Figure 12).

The direction of future erosion changes caused by climate change alone was uncertain under RCP 8.5. For this scenario, the climate models projected contradictory significant increases or decreases in 16% of the area (black pixels in Figure 5), compared to less than 2% with other scenarios. Where LULC-related increases overlapped CC-related decreases, the strongest LULC effect resulted in a significant net increase in erosion (Figure 5). Under RCP 8.5, some uncertainties in CC-related changes propagated to the overall trend from both climate and

LULC change, whereas others were canceled out by the LULC-induced increases (Figure 12). In all other scenarios, the addition of the two drivers of change slightly increased the occurrence of areas of uncertain significant change (+3% of uncertain areas across the five scenarios linked to RCP 4.5 on average). Except for the “Regional Rivalry” (SSP3 – RCP4.5) scenario, where no areas of uncertainty were detected at all when considering single or joint drivers of change.

3.3.4 Explaining Erosion Changes: Land Cover Factor (C) and Rainfall Erosivity Factor (R)

All scenarios showed an increase in the mean C factor compared to the present, which explains why LULC changes were predicted to increase erosion. Changes in C factor values directly reflected changes in the LULC composition of the landscape between 2020 and 2085 (Figure 6). All scenarios predicted decreases in areas of forests, shrubs, and grasslands in favor of croplands with lower vegetation cover (Figure 6A). The increase in croplands was particularly strong for the “Regional rivalry” scenario, resulting in the greatest LULC-related increase in erosion. Future changes in the C factor depend mostly on future scenarios and almost not on the climate model (Fig. 6B). Variance analysis showed that scenarios explained 23 % of the variance in absolute changes in the C factor, whereas climate models explained only 0.2 % (Figure 6B).

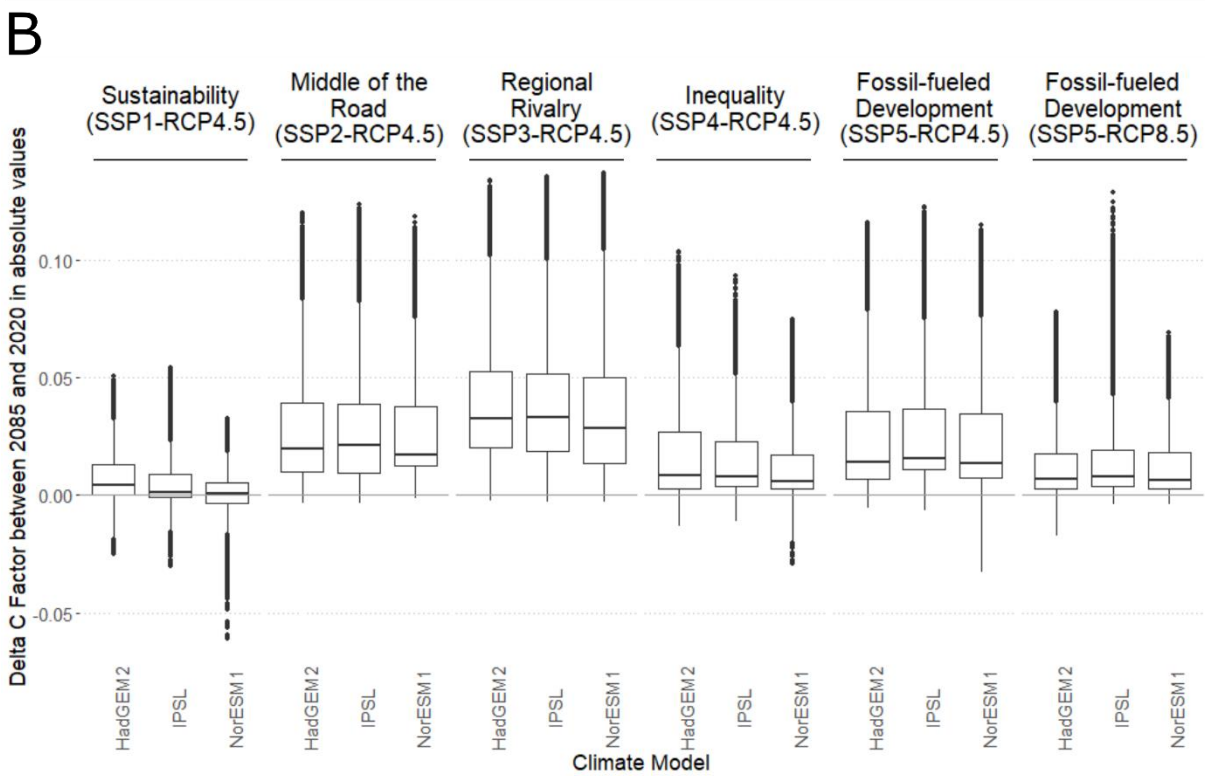
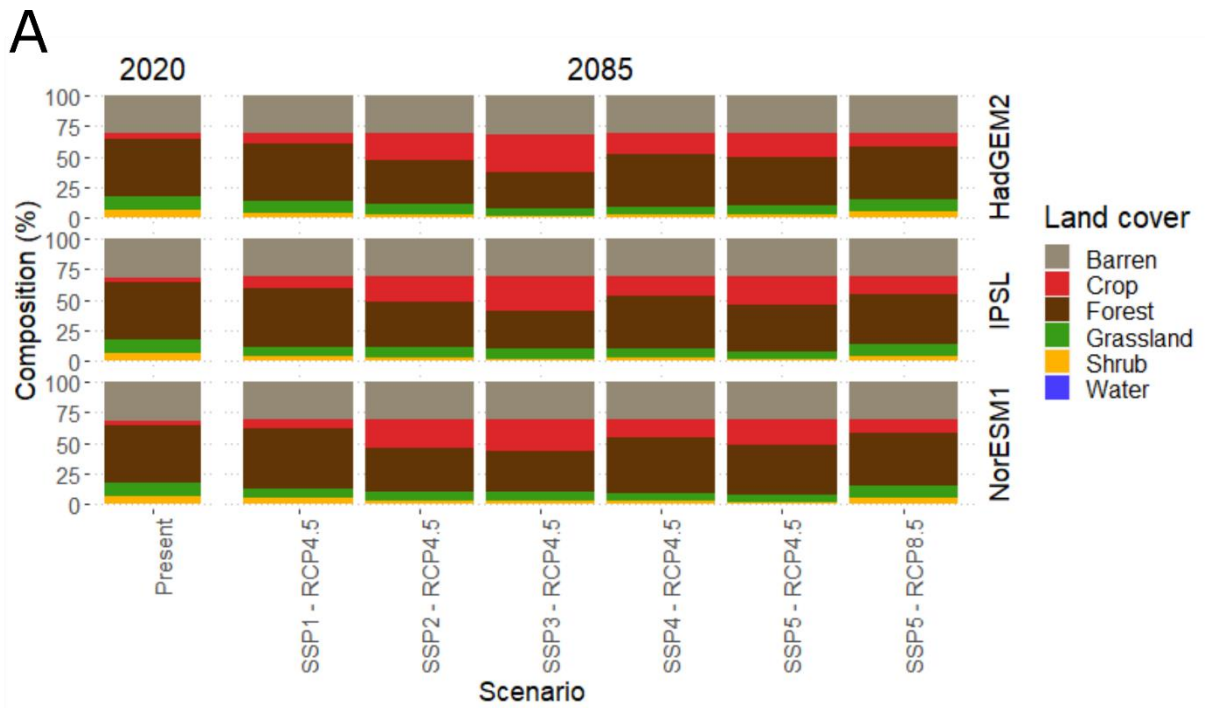


Figure 13: LULC changes and consequences for C-factor across future scenarios. A: Land use and land cover composition in the study site across the two time periods, the 6 scenarios and the 3 global circulation models. B: C factor absolute difference between 2020 and 2085 by future scenarios and choice of climate models. The boxplot is represented using interquartile range and median while whiskers correspond to 1.5 interquartile range.

Climate-change driven decreases in erosion were explained by the overall future decrease in rainfall erosivity. Across all climate models and scenarios, the rainfall erosivity factor was

predicted to decrease by 4.6 % (Figure 14). The RCP 8.5 scenario showed the highest average reduction. Climate models rather than scenarios were the main sources of variability in the changes in rainfall erosivity with 67% of variance explained by climate models compared to 0.4% by RCP. Disparities in the direction and magnitude of future change were greatest under RCP 8.5 (with a higher standard deviation of rainfall erosivity factor change than under RCP 4.5). This disagreement among climate models regarding the direction and magnitude of rainfall erosivity factor change explains the high uncertainty for the future change of erosion under this scenario.

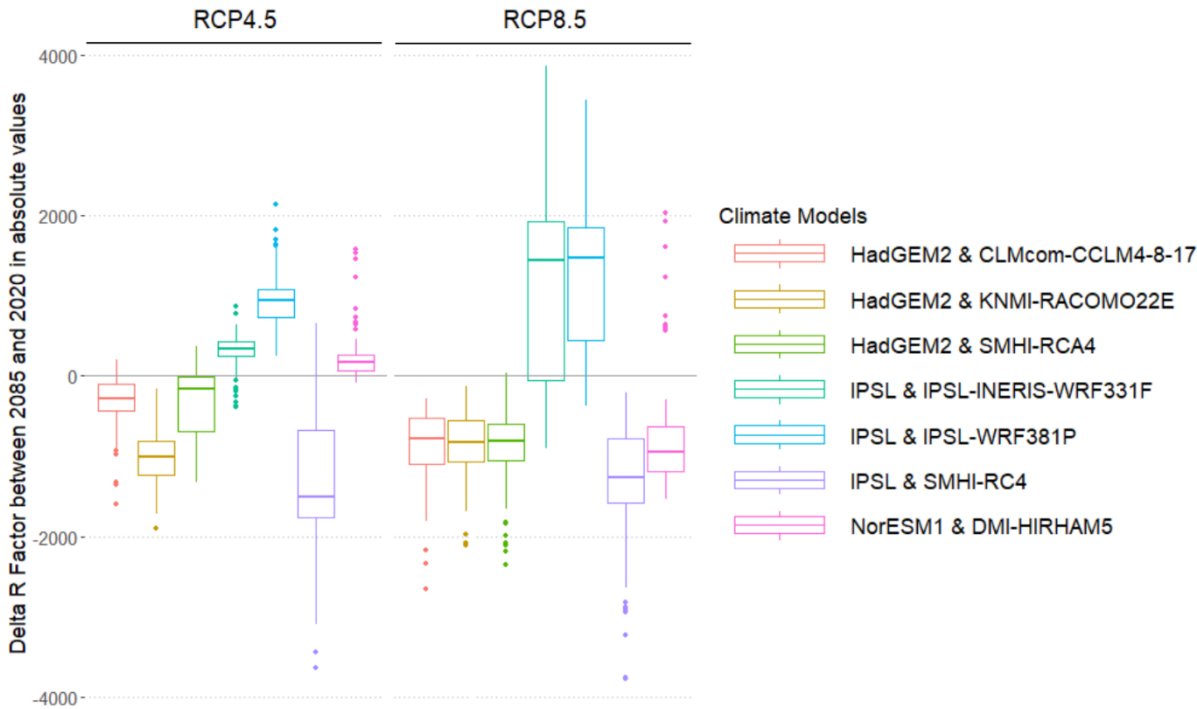


Figure 14: R factor absolute difference between 2020 and 2085 by future scenarios and choice of climate models. The boxplot is represented using interquartile range and median while whiskers correspond to 1.5 interquartile range.

3.3.5 Relative Contributions of Uncertainty Sources

Uncertainties in the erosion values stemmed mostly from uncertainties in erosion rainfall and cover factors estimations. In the mixed-effects linear model of erosion values between 2020 and 2085, the erosion parameter uncertainty was the largest contributor (93%) to the total variance explained by uncertainty sources, followed by the climate models uncertainty (6%) and lastly by scenario uncertainty (1%) (Supplementary Materials: 6).

Uncertainties in the direction of future erosion changes (i.e. increase vs. decrease in erosion) came mainly from uncertainties in climate modeling and future scenarios. The binomial model of the variability in the direction of erosion change indicated that the choice of climate models contributed almost equally as scenario uncertainties to the explained variance (respectively 41% and 38%). Lastly, the erosion parameter uncertainty still contributed to 21% of the explained variance in the direction of erosion change.

3.4 Discussion

3.4.1 Projected Erosion Changes in the Maurienne Valley

Our results clearly show that significant changes in soil erosion are expected in the Maurienne Valley in the future, with varying direction of change, magnitude and extent across climate and socio-economic scenarios but with an overall increasing trend. Our estimates of present erosion are consistent with Europe-scale modeling by Panagos et al., (2015a) with low erosion rates (0 – 5 ton.ha⁻¹.yr⁻¹) at lower altitude and the western part of Maurienne and higher values (>20 ton.ha⁻¹.yr⁻¹) in steeper high areas. The average current erosion values in our analysis (4.5 ton.ha⁻¹.yr⁻¹ on average over the site) is close to the value of the whole Alps in Panagos et al., (2015a) (5.27 ton.ha⁻¹.yr⁻¹). Our average projected changes in rainfall erosivity are also consistent with Panagos et al., (2021) who predicted a decrease of 50–200 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.yr⁻¹ by 2050 for the study area. Another study using other climate scenarios did not predict any significant change in erosion rates across the Alps (BoSCo et al., 2009), while we found that climate change has only a very small effect in terms of overall erosion differences but still has a significant downward effect in some localities.

Our method identified likely significant decreases in erosion rates induced by climate change in specific locations (mainly around at high altitude peaks in the southern or eastern part of the site). This finding can be explained by a methodological limitation: as we estimated rainfall erosivity factor based on annual rainfall, we thereby underestimate the occurrence and the intensity of extreme rainfall events. Those extreme events are also likely to increase in their frequency because of climate change. Our choice to follow (Panagos, Borrelli, Meusburger, Alewell, et al., 2015) by setting a C-factor value of 0 for bare soils led to null erosion values in these areas. Bare soils are mainly located at very high altitude where rainfall and erosivity are also the highest which suggest that we might have underestimated the global erosion rates over

the study site (for a detailed analysis of the effect of C factor value in bare soil see Supplementary material 7).

Under the intermediate RCP 4.5 emissions scenario, projections were highly sensitive to the associated socioeconomic pathway, with SSP1 showing the smallest increase overall, contrasting with substantial increases under all socioeconomic alternatives. Overall, erosion increases from LULC change largely exceeded the small decreases from climate change. The small effect of climate change on erosion change in this analysis is partly due to the choice of using a C factor value of 0 for bare soils from the analysis (see Supplementary material 3 for a review of bare soil's C factor values in the literature and Supplementary material 7 for a comparison between with a previous analysis). Under the high emissions scenario SSP5 – RCP 8.5, the variability of projected precipitation across climate models made projections uncertain in a fifth of the area when only assessing climate change consequences. The land cover factor mostly depended on the future scenarios and was much less controlled by the selected climate model. In contrast, changes in rainfall erosivity were highly sensitive to climate models, because rainfall responses to radiative forcing were highly variable across climate models, especially under the RCP 8.5.

Our conclusion that the effects of LULC changes on future erosion exceeded those of climate change are consistent with previous studies highlighting LULC change either as a driver of dramatic increases in erosion rates or as an adaptation measure for reducing climate-induced erosion increases (Gianinetto et al., 2020; Mullan et al., 2012). Our model predicts significant increases in erosion due to LULC changes in most of the valley. This increase is mostly driven by future cropland expansion and natural vegetation losses, which have been previously identified as a main driver of soil erosion increase (Borrelli, Robinson, et al., 2020; Vanwalleghem et al., 2017). However, the Demeter dataset may overestimate the future cropland expansion and natural vegetation loss, because its coarse resolution and its global scope prevent from considering specific alpine dynamics such as high-altitude greening, tree-line rising, or grassland encroachment (Carlson et al., 2017; Egarter Vigl et al., 2016; Tasser et al., 2017). Those phenomena would be expected to increase vegetation and decreasing erosion.

3.4.2 Uncertainty Assessment

Despite the existence of many erosion models with multiple applications and users, many knowledge gaps persist with regard to their validity, quality and reliability (Batista et al., 2019).

The most used model to assess soil losses, RUSLE, faces several uncertainties sources, as other models do (Borrelli, Alewell, et al., 2020). The lack of empirical erosion data may prevent progress on erosion modeling especially when erosion models are deployed in conjunction with GIS technologies over large extents and diverse contexts, as it has been in this study (Batista et al., 2019; Beven, 2018). Given these limits in erosion modelling, our study has recognized the uncertainties of the model and its parameterization and compared them with uncertainties in climate and LULC input data (Cacuci et al., 2005; Kleijnen, 1994). Such analysis of uncertainties is important to steer further research on future erosion modelling, either towards models or data (B. Wang et al., 2022), although some uncertainties must be accepted as irreducible (e.g., ontological uncertainties on the future of humanity).

We found that uncertainties in the erosion value estimates came predominantly from the methods to parametrize the RUSLE model. This finding is consistent with previous studies that have highlighted the high dependency of the RUSLE estimates on land cover (C factor) (Benkobi et al., 1994; Carr et al., 2020; Estrada-Carmona et al., 2017; Ferreira et al., 1995; Risse et al., 1993). There are many methods or conversion tables in the literature to calculate the C factor with very different outputs. Although we selected only one conversion table from the literature and used its minimum, averaged and maximal values, this uncertainty source was still the highest contributor to the overall variance of erosion rates. One other important source of uncertainty (only partially addressed here) comes from the disagreement on the C values for bare soils in the literature, with values ranging from the lowest possible value (0) to the highest (1). A better characterization of high-altitude land uses would thus be very useful for mountain regions; more specifically, establishing a typological distinction in the LULC dataset between bare bedrock and bare soil areas would avoid these methodological biases of choosing arbitrary values.

However, in a prospective impact assessment, the likelihood of the future direction of change is as crucial as its magnitude. Our results show that uncertainties in the future direction of erosion change do not come from uncertainties in erosion model parameters but rather from uncertainties in climate models and future scenarios. The high frequency of significant change but uncertain in direction in the high emission scenario (SSP5 – RCP 8.5) is due to the large variability in predictions of future rainfall across the GCM-RCM couples under this RCP. The high uncertainty characterizing predictions of future climate responses to radiative forcing confirms that it is crucial to use different modelling outputs in climate impact studies (Sørland et al., 2018).

3.4.3 Adaptation to Climate Change in a Context of Uncertainty

By assessing the likelihood of erosion change across future scenarios, we identify places of interest for adaptation, where significant increases in erosion appear across scenarios. The inclusion of two drivers of change in the assessment also highlights adaptation options: while climate change mitigation may be out of scope of local management decisions, the choices regarding landscape composition, LULC transitions or agroecological practices are accessible leverages to local and regional actors to reduce future changes as this driver is the main contributor to erosion increases (Costanza & Terando, 2019; Duguma et al., 2014; Pyke & Andelman, 2007). While erosion is expected to decrease in most of the study area due to the average decrease in precipitations, some locations, such as the eastern mountain range (Vanoise), may experience increases in precipitations and erosion rates, especially under RCP 8.5. These locations should be prioritized for monitoring and implementing specific adaptation measures, which may differ depending on whether the change is induced by LULC or CC. Where LULC change is predicted to drive erosion increase, decision-makers can focus on avoiding vegetation cover degradation by regulating livestock stocking rates to avoid overgrazing and limiting the impacts of grassland to cropland conversion through adequate soil conservation practices (Rey, 2021). In locations where climate change is predicted to drive erosion increases, investing even more in LULC management and sustainable agricultural practices could be good solutions for adaptation. In all locations, the protection and revegetation of the most erodible soils can be pursued through ecological engineering and gray infrastructures to stabilize soils. In locations where we are still uncertain regarding the future direction of change, no regret strategies could be prioritized with passive restoration in locations of low agricultural values, accompanied by monitoring to gain knowledge of likely changes in future erosion. A more precise analysis of adaptation strategies would require to better take into account the agricultural practices factor (P factor in the RUSLE) in the RUSLE model. Indeed, soil conservation practices have a role to play in adaptation, for example limited or no-tillage in agriculture or cropland terracing, especially in a context where agricultural areas are predicted to expand (Panagos, Borrelli, Meusburger, van der Zanden, et al., 2015). At the beginning of the 20th century, our study site was largely covered by moderately sloping agricultural areas and many former agricultural terraces are still visible in the landscape. A further step of the analysis would be to test candidate solutions by adjusting the P factor in erosion calculation as well as identifying how those old terraces if restored could help cope with the predicted erosion increases.

Uncertainty about the future is a common barrier to the development of adaptation strategies and a considerable challenge for decision-making (Siders & Pierce, 2021). But despite this challenge, multiple approaches are used to overcome these limitations of our knowledge. Calls have been made to integrate probability quantification in impact studies assessing the potential consequences of future drivers of change and notably of climate change (Lautenbach et al., 2015; Schneider, 2002). But others also argue that, for future socio-economic development and CC, the probabilistic framework will inevitably fail to assess the overall likelihood of climate change impacts because the future pathway humanity will take is far beyond the scope of probabilistic assessment as the future is always path dependent and probabilities cannot be applied effectively to social systems (Grübler & Nakicenovic, 2001). Yet Dessai and Hulme, (2004) while acknowledging that we cannot unambiguously respond to whether or not the use of probabilities is necessary for climate change adaptation, point out that a combination of scenario and probability assessments is desirable in this context. For this reason, we did not average results across scenarios, thereby accounting for this ontological uncertainty. Rather, we assessed within each scenario of future development how the implementation of epistemological uncertainty sources (linked to future climate or erosion parameters modelling process) allows to detect or not, positive or negative significant change in the modelled process. A further step in our approach would be to test if specific local adaptation solutions as well as more global landscape planning (with a controlled LULC transition) could help decrease the area of significant erosion increases and reducing areas where uncertainty remains (Lacoste et al., 2015). The probabilistic framework of our approach would help classifying and prioritizing best solutions according to their likely impacts – even in a context of limited information on the. As climate change, social and economic trajectories unfold and outcomes of adaptation interventions are better understood, scientists and local stakeholders can co-produce adaptation pathways (Lavorel et al., 2019).

3.5 Conclusions

We showed how mapping future impacts of multiple drivers on ecosystem services, while recognizing our multiple knowledge gaps, is a precious tool to gain knowledge about the nature, direction and likelihood of change. Over the Maurienne valley we expect erosion to overall increase in the future. While expected climate change would decrease erosion, projected LULC change may represent a major threat overwhelming this trend by driving large increases in erosion. The greatest uncertainties remain in the RCP 8.5 scenario where limited understanding

about the response of precipitation to radiative forcing introduces a major uncertainty about climate-driven erosion change. Because epistemic knowledge gaps linked to climate or erosion modeling appeared as the largest contributors to uncertainty, these can be expected to be reduced in the future. In the meantime, multi-scenario and multi-model probabilistic assessments of the likelihood of ecosystem service change is the best available approach to produce valuable information for decision-making and adaptation planning.

3.6 Acknowledgements

This research was funded through French Agence Nationale pour la Recherche projects Investissements d'Avenir CDP Trajectories (ANR-15-IDEX-02) and TRASSE (ANR- 17-CE32-0012-01).

3.7 References

- Bagstad, K. J., Semmens, D. J., Waage, S., & Winthrop, R. (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 5, 27–39.
- Balasubramani, K., Veena, M., Kumaraswamy, K., & Saravanabavan, V. (2015). Estimation of soil erosion in a semi-arid watershed of Tamil Nadu (India) using revised universal soil loss equation (rusle) model through GIS. *Modeling Earth Systems and Environment*, 1(3), 10. <https://doi.org/10.1007/s40808-015-0015-4>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using **lme4**. *Journal of Statistical Software*, 67(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Batista, P. V. G., Davies, J., Silva, M. L. N., & Quinton, J. N. (2019). On the evaluation of soil erosion models: Are we doing enough? *Earth-Science Reviews*, 197, 102898. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.102898>
- Belayneh, M., Yirgu, T., & Tsegaye, D. (2019). Potential soil erosion estimation and area prioritization for better conservation planning in Gumara watershed using RUSLE and GIS techniques. *Environmental Systems Research*, 8(1), 20. <https://doi.org/10.1186/s40068-019-0149-x>
- Benkobi, L., Trlica, M. J., & Smith, J. L. (1994). Evaluation of a refined surface cover subfactor for use in RUSLE.

- Bentsen, M., Bethke, I., Debernard, J. B., Iversen, T., Kirkevåg, A., Seland, Ø., Drange, H., Roelandt, C., Seierstad, I. A., & Hoose, C. (2013). The Norwegian Earth System Model, NorESM1-M–Part 1: Description and basic evaluation of the physical climate. *Geoscientific Model Development*, 6(3), 687–720.
- Beven, K. (2018). *Environmental Modeling*. 329.
- Borrelli, P., Alewell, C., Alvarez, P., Anache, J. A. A., Ballabio, C., Bezak, N., Biddoccu, M., Cerdà, A., Chalise, D., Chen, S., Chen, W., Girolamo, A. M. D., Gessesse, G. D., Diodato, N., Efthimiou, N., Erpul, G., Fiener, P., Gentile, F., Gericke, A., ... Panagos, P. (2020). *Soil erosion modeling: A global review and statistical analysis*. 48.
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J. E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L., & Ballabio, C. (2020). Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), 21994–22001. <https://doi.org/10.1073/pnas.2001403117>
- BoSCo, C., RuSCO, E., MoNTANARELLA, L., & PANAGoS, P. (2009). Soil erosion in the Alpine area: Risk assessment and climate change. *Studi Trentini Di Scienze Naturali*, 85, 117–123.
- Cacuci, D. G., Ionescu-Bujor, M., & Navon, I. M. (2005). Sensitivity and uncertainty analysis, volume II: applications to large-scale systems (Vol. 2). CRC press.
- Calvin, K., Patel, P., Clarke, L., Asrar, G., Bond-Lamberty, B., Cui, R. Y., Di Vittorio, A., Dorheim, K., Edmonds, J., Hartin, C., Hejazi, M., Horowitz, R., Iyer, G., Kyle, P., Kim, S., Link, R., McJeon, H., Smith, S. J., Snyder, A., ... Wise, M. (2019). GCAM v5.1: Representing the linkages between energy, water, land, climate, and economic systems. *Geoscientific Model Development*, 12(2), 677–698. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-677-2019>
- Carlson, B. Z., Corona, M. C., Dentant, C., Bonet, R., Thuiller, W., & Choler, P. (2017). Observed long-term greening of alpine vegetation—A case study in the French Alps. *Environmental Research Letters*, 12(11), 114006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa84bd>
- Carr, T. W., Balkovic, J., Dodds, P. E., Folberth, C., Fulajtar, E., & Skalsky, R. (2020). Uncertainties, sensitivities and robustness of simulated water erosion in an EPIC-based global gridded crop model. 21.

- Chen, M., & Vernon, C. (2020). *GCAM-Demeter LU dataset* (Project ID: 68344; Instrument ID: 85000; Upload ID: 1188). Pacific Northwest National Laboratory 2; Pacific Northwest National Lab. (PNNL), Richland, WA (United States). <https://doi.org/10.25584/data.2020-04.1188/1614678>
- Chen, M., Vernon, C. R., Graham, N. T., Hejazi, M., Huang, M., Cheng, Y., & Calvin, K. (2020). Global land use for 2015–2100 at 0.05° resolution under diverse socioeconomic and climate scenarios. *Scientific Data*, 7(1), 320. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00669-x>
- Chhetri, N., Stuhlmacher, M., & Ishtiaque, A. (2019). Nested pathways to adaptation. *Environmental Research Communications*, 1(1), 015001. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/aaf9f9>
- Christensen, O. B., Drews, M., Christensen, J. H., Dethloff, K., Ketelsen, K., Hebestadt, I., & Rinke, A. (2017). Technical report 06-17 The HIRHAM Regional Climate Model Version 5 (β). *Technical Report*, 22.
- CLMcom. (2016). *CLMcom CORDEX data for Europe (EUR-11) based on CCLM4-8-17 model simulations*. World Data Center for Climate (WDCC) at DKRZ. <http://cerawww.dkrz.de/WDC/Compact.jsp?acronym=CXEU11CLCL>
- Collins, W. J., Bellouin, N., Doutriaux-Boucher, M., Gedney, N., Hinton, T., Jones, C. D., Liddicoat, S., Martin, G., O'Connor, F., & Rae, J. (2008). *Evaluation of the HadGEM2 model*. Met Office Exeter, UK.
- Conrad, O., Bechtel, B., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., & Böhner, J. (2015). System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development*, 8, 1991–2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>
- Costanza, J. K., & Terando, A. J. (2019). Landscape connectivity planning for adaptation to future climate and land-use change. *Current Landscape Ecology Reports*, 4(1), 1–13.
- Desmet, P. J. J., & Govers, G. (1996). A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5), 427–433.
- Dessai, S., & Hulme, M. (2004). Does climate adaptation policy need probabilities? *Climate Policy*, 4(2), 107–128. <https://doi.org/10.1080/14693062.2004.9685515>

- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H., & Chan, K. M. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, *366*(6471).
- Dufresne, J.-L., Foujols, M.-A., Denvil, S., Caubel, A., Marti, O., Aumont, O., Balkanski, Y., Bekki, S., Bellenger, H., Benschila, R., Bony, S., Bopp, L., Braconnot, P., Brockmann, P., Cadule, P., Cheruy, F., Codron, F., Cozic, A., Cugnet, D., ... Vuichard, N. (2013). Climate change projections using the IPSL-CM5 Earth System Model: From CMIP3 to CMIP5. *Climate Dynamics*, *40*(9), 2123–2165. <https://doi.org/10.1007/s00382-012-1636-1>
- Duguma, L., Minang, P., & Van Noordwijk, M. (2014). Climate Change Mitigation and Adaptation in the Land Use Sector: From Complementarity to Synergy. *Environmental Management*, *54*. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0331-x>
- Egarter Vigl, L., Schirpke, U., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2016). Linking long-term landscape dynamics to the multiple interactions among ecosystem services in the European Alps. *Landscape Ecology*, *31*(9), 1903–1918. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0389-3>
- Estrada-Carmona, N., Harper, E. B., DeClerck, F., & Fremier, A. K. (2017). Quantifying model uncertainty to improve watershed-level ecosystem service quantification: A global sensitivity analysis of the RUSLE. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, *13*(1), 40–50. <https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1237383>
- Falk, M. G., Denham, R. J., & Mengersen, K. L. (2010). Estimating Uncertainty in the Revised Universal Soil Loss Equation via Bayesian Melding. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, *15*(1), 20–37. <https://doi.org/10.1007/s13253-009-0005-y>
- Fedele, G., Locatelli, B., Djoudi, H., & Colloff, M. J. (2018). Reducing risks by transforming landscapes: Cross-scale effects of land-use changes on ecosystem services. *PLOS ONE*, *13*(4), e0195895. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195895>
- Ferreira, V. A., Weesies, G. A., Yoder, D. C., Foster, G. R., & Renard, K. G. (1995). The site and condition specific nature of sensitivity analysis. *Journal of Soil and Water Conservation*, *50*(5), 493–497.
- Fita, L., Polcher, J., Giannaros, T., Lorenz, T., Milovac, J., Sofiadis, G., Katragkou, E., & Bastin, S. (2019). CORDEX-WRF v1.3: Development of a module for the Weather Research and Forecasting (WRF) model to support the CORDEX community. *Geoscientific Model Development*, *12*, 1029–1066. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-1029-2019>

- Fu, B. J., Zhao, W. W., Chen, L. D., Zhang, Q. J., Lü, Y. H., Gulinck, H., & Poesen, J. (2005). Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: A case study in the Loess Plateau of China: ASSESSMENT OF SOIL EROSION USING RUSLE AND GIS. *Land Degradation & Development*, 16(1), 73–85. <https://doi.org/10.1002/ldr.646>
- Galdino, S., Sano, E. E., Andrade, R. G., Grego, C. R., Nogueira, S. F., Bragantini, C., & Flosi, A. H. G. (2015). Large-scale Modeling of Soil Erosion with RUSLE for Conservationist Planning of Degraded Cultivated Brazilian Pastures. *LAND DEGRADATION*, 12.
- Ganasri, B. P., & Ramesh, H. (2016). Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. *Geoscience Frontiers*, 7(6), 953–961. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>
- Gianinetto, M., Aiello, M., Vezzoli, R., Polinelli, F. N., Rulli, M. C., Chiarelli, D. D., Bocchiola, D., Ravazzani, G., & Soncini, A. (2020). Future Scenarios of Soil Erosion in the Alps under Climate Change and Land Cover Transformations Simulated with Automatic Machine Learning. *Climate*, 8(2), 28. <https://doi.org/10.3390/cli8020028>
- Gobiet, A., Kotlarski, S., Beniston, M., Heinrich, G., Rajczak, J., & Stoffel, M. (2014). 21st century climate change in the European Alps—A review. *Science of The Total Environment*, 493, 1138–1151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.050>
- Grübler, A., & Nakicenovic, N. (2001). Identifying dangers in an uncertain climate. *Nature*, 412(6842), 15–15. <https://doi.org/10.1038/35083752>
- Guerra, C. A., Maes, J., Geijzendorffer, I., & Metzger, M. J. (2016). An assessment of soil erosion prevention by vegetation in Mediterranean Europe: Current trends of ecosystem service provision. *Ecological Indicators*, 60, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.043>
- Hamel, P., Chaplin-Kramer, R., Sim, S., & Mueller, C. (2015). A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. *Science of The Total Environment*, 524–525, 166–177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.027>
- Harrison, P. A., Harmáčková, Z. V., Karabulut, A. A., Brotons, L., Cantele, M., Claudet, J., Dunford, R. W., Guisan, A., Holman, I. P., & Jacobs, S. (2019). Synthesizing plausible futures for biodiversity and ecosystem services in Europe and Central Asia using scenario archetypes. *Ecology and Society*, 24(2).

- Hijmans, R. J., Etten, J. van, Sumner, M., Cheng, J., Baston, D., Bevan, A., Bivand, R., Busetto, L., Canty, M., Fasoli, B., Forrest, D., Ghosh, A., Golicher, D., Gray, J., Greenberg, J. A., Hiemstra, P., Hingee, K., Ilich, A., Geosciences, I. for M. A., ... Wueest, R. (2022). *raster: Geographic Data Analysis and Modeling* (3.5-15) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Hock, R., Rasul, G., Adler, C., Caceres, B., Gruber, S., Hirabayashi, Y., Jackson, M., Kääh, A., Kang, S., & Kutuzov, S. (2019). *High Mountain Areas: In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- Hu, H., Liu, W., & Cao, M. (2008). Impact of land use and land cover changes on ecosystem services in Menglun, Xishuangbanna, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 146(1), 147–156.
- IIPSL-INERIS. (2017). *Cordex EUR-11 IPSL-INERIS WRF331F*. World Data Center for Climate (WDCC) at DKRZ. <http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=CXEU11IPWF>
- Jones, H. P., Hole, D. G., & Zavaleta, E. S. (2012). Harnessing nature to help people adapt to climate change. *Nature Climate Change*, 2(7), 504–509. <https://doi.org/10.1038/nclimate1463>
- Kidane, M., Bezie, A., Kesete, N., & Tolessa, T. (2019). The impact of land use and land cover (LULC) dynamics on soil erosion and sediment yield in Ethiopia. *Heliyon*, 5(12). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02981>
- Kleijnen, J. P. C. (1994). Sensitivity Analysis Versus Uncertainty Analysis: When to Use What? In J. Grasman & G. van Straten (Eds.), *Predictability and Nonlinear Modeling in Natural Sciences and Economics* (pp. 322–333). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0962-8_27
- Koirala, P., Thakuri, S., Joshi, S., & Chauhan, R. (2019). Estimation of Soil Erosion in Nepal Using a RUSLE Modeling and Geospatial Tool. *Geosciences*, 9(4), 147. <https://doi.org/10.3390/geosciences9040147>
- Kouli, M., Souplos, P., & Vallianatos, F. (2009). Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. *Environmental Geology*, 57(3), 483–497. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1318-9>

- Kumar, A., Devi, M., & Deshmukh, B. (2014). Integrated Remote Sensing and Geographic Information System Based RUSLE Modeling for Estimation of Soil Loss in Western Himalaya, India. *Water Resources Management*, 28(10), 3307–3317. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0680-5>
- Labrière, N., Locatelli, B., Laumonier, Y., Freycon, V., & Bernoux, M. (2015). Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 203, 127–139.
- Lacoste, M., Viaud, V., Michot, D., & Walter, C. (2015). Landscape-scale modelling of erosion processes and soil carbon dynamics under land-use and climate change in agroecosystems: Landscape-scale modelling of soil erosion. *European Journal of Soil Science*, 66(4), 780–791. <https://doi.org/10.1111/ejss.12267>
- Lautenbach, S., Mupepele, A.-C., Dormann, C. F., Lee, H., Schmidt, S., Scholte, S. S. K., Seppelt, R., van Teeffelen, A. J. A., Verhagen, W., & Volk, M. (2015). *Blind spots in ecosystem services research and implementation* [Preprint]. Ecology. <https://doi.org/10.1101/033498>
- Lavorel, S., Colloff, M. J., Locatelli, B., Gorddard, R., Prober, S. M., Gabillet, M., Devaux, C., Laforgue, D., & Peyrache-Gadeau, V. (2019). Mustering the power of ecosystems for adaptation to climate change. *Environmental Science & Policy*, 92, 87–97. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.11.010>
- Lavorel, S., Locatelli, B., Colloff, M. J., & Bruley, E. (2020). Co-producing ecosystem services for adapting to climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 375(1794), 20190119. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0119>
- Li, Z., & Fang, H. (2016). Impacts of climate change on water erosion: A review. *Earth-Science Reviews*, 163, 94–117. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.10.004>
- Locatelli, B., Lavorel, S., Sloan, S., Tappeiner, U., & Geneletti, D. (2017). Characteristic trajectories of ecosystem services in mountains. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(3), 150–159. <https://doi.org/10.1002/fee.1470>
- Lu, D., Li, G., Valladares, G. S., & Batistella, M. (2004). Mapping soil erosion risk in Rondônia, Brazilian Amazonia: Using RUSLE, remote sensing and GIS. *Land Degradation & Development*, 15(5), 499–512. <https://doi.org/10.1002/ldr.634>

- Martin-Lopez, B., Leister, I., Lorenzo Cruz, P., Palomo, I., Grêt-Regamey, A., Harrison, P. A., Lavorel, S., Locatelli, B., Luque, S., & Walz, A. (2019). Nature's contributions to people in mountains: A review. *PloS One*, *14*(6), e0217847.
- Masson-Delmonte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., & Gomis, M. (2021). *IPCC 2021: 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: Cambridge, UK.
- McKenzie, E., Posner, S., Tillmann, P., Bernhardt, J. R., Howard, K., & Rosenthal, A. (2014). Understanding the use of ecosystem service knowledge in decision making: Lessons from international experiences of spatial planning. *Environment and Planning C: Government and Policy*, *32*(2), 320–340.
- Meijgaard, E., Ulft, L. H., Berg, W. J., Bosvelt, F. C., Hurk, B., Lenderink, G., & Siebesma, A. P. (2008). The KNMI regional atmospheric model RACMO version 2.1. *Tech. Rep. 302, KNMI*.
- Moges, D. M., & Bhat, H. G. (2017). Integration of geospatial technologies with RUSLE for analysis of land use/cover change impact on soil erosion: Case study in Rib watershed, north-western highland Ethiopia. *Environmental Earth Sciences*, *76*(22), 765.
- Moisa, M. B., Negash, D. A., Merga, B. B., & Gemed, D. O. (2021). Impact of land-use and land-cover change on soil erosion using the RUSLE model and the geographic information system: A case of Temeji watershed, Western Ethiopia. *Journal of Water and Climate Change*, *12*(7), 3404–3420. <https://doi.org/10.2166/wcc.2021.131>
- Mullan, D., Favis-Mortlock, D., & Fealy, R. (2012). Addressing key limitations associated with modelling soil erosion under the impacts of future climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, *156*, 18–30. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.12.004>
- Munang, R., Thiaw, I., Alverson, K., Liu, J., & Han, Z. (2013). The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, *5*(1), 47–52.
- Nearing, M. A., Pruski, F. F., & O'neal, M. R. (2004). Expected climate change impacts on soil erosion rates: A review. *Journal of Soil and Water Conservation*, *59*(1), 43–50.
- O'Neill, B. C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K. L., Hallegatte, S., Carter, T. R., Mathur, R., & van Vuuren, D. P. (2014). A new scenario framework for climate change research: The concept

of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, 122(3), 387–400. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0905-2>

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., & Montanarella, L. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy*, 48, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>

Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., van der Zanden, E. H., Poesen, J., & Alewell, C. (2015). Modeling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. *Environmental Science & Policy*, 51, 23–34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.012>

Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., & Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 54, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>

Pelling, M. (2010). *Adaptation to climate change: From resilience to transformation*. Routledge.

Pörtner, H. O., Scholes, R. J., Agard, J., Archer, E., Arneeth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., & Cheung, W. L. (2021). *IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change*.

Pyke, C. R., & Andelman, S. J. (2007). Land use and land cover tools for climate adaptation. *Climatic Change*, 80(3), 239–251.

R Core Team. (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

R: The R Project for Statistical Computing. (n.d.). Retrieved 31 January 2022, from <https://www.r-project.org/>

Refsgaard, J. C., van der Sluijs, J. P., Højberg, A. L., & Vanrolleghem, P. A. (2007). Uncertainty in the environmental modelling process – A framework and guidance. *Environmental Modeling & Software*, 22(11), 1543–1556. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.02.004>

Renard, K. G. (1997). *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)* (K. G. Renard, USA, & USA, Eds.).

- Renard, K. G., & Freimund, J. R. (1994). Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *Journal of Hydrology*, 157(1–4), 287–306. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90110-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90110-4)
- Rey, F. (2021). Harmonizing Erosion Control and Flood Prevention with Restoration of Biodiversity through Ecological Engineering Used for Co-Benefits Nature-Based Solutions. *Sustainability*, 13(20), 11150. <https://doi.org/10.3390/su132011150>
- Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., Kc, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., ... Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153–168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>
- Risse, L. M., Nearing, M. A., Laflen, J. M., & Nicks, A. D. (1993). *Error assessment in the universal soil loss equation*.
- Schneider, S. H. (2002). Can we Estimate the Likelihood of Climatic Changes at 2100? *Climatic Change*, 52(4), 441–451. <https://doi.org/10.1023/A:1014276210717>
- Sharpley, A. N., & Williams, J. R. (1990). EPIC-Erosion/Productivity impact calculator. I: Model documentation. II: User manual. *Technical Bulletin-United States Department of Agriculture*, 1768.
- Siders, A., & Pierce, A. L. (2021). Deciding how to make climate change adaptation decisions. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 52, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.03.017>
- Smiatek, G., Kunstmann, H., & Senatore, A. (2016). EURO-CORDEX regional climate model analysis for the Greater Alpine Region: Performance and expected future change. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(13), 7710–7728. <https://doi.org/10.1002/2015JD024727>
- Song, X.-P., Hansen, M. C., Stehman, S. V., Potapov, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F., & Townshend, J. R. (2018). Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560(7720), 639–643. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9>

- Sørland, S. L., Schär, C., Lüthi, D., & Kjellström, E. (2018). Bias patterns and climate change signals in GCM-RCM model chains. *Environmental Research Letters*, *13*(7), 074017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aacc77>
- Strandberg, G., Barring, L., Hansson, U., Jansson, C., Jones, C., Kjellström, E., Kupiainen, M., Nikulin, G., Samuelsson, P., & Ullerstig, A. (2015). *CORDEX scenarios for Europe from the Rossby Centre regional climate model RCA4*. SMHI.
- Tasser, E., Leitinger, G., & Tappeiner, U. (2017). Climate change versus land-use change—What affects the mountain landscapes more? *Land Use Policy*, *60*, 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.019>
- Thapa, P. (2020). Spatial estimation of soil erosion using RUSLE modeling: A case study of Dolakha district, Nepal. *Environmental Systems Research*, *9*(1), 15. <https://doi.org/10.1186/s40068-020-00177-2>
- Tosic, R., Dragicevic, S., Kostadinov, S., & Dragovic, N. (2011). ASSESSMENT OF SOIL EROSION POTENTIAL BY THE USLE METHOD: CASE STUDY, REPUBLIC OF SRPSKA - BiH. *Fresenius Environmental Bulletin*, *20*(8), 9.
- van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J., & Rose, S. K. (2011). The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change*, *109*(1), 5. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
- Vanwalleghem, T., Gómez, J. A., Infante Amate, J., González de Molina, M., Vanderlinden, K., Guzmán, G., Laguna, A., & Giráldez, J. V. (2017). Impact of historical land use and soil management change on soil erosion and agricultural sustainability during the Anthropocene. *Anthropocene*, *17*, 13–29. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2017.01.002>
- Verfaillie, D., Déqué, M., Morin, S., & Lafaysse, M. (2017). The method ADAMONT v1.0 for statistical adjustment of climate projections applicable to energy balance land surface models. *Geoscientific Model Development*, *10*(11), 4257–4283. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-4257-2017>
- Villa, F., Ceroni, M., Bagstad, K., Johnson, G., & Krivov, S. (2009). ARIES (ARtificial Intelligence for Ecosystem Services): A new tool for ecosystem services assessment, planning, and valuation. 11.

- Walker, W. E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J. P., van Asselt, M. B. A., Janssen, P., & Kreyer von Krauss, M. P. (2003). Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support. *Integrated Assessment*, 4(1), 5–17. <https://doi.org/10.1076/iaij.4.1.5.16466>
- Wang, B., Li, X., Ma, C.-F., Zhu, G.-F., Luan, W.-F., Zhong, J.-T., Tan, M.-B., & Fu, J. (2022). Uncertainty analysis of ecosystem services and implications for environmental management – An experiment in the Heihe River Basin, China. *Science of The Total Environment*, 821, 153481. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153481>
- Wang, G., Gertner, G., Liu, X., & Anderson, A. (2001). Uncertainty assessment of soil erodibility factor for revised universal soil loss equation. *CATENA*, 46(1), 1–14. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00158-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00158-8)
- Wang, R., Zhang, S., Yang, J., Pu, L., Yang, C., Yu, L., Chang, L., & Bu, K. (2016). Integrated Use of GCM, RS, and GIS for the Assessment of Hillslope and Gully Erosion in the Mushi River Sub-Catchment, Northeast China. *Sustainability*, 8(4), 317. <https://doi.org/10.3390/su8040317>
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. Agricultural Handbook 537. *Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture*.
- Yin, S., Xie, Y., Liu, B., & Nearing, M. A. (2015). Rainfall erosivity estimation based on rainfall data collected over a range of temporal resolutions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(10), 4113–4126. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4113-2015>
- Zhang, H., Yang, Q., Li, R., Liu, Q., Moore, D., He, P., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2013). Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. *Computers & Geosciences*, 52, 177–188. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2012.09.027>
- Zubler, E. M., Fischer, A. M., Fröb, F., & Liniger, M. A. (2016). Climate change signals of CMIP5 general circulation models over the Alps – impact of model selection. *International Journal of Climatology*, 36(8), 3088–3104. <https://doi.org/10.1002/joc.4538>

3.8 Supplementary materials

3.8.1 Climate models and future scenario descriptions

Table A.1: Description of the main scenario and models structuring the input data and their links with RUSLE factors estimations in this study.

Input data variables (number of item)	Description	Linkage to future changes	Linkage with the RUSLE factors	Name of the model or scenario	Producer	Notes	Reference
General Circulation Model (GCM) (3)	Climate model predicting future climatic variable states at a low spatial resolution over the earth	Climate and LULC (through DEMETER dataset) changes	Predictions for future rainfall (R factor) and future land use allocation (C factor)	MOHC-HadGEM2-ES	Hadley Centre Global Environment Model version 2, United Kingdom		Collins et al., 2008
				IPSL-IPSL-CM5A-MR	IPSL Climate Modelling Centre (IPSL-CMC), France		Dufresne et al., 2013
				NCC-NorESM1-M	Norwegian Climate Centre, Norway		Bentsen et al., 2013
Regional Climate Model (RCM) (5, not every GCM-RCM combination are realized, giving only 7 GCM-RCM pairs in total)	Regional climate models using GCM outputs as input data to downscale the spatial resolution of future predictions	Only climatic changes	Predictions for future rainfall (R factor)	CLMcom-CCLM4-8-17	Climate Limited-area Modelling Community (CLM-Community)		CLMcom, 2016
				KNMI-RACOMO22-E	Royal Netherlands Meteorological Institute, De Bilt, The Netherlands		Meijgaard et al., 2008
				SMHI-RCA4	Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Rossby Centre		Strandberg et al., 2015
				IPSL-WRF381P	IPSL Climate Modelling Centre (IPSL-CMC)		Fita et al., 2019

t (Taking
the
Highway):
High
mitigation
and low
adaptation
challenges

Representative Concentration Pathway (RCP) (2)	Scenarios of future greenhouse gases concentration trajectories, labelled according to the radiative forcing (in W/m ²) of each trajectory	Climate change and LULC changes	Predictions for future LULC allocation in the DEMETER dataset thus controlling C factor change and prediction for future intensity of climatic changes thus influencing rainfall and R factor	RCP8.5 (only linked with SSP5 in this study)	IPCC RCP4.5 (linked to the 5 SSP scenarios)	Intermediate scenario of radiative forcing at 2100 horizon	van Vuuren et al., 2011
						Extreme scenario of radiative forcing	

3.8.2 R factor estimation

We assessed the epistemological uncertainty linked to the rainfall erosivity model by selecting four published equations to estimate the R factor from annual rainfall data (Renard & Freimund, 1994; Yin et al., 2015)

Equations 2: Equations to estimate rainfall erosivity factor from annual rainfall data

$$\text{Renard 10: } R = 38.46 + 3.48 * P$$

$$\text{Renard 11: } R = 0.04830 * P ^ 1.610$$

$$\text{Renard 12: } R = 587.8 - 1.219 * P + 0.004105 * P^2$$

$$\text{Yin: } R = 1.2718 * P ^ 1.1801$$

Where P is the annual rainfall in millimetres. Equations from Renard and Freimund (1994) are numbered according to their number in the original publication. The Yin equation refers to Yin et al., (2015)

3.8.3 C factor estimation

We assessed the epistemological uncertainty arising from the parameterization of the RUSLE to estimate C factor from LULC dataset through the creation of 3 tables based on the reference table from Panagos et al., (2015b) (Table 3). The C factor was estimated from LULC using three lookup tables obtained with the minimal, average and maximal values of the ranges indicated in Panagos et al., (2015b) for each LULC class. The “Bare soils” category is theoretically the reference condition of a plot without any vegetation and with till up and down the slope, with a C-factor value of 1 (Renard, 1997). However, a large diversity of reference C values are available in the literature for this land use type, ranging from 1 (Tosic et al., 2011; R. Wang et al., 2016) (Tosic et al., 2011; R. Wang et al., 2016) to 0 or exclusion of bare soils (Balasubramani et al., 2015; Kidane et al., 2019; Kumar et al., 2014; Moges & Bhat, 2017), or to values between 0 and 1 (Belayneh et al., 2019; Ganasri & Ramesh, 2016; Koirala et al., 2019; Moisa et al., 2021; Thapa, 2020). In this paper, and as the “Bare soils” land cover type covers the very high altitudes locations of our study site where high summits and bare rocks are predominant we chose to use a value of 0 for bare soils following Panagos et al., (2015b). Still, we acknowledge that this LULC class may also cover sparsely vegetated areas, erosion slopes or rockslides which are likely to be submitted to erosion.

Table 3: Linkage between C factor values and LULC classes according to the three methods retained to estimate this factor.

LULC classes	C values from Panagos et al., 2015b		
	Minimal	Maximal	Average
Bare soils	0	0	0
Meadows	0.01	0.3	0.155
Shrub	0.003	0.1	0.0515
Forest	0.0001	0.003	0.00155
Crops	0.05	0.35	0.2
Water	0	0	0

3.8.4 Digital elevation model data and LS factors calculation

Slope length and steepness (L and S factors) were calculated jointly using the SAGA-GIS (Conrad et al., 2015) module called “LS factor Fields Base”, and the Desmet and Govers (1996) method. This method only requires a digital elevation model (DEM) (Table 2). LS factor being calculated from DEM, we considered it as constant over our time scale and so, we have not considered the source of uncertainty associated with its estimation in this analysis as we were interested in estimating uncertainty sources contributions to future erosion predictions accounting for drivers of change impacts.

3.8.5 Soil database and K factor calculation

Soil erodibility (K factor) was mapped from a spatial soil database (Table 2 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). First, we retrieved from the database the soil map units (SMU) for the study site and for each of them, we extracted the textural composition (clay, silt and sand percentages) as well as organic matter content of the soil's superficial layer. We attributed a null K value to SMU with permanent snow, glaciers, urban, or water surfaces. For the other SMU, we calculated the K factor with the Sharpley equation, see equation 3 (Sharpley & Williams, 1990). A few gaps caused by missing data (in less than 3% of the area) were filled with an interpolation of the K map using the SAGA Close Gap algorithm (Conrad et al., 2015). As with the LS factor, the K factor is constant at the centennial scale and therefore the uncertainty associated with its estimation has not been considered and analyzed here (G. Wang et al., 2001).

Equation 3: K calculation with Sharpley and Williams equation (Sharpley and Williams, 1990)

$$K = \left(\frac{1}{7.6}\right) * \left(0.2 + 0.3 * \exp\left(-0.0256 * \text{Sand}_{\text{per}} * \left(1 - \frac{\text{Silt}_{\text{per}}}{100}\right)\right)\right) * \left(\frac{\text{Silt}_{\text{per}}}{\text{Clay}_{\text{per}} + \text{Silt}_{\text{per}}}\right)^{0.3}$$

$$* \left(1 - 0.25 * \frac{\text{OM}_{\text{per}}}{\text{OM}_{\text{per}} + \exp(3.72 - 2.95 * \text{OM}_{\text{per}})}\right)$$

$$* \left(1 - 0.7 * \frac{\text{SN}}{\text{SN} + \exp(-5.51 + 22.9 * \text{SN})}\right)$$

With $SN = \frac{1 - \text{Sand}_{\text{per}}}{100}$

3.8.6 Statistical results summary for linear mixed effect model and binomial model

Table 4: Main statistics from the linear mixed effect model used to assess the relative contributions of uncertainty sources implemented as random factor to the erosion values in 2020 and 2085.

Random effect factors	Variance	% of total variance (only considering uncertainty sources)	Pr(>ChiSq)
Erosion parameters uncertainty	1.49	93%	< 2.2e-16 ***
Climate models uncertainty	0.016	1%	< 2.2e-16 ***
Scenario uncertainty	0.10	6%	< 2.2e-16 ***
Residual	2.1	–	

Table 5: Main statistics from the binomial model used to assess the relative contributions of uncertainty sources implemented as random factor to the erosion direction of change between 2020 and 2085.

Random effect factors	Variance	% of total variance
Erosion parameters uncertainty	0.1681	21%
Climate models uncertainty	0.3358	41%
Scenario uncertainty	0.3141	38%

3.8.7 Comparison with a previous run where “Bare Soil” have a C-factor value of 1

To explore the issue of C value choice for the Bare soil LULC type, we propose here a quick comparison with a previous model run where this LULC type had a C value of 1. The simulated erosion values were around 10 times higher in terms of range and averaged values compared to the actual results. In 2020, average erosion values ranged from 0 to 364 ton.ha⁻¹.yr⁻¹ with a mean value of 51 ton.ha⁻¹.yr⁻¹ in the run where Bare Soils had a C value of 1 compared to now (erosion values ranged from 0 to 46 ton.ha⁻¹.yr⁻¹ with a mean value of 4.5 ton.ha⁻¹.yr⁻¹).

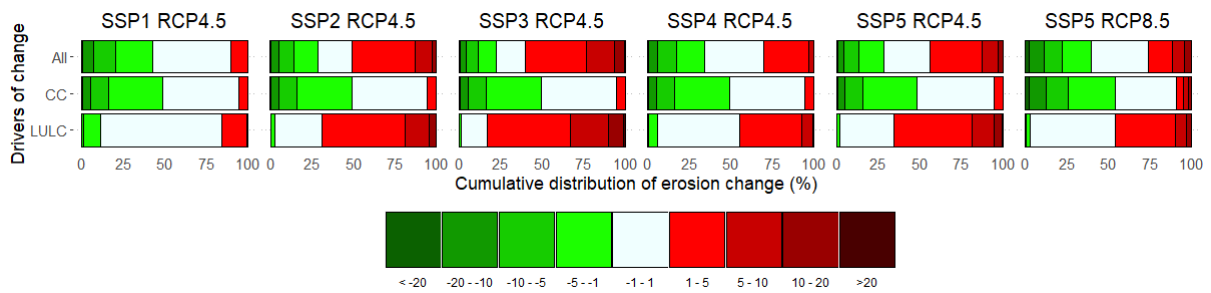


Figure 8: Cumulative distribution of absolute changes in erosion (ton.ha⁻¹.yr⁻¹) between 2020 and 2085 for different SSP-RCP couples (columns) and drivers of change (rows). Observation unit is the number of pixels over the study site. The row labels refer to drivers of change: All for both climate change and land use and land cover change, CC for climate change only, LULC for land use and land cover change only.

The effects of climate change were much stronger with a lot more decreases in high altitudes locations at the edge of the site and some increases only due to climate change that we don't observe anymore in the actual results (Figure 9). The overall change in erosion across scenarios showed more contrasted results in the previous run with increases due to LULC change that were offset by decreases due to climate change which we don't observe now.

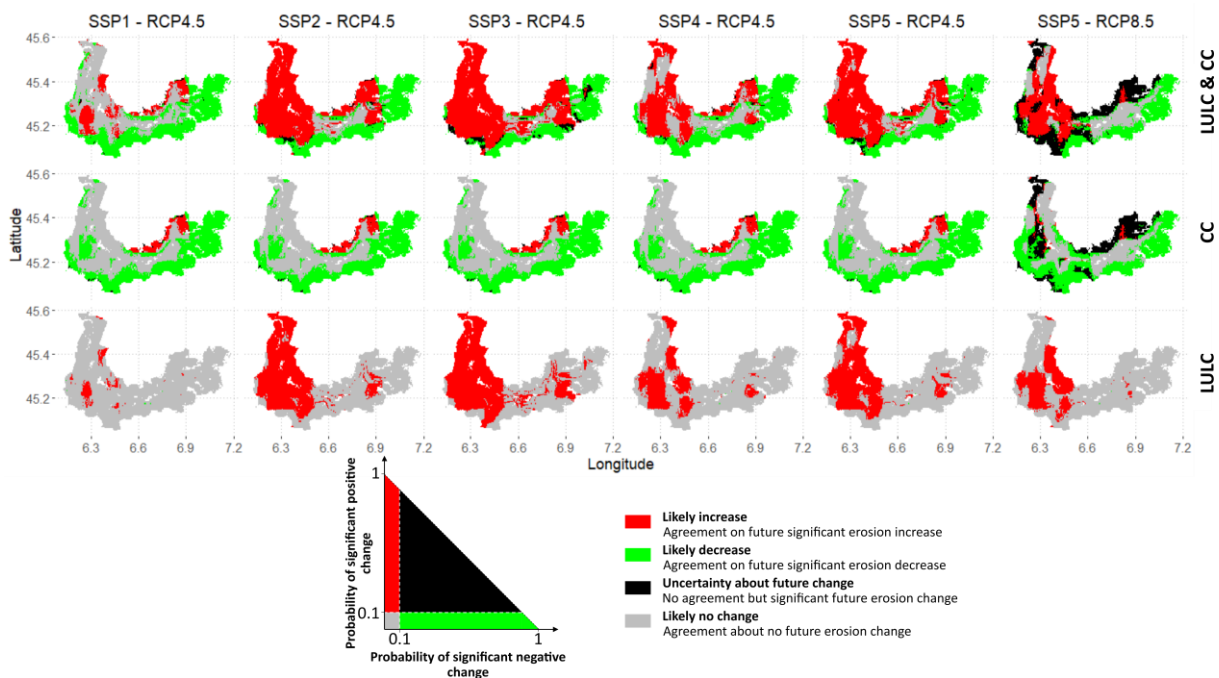


Figure 9: Likelihood and agreement of future erosion change across climate models and erosion parameters uncertainty sources decomposed future drivers of change and scenarios.

The previous run showed more significant change due to climate change compared to now, as well as less significant increases due to LULC. The addition of the two drivers showed more contrasted distribution of positive and negative significant changes across scenarios with a clear trend to an erosion decrease in the southwest and an increase in the north west of the study site while current results trend to predict an overall increase except in the far eastern part of the

valley. Areas of significant but uncertain changes were still mainly present in the SSP5-RCP8.5 scenario.

CHAPITRE IV : UNE ANALYSE
BAYESIENNE DE L'ADAPTATION DE LA
PRODUCTION DES PRAIRIES DE
MONTAGNE FACE AUX CHANGEMENTS
GLOBAUX



Haute Maurienne dans la partie est de la vallée. Le cliché montre les prairies gérées intensivement en fond de vallée, les prairies de moyennes altitudes (ou « montagnette ») largement recouvertes par la forêt et les alpages au-delà de la zone de combat. (Crédit du cliché à Gilles De Pelichy).

Dans ce dernier chapitre, nous nous sommes cette fois intéressés aux prairies et à leur production de biomasse dans le futur. Cet article propose une modélisation originale de la NCP de production de biomasse herbeuse construite à la fois grâce à des relations empiriques issues de campagnes de terrain s'étalant sur plusieurs années ainsi que des savoirs d'experts utilisés pour compléter le modèle lorsque d'autres relations n'étaient pas disponibles dans la littérature. Cette intégration de sources d'information diverses a été facilitée par l'utilisation d'un modèle probabiliste (un réseau bayésien). Comme dans le chapitre précédent, nous nous intéressons ici au devenir futur de cette NCP à l'horizon de la fin de ce siècle en proposant des estimations de la production future sous l'effet des changements climatiques et des changements d'occupations et d'usages des sols. De plus cet article va plus loin que le précédent en intégrant cette fois une analyse de la capacité de deux solutions d'adaptations à répondre aux

effets induits par les facteurs de changements. Ce chapitre adresse les questions spécifiques suivantes :

- 1) Quels facteurs de changements globaux contribuent le plus largement aux modifications futures de la production de biomasse ?
- 2) Comment des solutions d'adaptations peuvent participer à limiter les effets des futurs facteurs de changements globaux malgré les incertitudes ?
- 3) Comment les facteurs de changements globaux affectent la distribution temporelle de la production ?
- 4) Quels sont les effets des facteurs de changements sur la variabilité interannuelle de la production de biomasse des prairies ?

Le chapitre suivant est présenté sous la forme d'un article, ce troisième article sera soumis prochainement au journal *Agriculture, Ecosystems & Environment*.

Elleaume, N., Locatelli, B., Oszwald, J., Lavorel, S. (2022) A Bayesian analysis of adaptation of mountain grassland production to global change. Agriculture, Ecosystems & Environment. (In prep).

A Bayesian analysis of adaptation of mountain grassland production to global change

To be submitted to Agriculture, Ecosystems & Environment.

Authors: Nicolas Elleaume¹, Bruno Locatelli², Johan Oszwald³, Sandra Lavorel¹

1: Laboratoire d'Ecologie Alpine, Université Grenoble Alpes, Université Savoie Mont-Blanc, CNRS, Grenoble, France; 2: CIRAD, University of Montpellier, France; 3: LETG Rennes COSTEL, Université de Rennes 2

Abstract

In the mountains, grasslands provide nature's contributions to people essential to livestock production, which contributes to local economies, culture and identity. However, the future of grassland biomass production is highly uncertain under climate change: while an extended growing season may be an opportunity, more frequent and intense summer droughts could also reduce fodder quantity and quality. While land use and land cover (LULC) changes are also a major driver of changes in grassland biomass production, the effects of future land use transitions and climate change are rarely quantified jointly. Here, we propose to model the combined effects of these drivers of change on the grasslands of the Maurienne Valley (French Alps) by 2100. We built a Bayesian Belief Network (BBN) from long-term grassland production monitoring data complemented with expert knowledge. We assessed the potential of two candidate adaptations, intensification as an incremental solution, and silvopastoralism as a transformative solution to compensate combined impacts of two climate scenarios (moderate vs. high emission pathways RCP 4.5 and 8.5) and three land use change scenarios (Business-as-Usual, Tourism development and Conservation). First, the effects of LULC scenarios on total biomass production across the site were found to be much greater than those of the climate scenarios. The Conservation scenario showed the largest decrease in total biomass production (-28% on average between 2020 and 2085), followed by the Tourism development scenario (-7% on average) and the Business-as-Usual scenario, where production increased slightly (+3% on average). Second, climate change under RCP 8.5 affected the seasonality of production by increasing potential production from May to July while decreasing summer regrowth. This seasonal shift is a threat to the local grass-based livestock production system. Third, adaptation through intensification somewhat compensated scenario effects on biomass production, whereas adaptation through silvopastoralism offered only marginal gains in total biomass production. Lastly, the Bayesian network model allowed us to explicitly

capture the increase in interannual variability in biomass production under future change scenarios.

4.1 Introduction

Ecosystems in landscapes support multiple functions and values for humans, referred to as or ecosystem services or Nature's Contribution to People (NCP) (Díaz et al., 2018; Muradian and Gómez-Baggethun, 2021). Climate change will modify variables such as temperature or rainfall patterns and increase the frequency of extreme events such as floods, heatwaves or drought, with significant effects on ecosystems, NCP and human quality of life (IPBES, 2019; IPCC, 2022). The complex linkages and feedback loops that connect ecological systems to human societies are embedded in socio-ecosystems (SES), shaping the trajectories of specific landscapes (Fischer et al., 2008; Morandín-Ahuerma et al., 2019; Spiegelberger et al., 2018). Under climate change, SES will need to adapt to maintain their current functioning or transform (Colloff et al., 2017; Fedele et al., 2019). Furthermore, because future climate, social and ecological changes are inherently uncertain (Smith et al., 2011), the prospective assessment of changes in NCP supply for adaptation decision-making needs to carefully incorporate uncertainties (Maier et al., 2016), requiring probabilistic modelling frameworks (Dessai and Hulme, 2004; Refsgaard et al., 2013).

In mountain SES, the history of interaction between human communities and ecosystems has shaped complex and multifunctional landscapes (Egarter Vigl et al., 2016; Mottet et al., 2006; Zimmermann et al., 2010). In these landscapes, grasslands and pastures are an essential, and often dominant, component as they provide a wide range of NCP (Fischer et al., 2008; Lavorel et al., 2017a). Livestock farming depends on biomass supply for grazing and winter fodder production (Jäger et al., 2020a). Thus, the biomass production NCP contributes directly to the maintenance of income from cheese and meat production, directly supporting the quality of life of farmers, and more generally maintaining a cultural landscape to which collective identity is often tied (Barnaud and Couix, 2020; Bruley et al., 2021; Schirpke et al., 2022). By maintaining grasslands and meadows, mountain livestock farming systems also contribute to the conservation of genetic resources, water flow regulation, pollination, climate regulation and outdoor recreation (Battaglini et al., 2014). Thus, grasslands and the wide range of NCP they provide are often considered as essential components of a desirable future for mountain SES (Bruley et al., 2021; Fischer et al., 2008; Jäger et al., 2020b).

The future of mountain livestock production systems is directly linked to the future ability of grassland to provide biomass under the effects of climate change and changes in land use and land cover (LULC). Over the past century, landscapes and agricultural systems in mountain areas, and especially in the Alps, have faced major changes leading to an overall decrease in grassland area due to decreasing land use intensity and abandonment (Egarter Vigl et al., 2017; Lavorel et al., 2017a; Schirpke et al., 2020). Past changes reveal that landscape transformation is a powerful driver of change in mountains SES that directly affect the supply of NCP and human communities that depend on them (Albert et al., 2014; Elleaume et al., 2022; Hu et al., 2008; Schirpke et al., 2020). In addition to LULC change, the Alps have already experienced significant climate change with an average warming of +2°C, exceeding by twice the average temperature increase in the northern hemisphere since the late 19th century (Auer et al., 2007; Gobiet et al., 2014). Climate change could either enhance or reduce biomass production in grassland, as longer growing seasons could be an opportunity, while the increased frequency of extreme events like droughts could pose a direct threat (Carlson et al., 2017; Jäger et al., 2020a).

Knowledge about the future joint impacts of climate and LULC changes on grassland biomass production of mountain landscapes remains scarce (Jäger et al., 2020a). Existing studies have examined the effects of spatial variation along hydrological and altitudinal gradients (Della Chiesa et al., 2014), heatwave and drought events (Corona-Lozada et al., 2019; De Boeck et al., 2016; Ingrisch et al., 2018; Mastrotheodoros et al., 2020; Tello-García et al., 2020; Teuling et al., 2010), climate change (Jäger et al., 2020b; Lavorel, 2019) or LULC change (Ingrisch et al., 2018; Leitinger et al., 2010; Zeller et al., 2000; Zimmermann et al., 2010) on the ecological states of grasslands, their plant composition or the NCP they provide, but the joint effects of climate and LULC change on the NCP of biomass production at landscape scale have rarely been assessed (Lamarque et al., 2014). Furthermore, modelling studies of climate change impacts on mountain grassland biomass supply have often focused on the first growth period to peak biomass (typically May-July), while its effect on the August and fall growth periods have not been quantified (Jäger et al., 2020a; Rammig et al., 2010). Droughts are likely to become prevalent during the summer (Calanca, 2007) and evidence suggests that, despite an extended growing season with increased spring productivity (Jonas et al., 2008; Rammig et al., 2010), droughts severely reduce summer growth, leading overall to unchanged total production along with a temporal shift in its supply (Corona-Lozada et al., 2019; Wang et al., 2020). Those findings highlight the crucial importance of integrating the different growth periods into modelling approaches assessing climate change effects. Furthermore, in mountains interannual

climate variability results in high variability of biomass production (Neuwirth and Hofer, 2013) and the livestock farming system must deal with this variability to maintain its productive functions (Eitzinger et al., 2007). Fully assessing how climate change is likely to modify local weather variability and its consequences on annual biomass variability is also crucial to help the agricultural system to cope with future changes.

Lastly, the final step in dealing with the impact of the drivers is to search for adaptation solutions that could help limit the negative effects of climate or LULC changes at the landscape scale (Nettier and Sagot, 2016). Modelling the capacity of adaptation measures to cope with future impacts of drivers of change is a critical step in decision-making and adaptation planning for the agropastoral system (Herrero et al., 2016; Nettier et al., 2016). Understanding how agricultural systems will be modified by climate change and designing adaptation planning accordingly requires combining specific and local knowledge with global scenarios and knowledge. For this, regional place-based studies have been identified as good contributors to build a generic understanding of the impact of drivers of change and of adaptation solutions for agricultural systems (Rosenzweig and Tubiello, 2007). Addressing this collective goal, this paper aims to assess combined effects of climate and land use scenarios on grassland biomass production in an alpine valley, and how adaptation solutions can compensate for these impacts. For this we developed an advanced probabilistic modelling approach for capturing quantitative and expert knowledge and quantifying effects of climate, land use and adaptive practices on annual biomass production, its distribution across the production landscape and its interannual variability.

Increasing availability of data related to climate time series and scenarios, topography, soils or LULC has promoted spatial modelling of NCP (Lavorel et al., 2017b; Ochoa and Urbina-Cardona, 2017). Among available modelling methods, Bayesian Belief Networks (BBN) (Aguilera et al., 2011; Barton et al., 2012) are increasingly used in environmental assessment (McCann et al., 2006) and more specifically used to quantify NCP (Landuyt et al., 2013). BBN are graphical probabilistic models that represent causal relationships among variables of a system (Ben-Gal, 2008). In environmental modelling, BBN are used to predict the influence of environmental predictors on variables representing an ecological response (Aguilera et al., 2011; Uusitalo, 2007). They have been widely used to support decision making (Ames et al., 2005; Schmitt and Brugere, 2013), predict land use change decisions (Aalders, 2008; Celio et al., 2014) or quantify NCP supply (Gonzalez-Redin et al., 2016; Haines-Young, 2011; Landuyt et al., 2013; Stritih et al., 2018). When used to predict NCP, they are often built in conjunction

with GIS technology to provide spatially explicit estimates of NCP supply (Chee et al., 2016; Grafius et al., 2019; Landuyt et al., 2015; Stassopoulou et al., 1998). Main advantages of BBN in NCP assessment are: their adaptive modelling framework (Landuyt et al., 2013), their ability to explicitly capture many types of uncertainty (Falk et al., 2010; Pérez-Miñana, 2016; Stritih et al., 2018) and their capacity to combine expert knowledge and empirical data (Aguilera et al., 2011; Kuhnert et al., 2010). Their structure that allows to quantify and assess the propagation of uncertainty is especially relevant for NCP assessment in a context of adaptation planning (Dessai and Hulme, 2004; Refsgaard et al., 2013).

Here we demonstrate how BBN modelling can support the evaluation of: 1) the likely consequences on landscape-scale herbaceous biomass supply of future scenarios of climate change (embedded as Representative Concentration Pathways – RCPs) and of land use and land cover changes that control spatial distribution of grassland surfaces, and 2) the effectiveness of contrasted adaptation solutions. Using a BBN, we combined published statistical relationships between variables in the model and expert knowledge, such as the effect of late-season climate effects on grassland production. This allowed us to forecast changes in total grassland production, its spatial distribution and interannual variability.

4.2 Materiel and Methods

4.2.1 Study Site

We modelled grassland biomass production in the Maurienne Valley (French Alps), a 120-km-long alpine valley at the south-east of France next to the border with Italy. At sea level, its average altitude is of 2034 m, its lowest elevation is 298 m and its highest is 3571 m. Its centre is located at 45°11'N - 6°39'E and its extent covers 1 976 km². The Arc River has shaped the valley and flows from the east to the west. Rainfall in the valley follows a sharp gradient from the southeast (drier with an average annual rainfall of 1142 mm in Aussois between 1999 and 2019) to the northwest (more humid with an average annual rainfall of 1641 mm in Saint-Rémy-de-Maurienne between 1999 and 2019). As rainfall, temperatures follow a west-east altitudinal gradient with colder temperature on average in the east (0.1 °C mean annual temperature in Aussois) and milder one in the west (4.6 °C mean annual temperature in Saint-Rémy-de-Maurienne). Grasslands cover 26% of the site. Fertilized, flat hay meadows at the valley bottom (< 1400 m) have the highest productivity followed by medium altitude grasslands (1400 to 2000m) and by high altitude pastures (Alpine pasture > 2000 m). Those grasslands

are exploited to feed herds of the 350 farms of the valley. The Maurienne Valley falls within the perimeter of the Protected Designation of Origin (PDO) label for the Beaufort, a cheese made from local cow milk (INAO, 2015). In the Maurienne valley about 38% of farms are producing cows' milk for the Beaufort, with about 80 producers spread out in 3 cooperatives. About 10% of farms are producing beef meat while caprine and ovine herds represent 25% of the exploitation mainly for lambs meat and goat's milk (SPM, 2020). Overall, the livestock system in the Maurienne Valley is dominated by cow's milk production destined to the Beaufort production. The agropastoral system of the valley presents a typical distribution of the use of the meadow surfaces with mowed meadows located in the most productive and accessible areas at the bottom of the valley, while the most distant and least accessible areas are dedicated to grazing. The specifications of the Beaufort PDO require that 70% of the fodder used to feed the dairy cows come from local meadows. This feeding constraint makes the agricultural system very sensitive to any loss of mowing areas at the bottom of the valley.

Bare soils cover 34% of the study site mainly at higher elevations and in very steep areas (34%). Forest covers 26% of the site mainly in medium altitude sloping areas. Shrubs occupy 5% of the site mainly on previously exploited grassland and transitional shrublands. Glaciers cover 2% of the valley at very high altitude on the summits. Lakes and the Arc rivers make the valley covered by 1% of water surface. Built up areas cover 2% of the site, mainly in the lower part of the valley and with villages or ski resort in medium and high altitude.

4.2.2 Building the Bayesian Belief Network

Bayesian Belief Networks (BBN) are probabilistic models with two elements. First, a directed acyclic graph represents system variables as nodes and their dependencies as directed links. Second, conditional probability tables determine the probability of each state of each variable according to the states of its parent variables. The strength of BBN is their ability to integrate diverse data types and to learn from new information about the state of a variable (Uusitalo, 2007). One limitation is that BBN requires continuous variables to be discretised, which can result in a loss of information (Landuyt et al., 2013; Myllymäki et al., 2002; Stritih et al., 2018).

We built a BBN composed of 31 nodes and 71 links using existing data, previous studies, expert knowledge, and the Netica software version 6.09 (Norsys Software Corp. <https://www.norsys.com/>). The model output is the probability distribution of grassland annual biomass production, which requires assessing biomass growth for three periods: spring to July,

August and September (Fig. 1). Research in the “Alpages Sentinelles” program provided statistical relationships between climatic variables and peak biomass growth from spring to July (Deléglise et al., 2019; Grigulis and Lavorel, 2020; Nettiier et al., 2017). Because no relationship was available in the literature for August and September growth, expert knowledge was used to build causal relationships and fill the conditional probability tables of those variables. One expert was elicited in this study to build a first set of relationships allowing access to biomass production estimates for the summer and fall growth periods, thanks to the adaptive modelling framework of BBN, information can always be updated, and other experts could contribute to improving relations relying on the elicitation process (Supplementary Material A).

The BBN was trained first to learn the distribution of each climate variable according to the RCP, time-periods or climate model, and second to learn the distribution of grassland types according to spatial variables (altitude, slope, insolation, distance to the roads, and concavity) types. The second training was needed to expand the map of grassland type, because the available map did not cover the whole study area (Supplementary Material B). We have used to our advantage the ability of BBNs to explicitly capture uncertainties to work on the annual variability (a recognized and characterizable form of statistical uncertainty) in biomass production. This variability in annual production is itself dependent on the distributions of the different climatic parameters that constrain production. The variability of annual production is critical for the agropastoral systems that depend on it and our approach allows us to analyse how it is likely to be modified in the future under different change scenarios in combination with adaptation solutions.

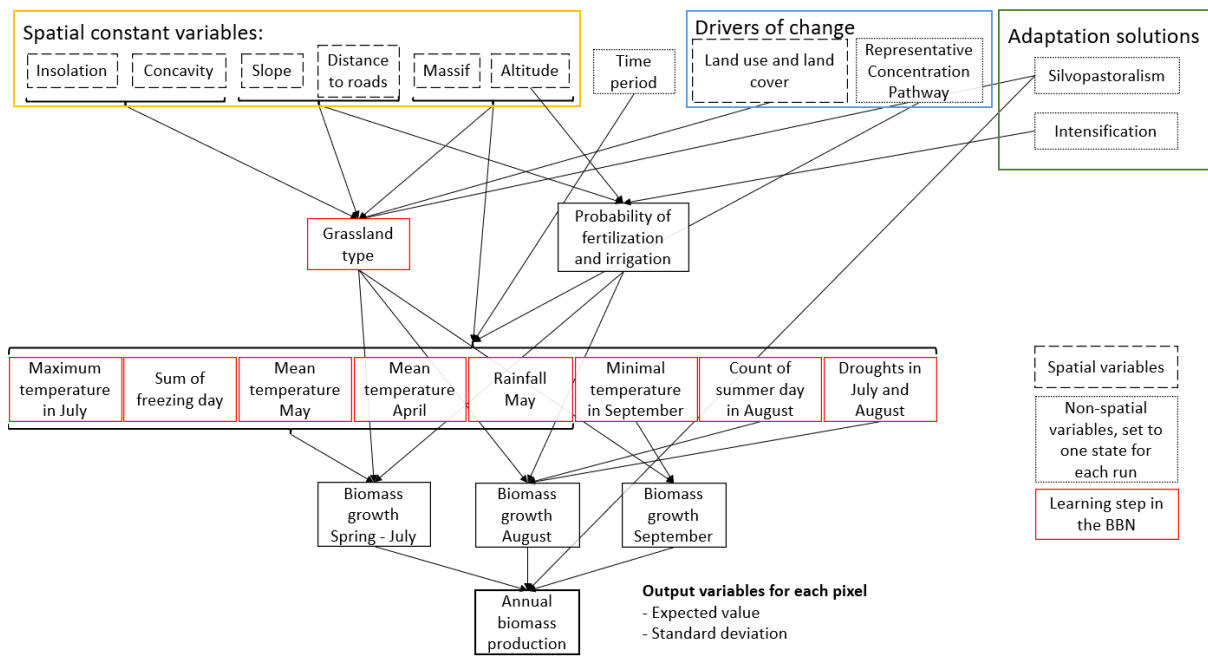


Figure 15: Simplified representation of the Bayesian Belief Network graph. Braces are used to group links between variables to simplify the numerous relationships in the schema.

4.2.3 Input Spatial Data

We used several spatial inputs to model grassland biomass production in a spatially explicit way. A 5 m resolution Digital Elevation Model (DEM) (IGN, 2001) provided altitude and was transformed into slope, concavity, and insolation. Slope was calculated using the QGIS slope algorithm (QGIS Development Team, 2022). Terrain concavity was calculated using the Terrain Surface Convexity algorithm from SAGA software (Conrad et al., 2015; Iwahashi and Pike, 2007). The r.sun algorithm was used to calculate the insolation (direct solar irradiance) (Hofierka and Ri, 2002). We used the r.grow.distance from GRASS toolbox in QGIS to produce a raster of the distance to the nearest road (GRASS Development Team, 2017). The land use and land cover dataset were provided by the Data Management Authority from the Savoie department for the years 2006, 2009, 2013 and 2016. We also used an existing map of grassland types (Bernard-Brunet and Bornard, 2004; Bornard and Dubost, 1992), developed with remote sensing, fieldwork and classifying grassland ecological properties and growth capacities into six types (from very low and very high productivity).

4.2.4 Scenarios of Climate and Land Used and Land Cover Change

To assess the impacts of climate change on grassland productivity, we used a climatic dataset produced by the EUROCORDEX project and downscaled with the ADAMONT method for the

specific Alpine context by altitudinal bands of 300 m and mountain massifs, including six massifs within our study site (Verfaillie et al., 2017). We selected two medium and high emission pathways RCP 4.5 and 8.5. The data on future drought came from the CLIMSEC dataset (Habets et al., 2008; Soubeyroux et al., 2012; Vidal et al., 2010), particularly its Standardized Soil Wetness Index (SSWI). We selected scenarios A2 and B1 associated respectively with the RCP 4.5 and 8.5. To account for climate interannual variability, we extracted all climatic variables for 30 consecutive years, in three time periods centered in 2020, 2050, and 2085.

We built three contrasted future LULC scenarios from 2020 to 2085 with the CLUMPY model (Mazy and Longaretti, 2022) and the “Montagnes 2040” narratives (Claveranne, 2013). The “Business As Usual” scenario (BAU) extended the 2006-2016 trends. The “Conservation” scenario assumed: the expansion of protected areas, reduced support for agriculture and livestock farming, and LULC transitions, i.e., from grassland to shrub or forest, and from shrubland to forest (aka landscape encroachment). The “Tourism” scenario assumed the development of ski resorts and mass tourism in the valley, a growing urbanization in low and middle altitude, and LULC transitions from grassland or shrub to urban. The following paragraphs describe the main results of the LULC modelling process.

The BAU fostered urbanization in lowlands on grassland, light encroachment (gain of shrubs or forest) of grassland at medium altitude and marginal grassland clearing (Table 1). The conservation scenario was characterized by a high gain of transitional shrublands especially at medium and high altitudes with very high colonization of grassland by forest and shrubs. Other classes were only marginally affected. The Tourism scenario was characterized by very high conversions of grassland to urban areas or crops especially, at low to medium altitudes and light gain of transitional shrublands at medium altitude (for a mapping of the main LULC transitions under the three LULC change scenarios, see Supplementary Material C).

Table 4: Surfaces of grassland and shrubs in kilometers² across time-periods and scenarios (percentages are calculated relative to 2020).

Year	2020				2085		
	Reference	BAU	Conservation	Tourism	BAU	Conservation	Tourism
Grassland total	541.0	545.0 (+0.7%)	405.5 (-25.1%)	529.8 (-2.1%)	539.6 (-0.3%)	392.0 (-27.5%)	516.6 (-4.5%)
Shrub total	111.5	110.0 (-1.4%)	138.3 (+24%)	110.3 (- 1.1%)	114.2 (+2.4%)	134.1 (+20.2%)	114.8 (+2.9%)
Shrub transitioning from grassland during the last 35 yr (km ²)		0.8	46.1	1.6	1.4	45.8	3.1

We expect that the LULC scenarios will affect biomass production differently. In the BAU scenario, grassland areas are decreasing slightly. In the conservation scenario, grassland areas are drastically reduced but mostly at high altitudes where productivity is low. In the tourism scenario, grassland areas are moderately reduced but at low and medium altitude, where biomass productivity is high (Figure 2).

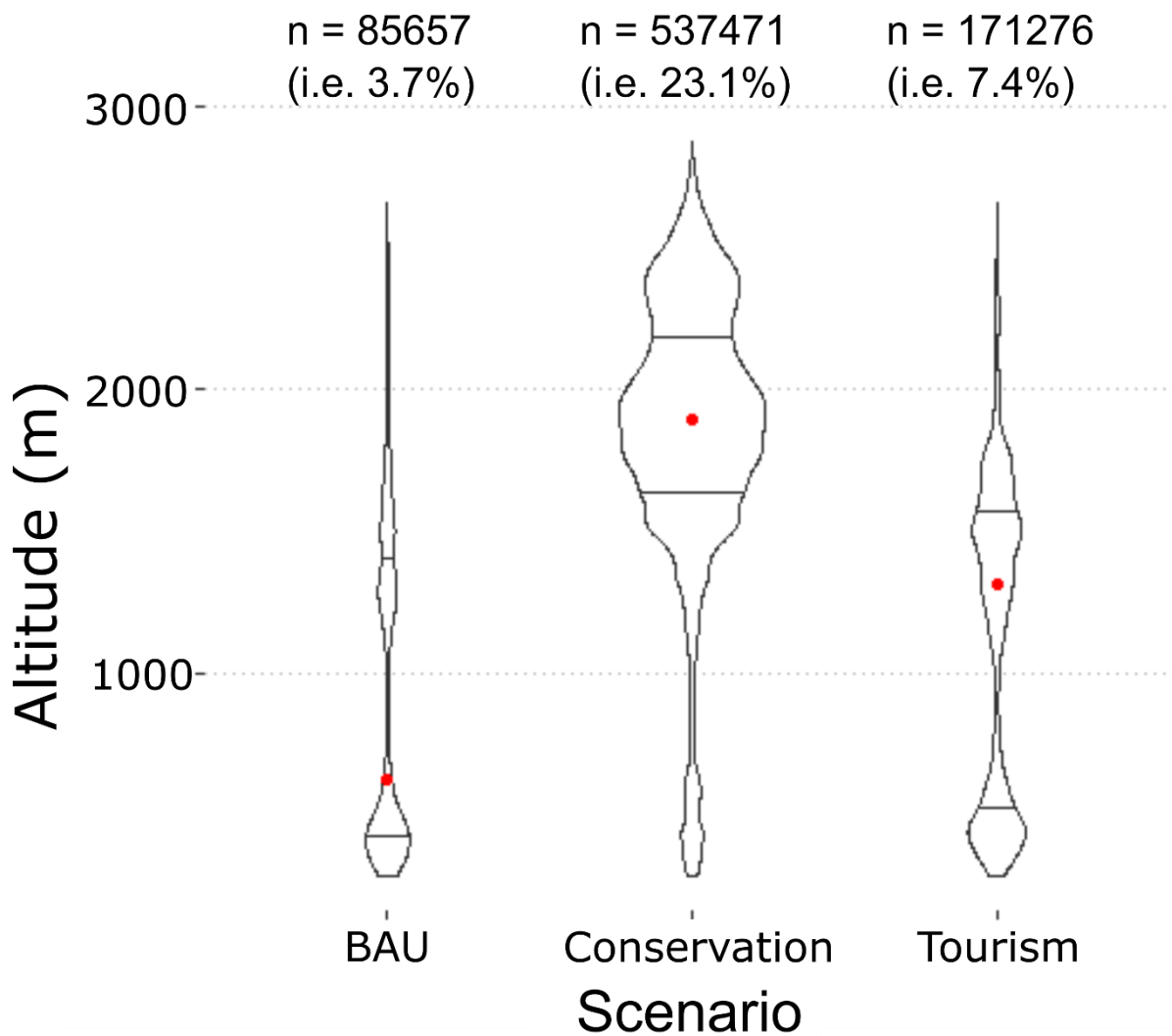


Figure 16: Grassland loss between 2020 and 2085 by scenarios and altitude. n indicates the total number of pixels of grassland losses and the associated percentage refers to transitions relative to the total site area. Lines refer to quartiles and the red dot to median value. Violin widths are displayed according to the total number of transitions under the three scenarios.

4.2.5 Adaptation Solutions

We implemented two candidate adaptation solutions into the BBN to assess their capacity to compensate for the effect of drivers of change or possibly increase the total biomass production in the valley. Two common climate adaptation solutions in the Alps were assessed: the set-up of understorey grazing (“Silvopastoralism”) and grassland fertilization and irrigation (“Intensification”) (Lamarque et al., 2013; Nettier et al., 2017). Silvopastoralism was implemented in the model by accounting for the herbaceous layer of shrublands. Only recent transitions from grassland to shrub (<35 years) can produce biomass in the adaptation solution as we assumed that recently transitional shrublands still have an exploitable herbaceous layer. Still, this solution would require transformative change in agricultural systems from bovine to

caprine herds, because understorey grazing is accessible to small animals. The intensification solution is based on a much wider use of fertilization and irrigation techniques already in use. This adaptation solution is considered of incremental nature and would require additional expenditures rather than substantial changes in the socio-ecological system. This adaptation solution was implemented in the network with two possible states: “Lowland intensification” where only grasslands under 1400 m are irrigated and fertilized, and “Wide intensification” where grassland may be fertilized and irrigated until 2000 m. The slopes and distance to the roads were also set as a constrain to calculate the probability of a grassland to be irrigated or not (see Supplementary Material A for a full description of the nodes and the relations between variables). All those adaptation solutions were only deployed for the future time periods (2050 and 2085).

4.3 Results

4.3.1 Biomass production in 2020

Our model simulated an average biomass production of 348 103 kg.km⁻².year⁻¹ across the Maurienne valley in 2020, with a strong altitudinal gradient towards lower production (Figure 3). This value is substantially lower than that estimated for the Alpine Convention area (980 103 kg.km⁻².year⁻¹, Jäger et al., 2020b) and explained by the steep terrain of our site, where very few lowlands are available for intensively managed productive grassland and meadows. The flat lowlands in the western part of the valley (< 800 m) showed a production of 903 ton.km⁻².year⁻¹, contrasting with very high-altitude locations (> 2400 m) which produce 272 ton.km⁻².year⁻¹ on average. We observed a high interannual variability for all grassland types (CV = 27-77%; average: 56%). More productive grasslands in the lowland tend to have more predictable biomass supply than high-altitude pastures with coefficients of variation ranging from an average of 45% for grasslands under 1400 m, to 55% at medium altitude (1400-2000 m) and 58% for higher-altitude summer pastures (> 2000 m).

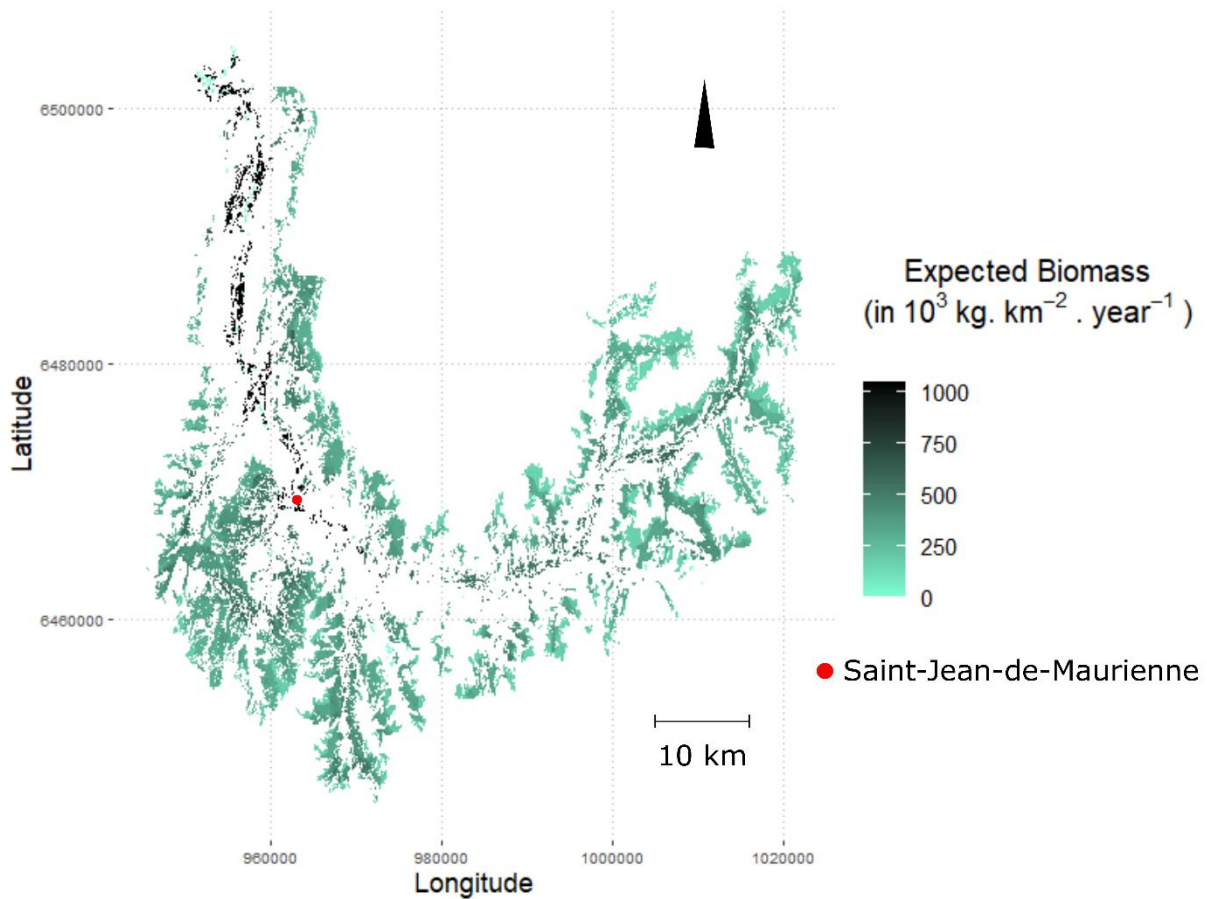


Figure 17: Potential biomass production for 2020 under current management.

4.3.2 Response of total biomass production to future drivers of change without adaptation

Across combined climate and LULC scenarios, total annual grassland biomass production of the Maurienne valley was mostly influenced by future LULC scenarios. Future scenarios of LULC differed significantly in their effects on changes in biomass production between 2020 and 2085 (Table 2), reflecting their respective changes in grassland area from minors under BAU, to moderate under the Tourism scenario and high under the Conservation scenario (see Table 1: Supplementary Material C). The Conservation scenario showed the strongest reduction in total biomass production due to the large reduction of grassland areas, with a statistically significant mean decrease of -28.3% of the total biomass as compared to BAU when averaging across RCP or time-periods (P-value < 0.05, see Supplementary Material D). The Tourism scenario decreased total biomass production somewhat less (-6.6%) than the Conservation scenario (no significant difference with BAU; Supplementary Material D), in spite of large

reductions in high productivity grassland at low and medium altitudes under this scenario (Figure 2).

Table 5: Total biomass production across RCP, LULC scenarios and time periods assuming no adaptation solution. Change for each time-period represents the relative difference with 2020.

		2020	2050			2085		
		—	BAU	Conservation	Tourism	BAU	Conservation	Tourism
RCP 4.5	Total production (10 ⁶ kg)	31.04	31.32	22.45	29.33	32.08	22.46	29.01
	Change from 2020 (%)	—	0.9	-27.7	-5.5	3.4	-27.6	-6.5
RCP8.5	Total production (10 ⁶ kg)	—	30.66	21.99	28.68	31.93	22.39	28.85
	Change from 2020 (%)	—	-1.2	-29.2	-7.6	2.9	-27.9	-7.1

Climate change scenarios did not significantly impact total annual biomass production, despite a slight increasing trend in 2085. The two climate scenarios did not differ significantly in their effects on changes in total annual biomass between 2020 and 2085 (P-value < 0.05, see Supplementary Material D). By 2085, both RCP tended to slightly increase the production.

However, the negligible effects of climate change on total annual production mask very large disparities when examining seasonal growth periods separately (Figure 4). When examining the effects of climate change at constant LULC over the different growth periods, the two RCP showed much more contrasted effects than when looking at total annual growth. Climate change in 2085 affects the distribution of biomass production over time: with an increased production during the first growth period and a high loss during the summer growth. This effect is extremely sharp under RCP 8.5 in 2085. This phenological shift in the expected availability of biomass over a year is a major threat to the pastoral system considering the high biomass demand for grazing during summer. For both RCP scenario, the first growth is likely to be increased in 2085 but the summer growth was dramatically reduced especially under RCP 8.5 (mean value of 40% loss). September growth was enhanced under RCP 4.5 and reduced under RCP 8.5.

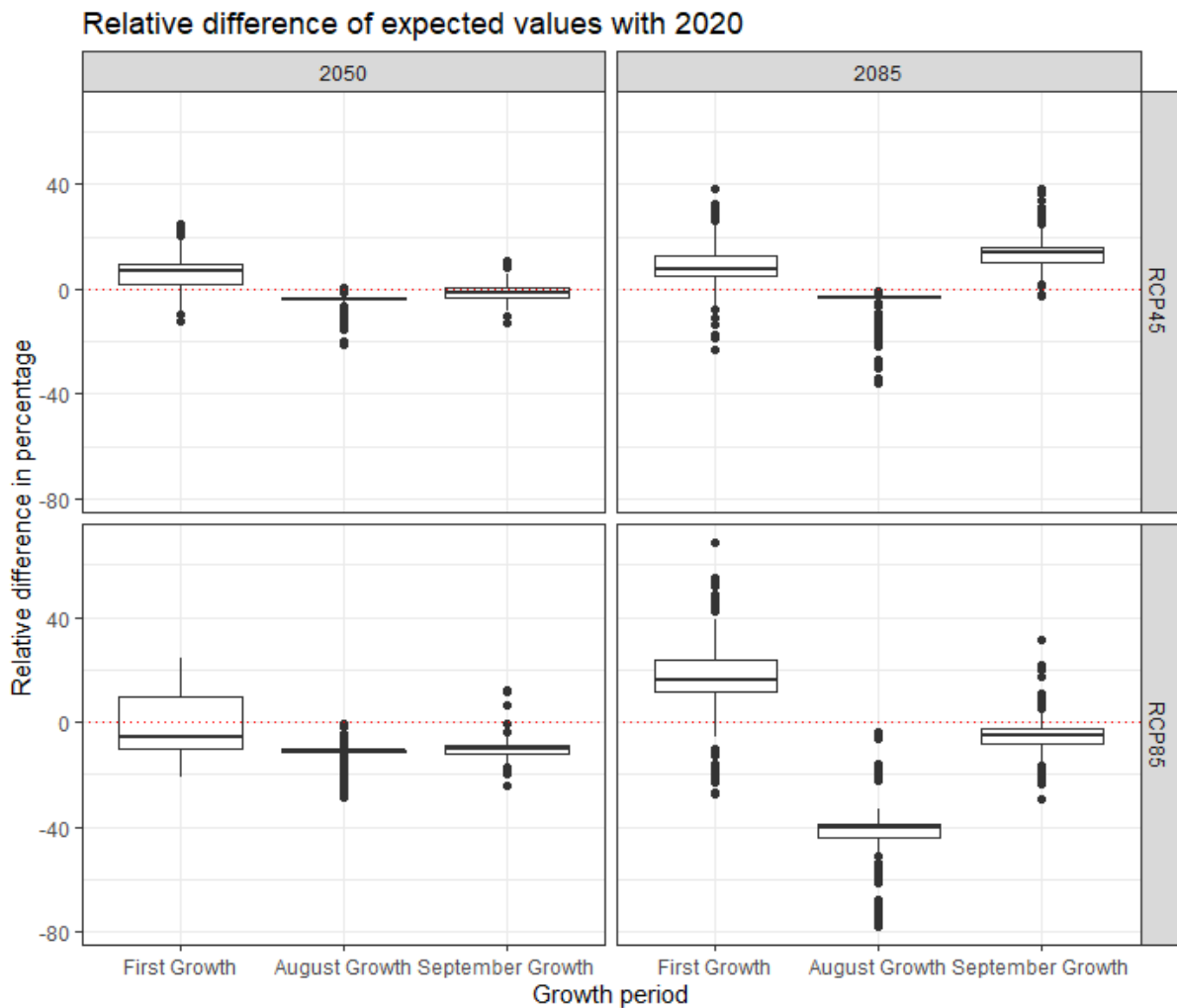


Figure 18: Relative difference of biomass production during present with 2050 and 2085 time periods across the three growth periods and scenarios of climate change. Those results were produced considering the land use and land cover was constant to only assessed the effect of climate change to the three growth periods. Boxplot whiskers are calculated with $1.5 \times$ Interquartile range, the box upper, middle and bottom are respectively the last quartile, median and first quartile of the relative difference distribution.

4.3.3 Coping With Scenarios Impacts with Adaptation Solutions

Adaptation based on intensification of grassland management significantly increased biomass production in 2085 compared to 2020 (Supplementary Material D). As future LULC scenario controls the area of recently transitioning shrubs (the surfaces exploited under the Silvopastoralism adaptation solution), we expected a significant interaction between LULC scenario and Silvopastoralism, but it was not the case (Supplementary Material C). The Silvopastoralism adaptation solution was never sufficient to compensate for negative effects of climate or LULC changes in any scenario or RCP by 2085 (Figure 5). Intensification solutions showed largest effect on total biomass with large increases in all scenarios, especially under the wide conditions, where fertilization and irrigation are extended to medium altitudes. Except in

the Conservation scenario, all cases using the wide intensification solution showed increases in total biomass production.

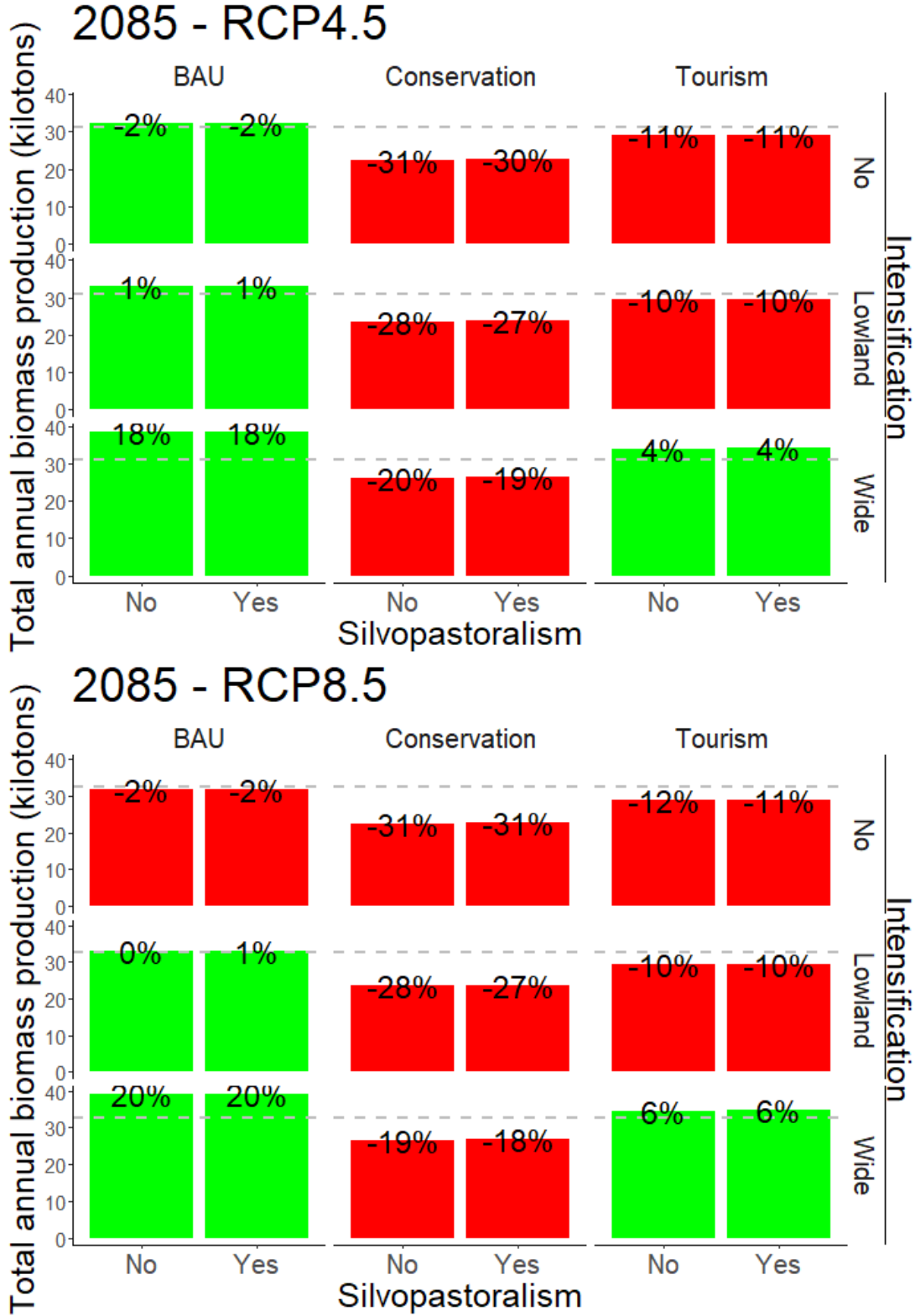


Figure 19: Total annual biomass production change across LULC scenario, RCP scenario and adaptation solutions. The grey line refers to the base value of 2020. Percentage labels indicate the relative difference in biomass production between 2020 and 2085.

Maintaining the current total production under the BAU trajectory would not require any adaptation solution under the RCP 4.5, while the lowland intensification solution would be enough to maintain current production under RCP 8.5. No adaptation solution could prevent the loss of total biomass due to LULC change in the Conservation scenario. Under the Tourism scenario, production losses were only compensated by a wide intensification of grasslands in the study site. Under all LULC scenarios, the largest changes of biomass production were observed in lowlands where productive grasslands are located. Extreme losses or gains were observed where transitions occurred from or to grassland.

4.3.4 Effectiveness of Adaptation Solutions

As each adaptation alternative is associated with different available grassland areas, we evaluated the effect of each combination of adaptation alternatives by calculating their gains relative to the mobilized area for each time-period and scenario. As there were only very small differences between the two RCP in gains by unit area of adaptation solution, the following section presents average gains per area across the two RCP (Table 3). The gain by unit area of adaptation reflects its efficiency to increase biomass production with regard to the deployment effort. Overall, when averaging across time-periods and LULC scenarios the intensification solution (66 tons per km² for lowland intensification, 64 tons per km² for wide intensification) was far more efficient than the silvopastoralism adaptation solution (48 tons of biomass per km²) (Table 3).

The efficiency of most combinations of LULC scenarios and adaptation solutions tended to increase slightly over time. However, there were large drops in efficiency for the BAU scenario with lowland intensification and the Tourism scenario with both intensification solutions (Table 3). Under the Tourism scenario, this drop was explained by the altitudinal distribution of grassland losses, with the greatest grassland conversion of low altitude, highly productive grasslands, and a substantial loss of medium altitude grassland between 2020 and 2085 (Figure 2). As a result, only a diminishing portion of medium to high productivity grasslands remained, which reduced the efficiency of the intensification solution whatever its extent. To a lesser extent, the BAU scenario was also characterized by a significant loss of low altitude grasslands, but compared to the Tourism scenario, mid elevation grasslands were fairly conserved (Figure 2). This conservation of medium altitude grasslands in BAU allowed the efficiency of the wide intensification adaptation solution to be maintained. Lastly, the Tourism scenario also showed the highest efficiency gain of any adaptation solution between 2050 and 2085, allowing

silvopastoralism to reach the same efficiency as lowland intensification by 2085 (Table 3). While not having large effects on the valley’s total biomass production, the local implementation of this adaptation solution may lead to high gains, especially if deployed over recently transitioning productive grasslands.

Table 6: Efficiency of adaptation solutions across time-periods and future land use and land cover scenarios. Gains were averaged over the two RCP scenarios.

	2050			2085		
	BAU	Conservation	Tourism	BAU	Conservation	Tourism
Silvopastoralism (103 kg biomass per km ² of implementation)	56.7	31.8	38.9	61.1	34.4	51.9
Lowland intensification (103 kg biomass per km ² of implementation)	76.4	63.9	68	73.7	60.4	52.7
Wide intensification (103 kg biomass per km ² of implementation)	61.3	59.3	58.6	65.7	62.7	61.3

4.3.5 Effects of climate change and adaptation solutions on interannual variability of biomass production

All future LULC and climate scenarios increased interannual variability of biomass production whatever the adaptation solution, especially by 2085 (Figure 6). By 2085, increases in interannual variability were predicted for more than 90% of the grassland area under RCP 8.5 and for approx. 75% of the area under RCP 4.5, generating very high uncertainty for the pastoral system. The BAU and Tourism scenarios showed very similar trends across time and RCP. Interestingly, under the Conservation scenario increases in interannual variability concerned less of the grassland area than under the other two scenarios, and variability even decreased for a substantial proportion. None of the two silvopastoralism solutions changed variability whatever the RCP or period. In contrast, large increases in biomass production under the intensification solution were also associated with increased variability.

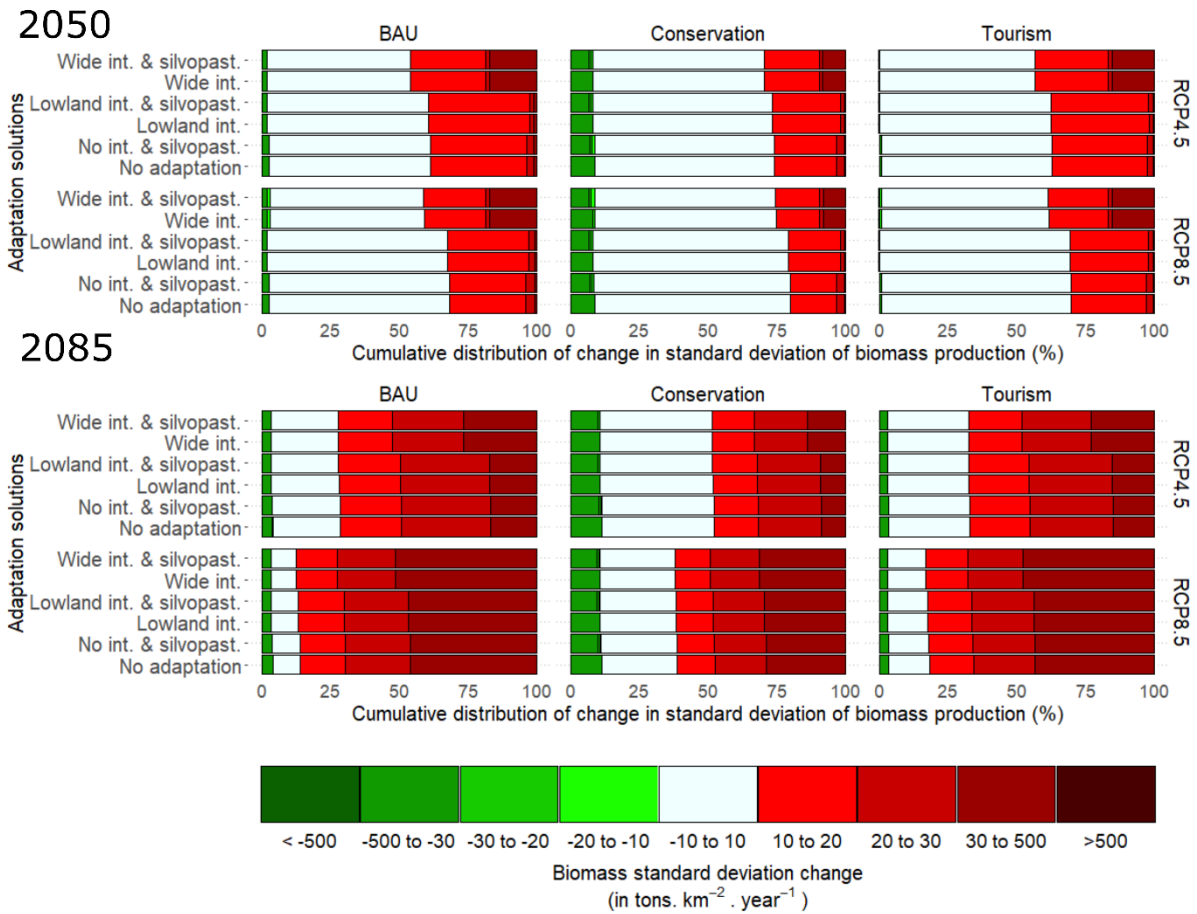


Figure 6: Cumulative distribution of annual variability change of biomass production (expressed as absolute change in the standard deviation between the future and 2020 with no adaptation solutions) across RCP, time-periods and adaptation solutions. Int. : Intensification; Silvopast. : silvopastoralism.

4.4 Discussion

4.4.1 Effects of climate and LULC on biomass production

Our simulations revealed that LULC change will affect future grassland biomass production in the Maurienne Valley much more than climate change, due to considerable losses in the area available for fodder production (including extreme changes under the Conservation scenario). LULC transitions and landscape modifications have already been identified as a major driver of change for past grassland biomass production (Kanianska et al., 2014; Kohlheb and Krausmann, 2009; Schirpke et al., 2017) and our results demonstrate that they are likely to be as critical to the future trajectory of grassland production. Our simulations also revealed that understanding how changes in grassland area are distributed across altitudes is essential to predict likely impacts of future climate change on livestock production systems.

Consistent with the spatial model projections made by Jäger et al. (2020b) for our study site, total potential production only slightly increased under RCP 4.5 and slightly decreased under RCP 8.5. Importantly, we found that climate change is expected to modify the seasonal pattern of biomass production with increased growth to peak vegetation and reduced August and September regrowth, especially under the high emissions pathway (RCP 8.5) and by 2085. These results concur with an analysis over 35 years in a Tibetan alpine grassland showing that while grassland phenology shifted due to climate change, total biomass production remained unchanged due to summer drought (Wang et al., 2020). The projected seasonal shift in biomass growth is also consistent with other statistical models for Switzerland showing increased production to peak biomass due to early snow melt (Jonas et al., 2008; Rammig et al., 2010) and with observed negative effects of higher temperatures and drought intensity and frequencies in August and September (Corona-Lozada et al., 2019; De Boeck et al., 2016). These findings highlight the need to include different growth periods in studies aiming at predicting impacts of climate change on grasslands (Choler, 2015; Wang et al., 2020). This temporal shift in production may cause demand to be desynchronized from supply unless pastoral and farming systems adapt to low grassland fodder supply during summer and autumn, by reducing stocking and/or by purchasing external fodder, an adaptation that is, however, not allowed under current PDO rules (Grosinger et al., 2021). Lastly, interannual variability of biomass production increased across all scenarios and adaptation solutions, thereby posing a further threat to the future viability of the livestock production system.

When combining these climate change effects to considerable losses in production from LULC changes, the current agricultural system could be highly threatened, with fodder production likely to be highly modified in the Maurienne valley under the most extreme RCP 8.5. Still, those two drivers of change are not of the same nature: climate change is external to the region (in the sense that any measures to reduce greenhouse gas emissions, even drastic ones, taken within the perimeter of the study site, will have a completely negligible effect on the overall intensity of climate change), while it is not the case for landscape changes and LULC transitions. Although related to external factors, land use and land cover change is far more constrained by factors endogenous to the study site (Lambin et al., 2001). They may include: local natural processes, farmers practices and responses to economic opportunities, local governance, environmental management or urban planning, all of which interact over time to control locally how LULC transitions occur and shape the overall trajectory of landscape change. These endogenous factors, together with the structure of their interactions over time, form a vast set of potential levers for the adaptation of the forage system, as the landscape trajectory of our site has proven to be a determining factor for its future (Opdam et al., 2009).

4.4.2 Adaptation Solutions to Climate and LULC Change

To maintain current Maurienne agricultural livestock systems, the silvopastoralism adaptation was never sufficient to cancel out negative effects of drivers of change on grassland biomass production. It was, however, the most efficient solution by unit of area under the scenario, where large gain of transitional shrublands occurred at low altitude on highly productive grasslands. Silvopastoralism may thus be part of adaptation solutions, although it requires transforming production systems from bovine to caprine livestock.

As the intensification solution substantially increased biomass production, it could offset climate change impacts and is a potentially important adaptation option. Intensification was particularly efficient when only deployed in lowland highly productive grassland. This solution would, however, require considerable investments, especially because a wide application would include irrigation and fertilization of grasslands where slope or remoteness increase costs. It would also come with high environmental costs due to water pollution by fertilizers and water overharvesting by irrigation (Botter et al., 2021). Irrigation would also potentially create conflicts on water sharing in a context where drought frequency and summer heatwaves increase (Jäger et al., 2020a; Meisser et al., 2013). A recommendation for adaptation of the study site would be to define spatial and temporal priorities for the two solutions. For example,

silvopastoralism could target areas where shrublands expand on grasslands and caprine livestock can be gradually introduced. Afterwards, according to the intensity of climate change and to the magnitude of LULC change, lowland intensification could support high gains in biomass, but those solutions should be implemented in agreement with local stakeholders to avoid potential conflict regarding water uses and pollution.

Lastly, simulations showed that the efficiency of adaptation solutions is not necessarily maintained or increased over time but depends largely on LULC change and more specifically on the altitudinal distribution of grassland conversion. Therefore, understanding likely grassland conversions is essential for planning adaptation of the forage system. But the future trajectory is still unknown, and many uncertainties remain about its future. Thus, fostering the development of adaptive management at the landscape scale could allow updating knowledge of: the system as a whole, its trajectory over time, as well as the governance of adaptation solutions, and open promising avenues for responding to the effects of future change (Armitage et al., 2009; Rist et al., 2013). Our analysis assessed the effects of only two adaptation solutions but others should be analysed, such as the modification of grassland type through the introduction of seed mixtures with drought-resistant species (Frenck et al., 2018; Peratoner et al., 2018). Further research could also account for adaptation costs in assessing the efficiency of different solutions. Silvopastoralism would require a switch in herd composition with an initial investment but limited later costs, contrary to the intensification solution where both initial and long-term investments would be required.

4.4.3 Interest and Limitations of Bayesian Belief Network for NCP Modelling

The probabilistic nature of BBN is a major advantage for modelling NCP as it allows to quantify explicitly uncertainties in the ecosystem service assessment (Landuyt et al., 2013). Our model explicitly assessed the annual variability of biomass growth, considering variability and uncertainty in the classification of grassland types. Assessing annual variability of NCP is crucial as year-to-year fluctuations can strongly affect the production systems that rely on their supply (Albrich et al., 2018; Mearns, 2003). While our results indicated that mean biomass production is driven more by LULC than climate scenarios, annual variability in biomass production was more sensitive to climate than LULC scenarios. We found that the uncertainty of biomass production will increase on average across the study site, especially under the extreme climate change scenario (RCP 8.5) and in the far future (2085). Although

intensification significantly increases biomass production, it also increases variability, more so than silvopastoralism.

Our uncertainty analysis could consider other uncertainty sources, such as uncertainty arising from the future LULC modelling or climate modelling (Grêt-Regamey et al., 2013; Hamel and Bryant, 2017; Stritih et al., 2018) and uncertainty related to model structure, which is largely ignored in uncertainty assessments (Ascough et al., 2008). The graphical nature of BBN can help discuss model structure and variable dependency with experts and improve the overall model structure (Barton et al., 2012; Landuyt et al., 2013). Furthermore, the statistical relationships used for the first growth period are only valid within the specific statistical domains of the study from which they are drawn (Grigulis and Lavorel, 2020) and shifts to completely new climate regimes would limit their valid applicability. Also, implementing climatic drivers to the module predicting grassland ecological type within our BBN could improve the assessment of climate change effects by accounting for potential compositional change and transformation to alternative states (Kohler et al., 2017). Integrating NCP demand into the BBN could also allow support a further analysis of NCP flows under future change scenarios and thus test adaptation solutions based on the spatial matching of NCP supply and demand (Schirpke et al., 2019). Another perspective for enhancing the analysis of adaptation solutions would be to study their capacity to modulate the seasonal biomass growth pattern, e.g. through compositional change and/or adapted grazing practices, and so to cope with the temporal shift induced by climate change. Lastly, BBNs have been shown to be very good support tools for adaptive management due to their evolutionary nature where knowledge or information can always be updated within the model (Nyberg et al., 2006). In conclusion, we argue that BBNs are excellent tools for estimating the likely consequences of drivers of change on NCP supply and that further model refinement could result in a decision support tool for adaptive management.

4.5 Conclusion

This study quantified the impact of future LULC and climate change on grassland biomass production in the Maurienne Valley considering both average production and its interannual variability. Our analysis revealed that the future LULC trajectory is likely to impact the total biomass production more strongly than climate change. Still, climate change will likely have negative consequences for biomass production under the high emission scenario and especially

regarding the seasonal growth pattern of biomass where August regrowth may drastically be reduced due to more frequent and intense drought events. In addition, the interannual variability of biomass production will likely increase in the future, especially under the high emission scenario. These changes are likely to threaten the current grass-based pastoral system, where PDO rules limit the external purchase of fodder. The two adaptation solutions tested in our analysis showed contrasted results with intensification allowing an increase in total production contrary to silvopastoralism. Still, both solutions showed comparable efficiencies regarding the gain in biomass they provide per unit of mobilized surface. The use of a Bayesian belief network enabled us to implement both statistical relationships available in the literature and expert knowledge when the latter was missing. This allowed us to evaluate the effect of drivers of change in different periods of grassland growth while fully accounting for interannual variability in biomass production. Lastly, further developing this type of Bayesian model to quantify the impacts of drivers of change on NCP could greatly contribute to adaptation planning and adaptive management of territories with participatory processes of collaboration between researchers and site stakeholders.

4.6 References

- Aalders, I. (2008). Modeling Land-Use Decision Behavior with Bayesian Belief Networks. *E&S 13*, art16. <https://doi.org/10.5751/ES-02362-130116>.
- Aguilera, P.A., Fernández, A., Fernández, R., Rumí, R., and Salmerón, A. (2011). Bayesian networks in environmental modelling. *Environmental Modelling & Software 26*, 1376–1388. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.06.004>.
- Albert, C., Aronson, J., Fürst, C., and Opdam, P. (2014). Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts. *Landscape Ecology 29*, 1277–1285. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0085-0>.
- Albrich, K., Rammer, W., Thom, D., and Seidl, R. (2018). Trade-offs between temporal stability and level of forest ecosystem services provisioning under climate change. *Ecological Applications 28*, 1884–1896. <https://doi.org/10.1002/eap.1785>.
- Ames, D.P., Neilson, B.T., Stevens, D.K., and Lall, U. (2005). Using Bayesian networks to model watershed management decisions: an East Canyon Creek case study. *Journal of Hydroinformatics 7*, 267–282. <https://doi.org/10.2166/hydro.2005.0023>.

- Armitage, D.R., Plummer, R., Berkes, F., Arthur, R.I., Charles, A.T., Davidson-Hunt, I.J., Diduck, A.P., Doubleday, N.C., Johnson, D.S., Marschke, M., et al. (2009). Adaptive co-management for social–ecological complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 95–102. <https://doi.org/10.1890/070089>.
- Ascough, J.C., Maier, H.R., Ravalico, J.K., and Strudley, M.W. (2008). Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making. *Ecological Modelling* 219, 383–399. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.07.015>.
- Auer, I., Böhm, R., Jurkovic, A., Lipa, W., Orlik, A., Potzmann, R., Schöner, W., Ungersböck, M., Matulla, C., Briffa, K., et al. (2007). HISTALP—historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. *International Journal of Climatology* 27, 17–46. <https://doi.org/10.1002/joc.1377>.
- Barnaud, C., and Couix, N. (2020). The multifunctionality of mountain farming: Social constructions and local negotiations behind an apparent consensus. *Journal of Rural Studies* 73, 34–45.
- Barton, D.N., Kuikka, S., Varis, O., Uusitalo, L., Henriksen, H.J., Borsuk, M., de la Hera, A., Farmani, R., Johnson, S., and Linnell, J.D. (2012). Bayesian networks in environmental and resource management. *Integrated Environmental Assessment and Management* 8, 418–429. <https://doi.org/10.1002/ieam.1327>.
- Battaglini, L., Bovolenta, S., Gusmeroli, F., Salvador, S., and Sturaro, E. (2014). Environmental Sustainability of Alpine Livestock Farms. *Italian Journal of Animal Science* 13, 3155. <https://doi.org/10.4081/ijas.2014.3155>.
- Ben-Gal, I. (2008). Bayesian Networks. In *Encyclopedia of Statistics in Quality and Reliability*, F. Ruggeri, R.S. Kenett, and F.W. Faltin, eds. (Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd), p. eqr089.
- Bernard-Brunet, J., and Bornard, A. (2004). Outils pour les diagnostics pastoraux et la gestion des milieux pâturés d’altitude. *Ingénieries (Antony)* 69-80.
- Bornard, A., and Dubost, M. (1992). Diagnostic agro-écologique de la végétation des alpages laitiers des Alpes du Nord humides : établissement et utilisation d’une typologie simplifiée. *Agronomie* 12, 581–599. <https://doi.org/10.1051/agro:19920802>.

- Botter, M., Zeeman, M., Burlando, P., and Fatichi, S. (2021). Impacts of fertilization on grassland productivity and water quality across the European Alps under current and warming climate: insights from a mechanistic model. *Biogeosciences* 18, 1917–1939. <https://doi.org/10.5194/bg-18-1917-2021>.
- Bruley, E., Locatelli, B., and Lavorel, S. (2021). Nature’s contributions to people: coproducing quality of life from multifunctional landscapes. *E&S* 26, art12. <https://doi.org/10.5751/ES-12031-260112>.
- Calanca, P. (2007). Climate change and drought occurrence in the Alpine region: How severe are becoming the extremes? *Global and Planetary Change* 57, 151–160. .
- Carlson, B.Z., Corona, M.C., Dentant, C., Bonet, R., Thuiller, W., and Choler, P. (2017). Observed long-term greening of alpine vegetation—a case study in the French Alps. *Environ. Res. Lett.* 12, 114006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa84bd>.
- Celio, E., Koellner, T., and Grêt-Regamey, A. (2014). Modeling land use decisions with Bayesian networks: Spatially explicit analysis of driving forces on land use change. *Environmental Modelling & Software* 52, 222–233. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.10.014>.
- Chee, Y.E., Wilkinson, L., Nicholson, A.E., Quintana-Ascencio, P.F., Fauth, J.E., Hall, D., Ponzio, K.J., and Rumpff, L. (2016). Modelling spatial and temporal changes with GIS and Spatial and Dynamic Bayesian Networks. *Environmental Modelling & Software* 82, 108–120. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.04.012>.
- Choler, P. (2015). Growth response of temperate mountain grasslands to inter-annual variations of snow cover duration. *Biogeosciences Discuss.* 12, 3025–3055. <https://doi.org/10.5194/bgd-12-3025-2015>.
- Claveranne, J.-P. (2013). *La montagne en 2040 (CESER)*.
- Colloff, M.J., Martín-López, B., Lavorel, S., Locatelli, B., Gorddard, R., Longaretti, P.-Y., Walters, G., van Kerkhoff, L., Wyborn, C., Coreau, A., et al. (2017). An integrative research framework for enabling transformative adaptation. *Environmental Science & Policy* 68, 87–96. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.11.007>.

- Conrad, O., Bechtel, B., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., and Böhner, J. (2015). System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development* 8, 1991–2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>.
- Corona-Lozada, M.C., Morin, S., and Choler, P. (2019). Drought offsets the positive effect of summer heat waves on the canopy greenness of mountain grasslands. *Agricultural and Forest Meteorology* 276–277, 107617. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107617>.
- De Boeck, H.J., Bassin, S., Verlinden, M., Zeiter, M., and Hiltbrunner, E. (2016). Simulated heat waves affected alpine grassland only in combination with drought. *New Phytologist* 209, 531–541. <https://doi.org/10.1111/nph.13601>.
- Deléglise, C., Dodier, H., Garde, L., François, H., Arpin, I., and Nettier, B. (2019). A method for diagnosing summer mountain pastures' vulnerability to climate change, developed in the French Alps. *Mountain Research and Development* 39, D27–D41. .
- Della Chiesa, S., Bertoldi, G., Niedrist, G., Obojes, N., Endrizzi, S., Albertson, J.D., Wohlfahrt, G., Hörtnagl, L., and Tappeiner, U. (2014). Modelling changes in grassland hydrological cycling along an elevational gradient in the Alps. *Ecohydrology* 7, 1453–1473. <https://doi.org/10.1002/eco.1471>.
- Dessai, S., and Hulme, M. (2004). Does climate adaptation policy need probabilities? *Climate Policy* 4, 107–128. <https://doi.org/10.1080/14693062.2004.9685515>.
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M., Baste, I.A., and Brauman, K.A. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science* 359, 270–272.
- Egarter Vigl, L., Schirpke, U., Tasser, E., and Tappeiner, U. (2016). Linking long-term landscape dynamics to the multiple interactions among ecosystem services in the European Alps. *Landscape Ecol* 31, 1903–1918. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0389-3>.
- Egarter Vigl, L., Tasser, E., Schirpke, U., and Tappeiner, U. (2017). Using land use/land cover trajectories to uncover ecosystem service patterns across the Alps. *Reg Environ Change* 17, 2237–2250. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1132-6>.
- Eitzinger, J., Utset, A., Trnka, M., Zalud, Z., Nikolaev, M., and Uskov, I. (2007). Weather and climate and optimization of farm technologies at different input levels. In *Managing Weather*

and Climate Risks in Agriculture, M.V.K. Sivakumar, and R.P. Motha, eds. (Berlin, Heidelberg: Springer), pp. 141–170.

Elleaume, N., Lachello, R., Blanchet, C., Giguet-Covex, C., Etienne, D., Pérès, C., Didier, J., Moscatelli, L., Mansion, L., Sabatier, P., et al. (2022). Interdisciplinary insights into a 500-year trajectory of an alpine socio-ecological system in Montaimont, France. *Reg Environ Change* 22, 62. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01902-6>.

Falk, M.G., Denham, R.J., and Mengersen, K.L. (2010). Estimating Uncertainty in the Revised Universal Soil Loss Equation via Bayesian Melding. *JABES* 15, 20–37. <https://doi.org/10.1007/s13253-009-0005-y>.

Fedele, G., Donatti, C.I., Harvey, C.A., Hannah, L., and Hole, D.G. (2019). Transformative adaptation to climate change for sustainable social-ecological systems. *Environmental Science & Policy* 101, 116–125. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.07.001>.

Fischer, M., Rudmann-Maurer, K., Weyand, A., and Stöcklin, J. (2008). Agricultural Land Use and Biodiversity in the Alps: How Cultural Tradition and Socioeconomically Motivated Changes Are Shaping Grassland Biodiversity in the Swiss Alps. *Mountain Research and Development* 28, 148–155. <https://doi.org/10.1659/mrd.0964>.

Frenck, G., Leitinger, G., Obojes, N., Hofmann, M., Newesely, C., Deutschmann, M., Tappeiner, U., and Tasser, E. (2018). Community-specific hydraulic conductance potential of soil water decomposed for two Alpine grasslands by small-scale lysimetry. *Biogeosciences* 15, 1065–1078.

Gobiet, A., Kotlarski, S., Beniston, M., Heinrich, G., Rajczak, J., and Stoffel, M. (2014). 21st century climate change in the European Alps—A review. *Science of The Total Environment* 493, 1138–1151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.050>.

Gonzalez-Redin, J., Luque, S., Poggio, L., Smith, R., and Gimona, A. (2016). Spatial Bayesian belief networks as a planning decision tool for mapping ecosystem services trade-offs on forested landscapes. *Environmental Research* 144, 15–26.

Grafius, D.R., Corstanje, R., Warren, P.H., Evans, K.L., Norton, B.A., Siriwardena, G.M., Pescott, O.L., Plummer, K.E., Mears, M., Zawadzka, J., et al. (2019). Using GIS-linked Bayesian Belief Networks as a tool for modelling urban biodiversity. *Landscape and Urban Planning* 189, 382–395. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.012>.

GRASS Development Team (2017). Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software, Version 7.2 (Open Source Geospatial Foundation).

Grêt-Regamey, A., Brunner, S.H., Altwegg, J., and Bebi, P. (2013). Facing uncertainty in ecosystem services-based resource management. *Journal of Environmental Management* 127, S145–S154. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.028>.

Grigulis, K., and Lavorel, S. (2020). Simple field-based surveys reveal climate-related anomalies in mountain grassland production. *Ecological Indicators* 116, 106519.

Grosinger, J., Vallet, A., Palomo, I., Buclet, N., and Lavorel, S. (2021). Collective capabilities shape the co-production of nature's contributions to people in the alpine agricultural system of the Maurienne Valley, France. *Regional Environmental Change* 21, 1–17.

Habets, F., Boone, A., Champeaux, J.-L., Etchevers, P., Franchisteguy, L., Leblois, E., Ledoux, E., Le Moigne, P., Martin, E., and Morel, S. (2008). The SAFRAN-ISBA-MODCOU hydrometeorological model applied over France. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 113.

Haines-Young, R. (2011). Exploring ecosystem service issues across diverse knowledge domains using Bayesian Belief Networks. *Progress in Physical Geography* 35, 681–699. <https://doi.org/10.1177/0309133311422977>.

Hamel, P., and Bryant, B.P. (2017). Uncertainty assessment in ecosystem services analyses: Seven challenges and practical responses. *Ecosystem Services* 24, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.008>.

Herrero, M., Addison, J., Bedelian, C., Carabine, E., Havlik, P., Henderson, B., Van De Steeg, S.J., and Thornton, P.K. (2016). Climate change and pastoralism: impacts, consequences and adaptation: -EN- -FR- Le changement climatique et le pastoralisme : effets, conséquences et adaptation -ES- Cambio climático y pastoreo: efectos directos, repercusiones y adaptación. *Rev. Sci. Tech. OIE* 35, 417–433. <https://doi.org/10.20506/rst.35.2.2533>.

Hofierka, J., and Ri, M. (2002). The solar radiation model for Open source GIS: Implementation and applications. *Proceedings of the Open Source GIS-GRASS Users Conference*.

Hu, H., Liu, W., and Cao, M. (2008). Impact of land use and land cover changes on ecosystem services in Menglun, Xishuangbanna, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment* 146, 147–156. .

IGN BD ALTI® | Géoservices.

INAO (Institut national de l'origine et de la qualité) (2015). Cahier des charges de l'appellation d'origine « Beaufort ».

Ingrisch, J., Karlowsky, S., Anadon-Rosell, A., Hasibeder, R., König, A., Augusti, A., Gleixner, G., and Bahn, M. (2018). Land Use Alters the Drought Responses of Productivity and CO₂ Fluxes in Mountain Grassland. *Ecosystems* 21, 689–703. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0178-0>.

IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Zenodo).

IPCC (2022). IPCC, 2022. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

Iwahashi, J., and Pike, R.J. (2007). Automated classifications of topography from DEMs by an unsupervised nested-means algorithm and a three-part geometric signature. *Geomorphology* 86, 409–440. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.09.012>.

Jäger, H., Peratoner, G., Tappeiner, U., and Tasser, E. (2020a). Grassland biomass balance in the European Alps: Current and future ecosystem service perspectives. *Ecosystem Services* 45, 101163.

Jäger, H., Peratoner, G., Tappeiner, U., and Tasser, E. (2020b). Grassland biomass balance in the European Alps: current and future ecosystem service perspectives. *Ecosystem Services* 45, 101163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101163>.

Jonas, T., Rixen, C., Sturm, M., and Stoeckli, V. (2008). How alpine plant growth is linked to snow cover and climate variability. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 113. <https://doi.org/10.1029/2007JG000680>.

Kanianska, R., Kizeková, M., Nováček, J., and Zeman, M. (2014). Land-use and land-cover changes in rural areas during different political systems: A case study of Slovakia from 1782 to 2006. *Land Use Policy* 36, 554–566. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.09.018>.

Kohler, M., Devaux, C., Grigulis, K., Leitinger, G., Lavorel, S., and Tappeiner, U. (2017). Plant functional assemblages as indicators of the resilience of grassland ecosystem service provision. *Ecological Indicators* 73, 118–127.

- Kohlheb, N., and Krausmann, F. (2009). Land use change, biomass production and HANPP: The case of Hungary 1961–2005. *Ecological Economics* 69, 292–300. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.07.010>.
- Kuhnert, P.M., Martin, T.G., and Griffiths, S.P. (2010). A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models: Expert elicitation and use in Bayesian models. *Ecology Letters* 13, 900–914. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01477.x>.
- Lamarque, P., Artaux, A., Barnaud, C., Dobremez, L., Nettier, B., and Lavorel, S. (2013). Taking into account farmers' decision making to map fine-scale land management adaptation to climate and socio-economic scenarios. *Landscape and Urban Planning* 119, 147–157. .
- Lamarque, P., Lavorel, S., Mouchet, M., and Quetier, F. (2014). Plant trait-based models identify direct and indirect effects of climate change on bundles of grassland ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111, 13751–13756. <https://doi.org/10.1073/pnas.1216051111>.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., and Folke, C. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11, 261–269.
- Landuyt, D., Broekx, S., D'hondt, R., Engelen, G., Aertsens, J., and Goethals, P.L.M. (2013). A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modelling. *Environmental Modelling & Software* 46, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.011>.
- Landuyt, D., Van der Biest, K., Broekx, S., Staes, J., Meire, P., and Goethals, P.L.M. (2015). A GIS plug-in for Bayesian belief networks: Towards a transparent software framework to assess and visualise uncertainties in ecosystem service mapping. *Environmental Modelling & Software* 71, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.05.002>.
- Lavorel, S. (2019). Climate change effects on grassland ecosystem services. In *Grasslands and Climate Change*, D.J. Gibson, and J.A. Newman, eds. (Cambridge University Press), pp. 131–146.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Leitinger, G., Kohler, M., Schirpke, U., and Tappeiner, U. (2017a). Historical trajectories in land use pattern and grassland ecosystem services in two European alpine landscapes. *Regional Environmental Change* 17, 2251–2264. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1207-4>.

- Lavorel, S., Bayer, A., Bondeau, A., Lautenbach, S., Ruiz-Frau, A., Schulp, N., Seppelt, R., Verburg, P., Teeffelen, A. van, Vannier, C., et al. (2017b). Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. *Ecological Indicators* *74*, 241–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.015>.
- Leitinger, G., Tasser, E., Newesely, C., Obojes, N., and Tappeiner, U. (2010). Seasonal dynamics of surface runoff in mountain grassland ecosystems differing in land use. *Journal of Hydrology* *385*, 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.02.006>.
- Maier, H.R., Guillaume, J.H.A., van Delden, H., Riddell, G.A., Haasnoot, M., and Kwakkel, J.H. (2016). An uncertain future, deep uncertainty, scenarios, robustness and adaptation: How do they fit together? *Environmental Modelling & Software* *81*, 154–164. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.03.014>.
- Mastrotheodoros, T., Pappas, C., Molnar, P., Burlando, P., Manoli, G., Parajka, J., Rigon, R., Szeles, B., Bottazzi, M., Hadjidoukas, P., et al. (2020). More green and less blue water in the Alps during warmer summers. *Nat. Clim. Chang.* *10*, 155–161. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0676-5>.
- Mazy, F.-R., and Longaretti, P.-Y. (2022). A Formally and Algorithmically Efficient LULC change Model-Building Environment. *ArXiv:2203.17078 [Stat]*.
- McCann, R.K., Marcot, B.G., and Ellis, R. (2006). Bayesian belief networks: applications in ecology and natural resource. *10*.
- Mearns, L.O. (2003). Issues in the impacts of climate variability and change on agriculture. In *Issues in the Impacts of Climate Variability and Change on Agriculture*, (Springer), pp. 1–6.
- Meisser, M., Deléglise, C., Mosimann, E., Signarbieux, C., Mills, R., Schlegel, P., Buttler, A., and Jeangros, B. (2013). Effects of a severe drought on a permanent meadow in the Jura mountains. *Agrarforschung Schweiz* *4*, 476–483.
- Morandín-Ahuerma, I., Contreras-Hernández, A., Ayala-Ortiz, D.A., and Pérez-Maqueo, O. (2019). Socio–Ecosystemic Sustainability. *Sustainability* *11*, 3354. <https://doi.org/10.3390/su11123354>.
- Mottet, A., Ladet, S., Coqué, N., and Gibon, A. (2006). Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agriculture, Ecosystems & Environment* *114*, 296–310. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.017>.

- Muradian, R., and Gómez-Baggethun, E. (2021). Beyond ecosystem services and nature's contributions: Is it time to leave utilitarian environmentalism behind? *Ecological Economics* 185, 107038. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107038>.
- Myllymäki, P., Silander, T., Tirri, H., and Uronen, P. (2002). B-COURSE: A WEB-BASED TOOL FOR BAYESIAN AND CAUSAL DATA ANALYSIS. *Int. J. Artif. Intell. Tools* 11, 369–387. <https://doi.org/10.1142/S0218213002000940>.
- Nettier, B., and Sagot, S. (2016). Sentinel Alpine Pastures: combining scientific, technical and empirical knowledge for a collective management of adaptation to climate change. p. 13.
- Nettier, B., Dobremez, L., Lavorel, S., and Brunschwig, G. (2016). Adopting a resilience lens to analyse adaptation to climate change on summer mountain pastures. 6.
- Nettier, B., Dobremez, L., Lavorel, S., and Brunschwig, G. (2017). Resilience as a framework for analyzing the adaptation of mountain summer pasture systems to climate change. *Ecology and Society* 22.
- Neuwirth, C., and Hofer, B. (2013). Spatial sensitivity of grassland yields to weather variations in Austria and its implications for the future. *Applied Geography* 45, 332–341. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.08.010>.
- Nyberg, J.B., Marcot, B.G., and Sulyma, R. (2006). Using Bayesian belief networks in adaptive management. *Can. J. For. Res.* 36, 3104–3116. <https://doi.org/10.1139/x06-108>.
- Ochoa, V., and Urbina-Cardona, N. (2017). Tools for spatially modelling ecosystem services: Publication trends, conceptual reflections and future challenges. *Ecosystem Services* 26, 155–169. .
- Opdam, P., Luque, S., and Jones, K.B. (2009). Changing landscapes to accommodate for climate change impacts: a call for landscape ecology. *Landscape Ecol* 24, 715–721. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9377-1>.
- Peratoner, G., Resch, R., Figl, U., Florian, C., Bodner, A., and Vitalone, L. (2018). Performance of seed mixtures containing tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.) for permanent meadows in mountain areas. *Sustainable Meat and Milk Production from Grasslands* 316.
- Pérez-Miñana, E. (2016). Improving ecosystem services modelling: Insights from a Bayesian network tools review. *Environmental Modelling & Software* 85, 184–201. .
- QGIS Development Team (2022). QGIS Geographic Information System (QGIS Association).

- Rammig, A., Jonas, T., Zimmermann, N.E., and Rixen, C. (2010). Changes in alpine plant growth under future climate conditions. *Biogeosciences* 7, 2013–2024. <https://doi.org/10.5194/bg-7-2013-2010>.
- Refsgaard, J.C., Arnbjerg-Nielsen, K., Drews, M., Halsnæs, K., Jeppesen, E., Madsen, H., Markandya, A., Olesen, J.E., Porter, J.R., and Christensen, J.H. (2013). The role of uncertainty in climate change adaptation strategies—A Danish water management example. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 18, 337–359. <https://doi.org/10.1007/s11027-012-9366-6>.
- Rist, L., Campbell, B.M., and Frost, P. (2013). Adaptive management: where are we now? *Envir. Conserv.* 40, 5–18. <https://doi.org/10.1017/S0376892912000240>.
- Rosenzweig, C., and Tubiello, F.N. (2007). Adaptation and mitigation strategies in agriculture: an analysis of potential synergies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12, 855–873.
- Schirpke, U., Kohler, M., Leitinger, G., Fontana, V., Tasser, E., and Tappeiner, U. (2017). Future impacts of changing land-use and climate on ecosystem services of mountain grassland and their resilience. *Ecosystem Services* 26, 79–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.008>.
- Schirpke, U., Tappeiner, U., and Tasser, E. (2019). A transnational perspective of global and regional ecosystem service flows from and to mountain regions. *Sci Rep* 9, 6678. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43229-z>.
- Schirpke, U., Tscholl, S., and Tasser, E. (2020). Spatio-temporal changes in ecosystem service values: Effects of land-use changes from past to future (1860–2100). *Journal of Environmental Management* 272, 111068. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111068>.
- Schirpke, U., Scolozzi, R., and Tappeiner, U. (2022). Not too small to benefit society: insights into perceived cultural ecosystem services of mountain lakes in the European Alps. *Ecology and Society* 27. <https://doi.org/10.5751/ES-12987-270106>.
- Schmitt, L.H.M., and Brugere, C. (2013). Capturing Ecosystem Services, Stakeholders' Preferences and Trade-Offs in Coastal Aquaculture Decisions: A Bayesian Belief Network Application. *PLoS ONE* 8, e75956. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075956>.

- Smith, M.S., Horrocks, L., Harvey, A., and Hamilton, C. (2011). Rethinking adaptation for a 4 C world. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369, 196–216.
- Soubeyroux, J.-M., Kitova, N., Blanchard, M., Vidal, J.P., Martin, E., and Dandin, P. (2012). Caractérisation des sécheresses des sols en France et changement climatique: Résultats et applications du projet ClimSec. 26.
- Spiegelberger, T., Bergeret, A., Crouzat, É., Tschanz, L., Piazza-Morel, D., Brun, J.-J., Baud, D., and Lavorel, S. (2018). Interdisciplinary Construction of a Socio-ecological Vulnerability Trajectory Based on the Quatre Montagnes (Isère, France) Area from 1950 to 2016. *Journal of Alpine Research | Revue de Géographie Alpine* <https://doi.org/10.4000/rga.5046>.
- SPM (2020). (Syndicat du pays de Maurienne) - Schéma de cohérence territoriale.
- Stassopoulou, A., Petrou, M., and Kittler, J. (1998). Application of a Bayesian network in a GIS based decision making system. *International Journal of Geographical Information Science* 12, 23–46. <https://doi.org/10.1080/136588198241996>.
- Stritih, A., Bebi, P., and Grêt-Regamey, A. (2018). Quantifying uncertainties in earth observation-based ecosystem service assessments. *Environmental Modelling & Software* <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.09.005>.
- Tello-García, E., Huber, L., Leitinger, G., Peters, A., Newesely, C., Ringler, M.-E., and Tasser, E. (2020). Drought- and heat-induced shifts in vegetation composition impact biomass production and water use of alpine grasslands. *Environmental and Experimental Botany* 169, 103921. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.103921>.
- Teuling, A.J., Seneviratne, S.I., Stöckli, R., Reichstein, M., Moors, E., Ciais, P., Luysaert, S., van den Hurk, B., Ammann, C., Bernhofer, C., et al. (2010). Contrasting response of European forest and grassland energy exchange to heatwaves. *Nature Geosci* 3, 722–727. <https://doi.org/10.1038/ngeo950>.
- Uusitalo, L. (2007). Advantages and challenges of Bayesian networks in environmental modelling. *Ecological Modelling* 203, 312–318.
- Verfaillie, D., Déqué, M., Morin, S., and Lafaysse, M. (2017). The method ADAMONT v1. 0 for statistical adjustment of climate projections applicable to energy balance land surface models. *Geoscientific Model Development* 10.

Vidal, J.-P., Martin, E., Franchistéguy, L., Baillon, M., and Soubeyroux, J.-M. (2010). A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system: A 50-YEAR HIGH-RESOLUTION ATMOSPHERIC REANALYSIS OVER FRANCE. *Int. J. Climatol.* *30*, 1627–1644. <https://doi.org/10.1002/joc.2003>.

Wang, H., Liu, H., Cao, G., Ma, Z., Li, Y., Zhang, F., Zhao, X., Zhao, X., Jiang, L., Sanders, N.J., et al. (2020). Alpine grassland plants grow earlier and faster but biomass remains unchanged over 35 years of climate change. *Ecology Letters* *23*, 701–710. <https://doi.org/10.1111/ele.13474>.

Zeller, V., Bahn, M., Aichner, M., and Tappeiner, U. (2000). Impact of land-use change on nitrogen mineralization in subalpine grasslands in the Southern Alps. *Biol Fertil Soils* *31*, 441–448. <https://doi.org/10.1007/s003740000200>.

Zimmermann, P., Tasser, E., Leitinger, G., and Tappeiner, U. (2010). Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment* *139*, 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.010>.

Norsys Software Corp. - Bayes Net Software.

4.7 Supplementary Materials

4.7.1 Variables descriptions and relations in the BBN model

The following section describes the different nodes of the BBN model. For each node, we provide information on their definition, units, parent nodes and method to build their conditional probability tables (Table 4).

Table 7: Description of the nodes of the Bayesian Belief Network.

Group	Node	Node description	Parent nodes	Method to build CPT
Adaptation Solution	Silvopastoralism	Control the silvopastoralism adaptation (Boolean: Yes / No)		Input node
	Intensification	Control the extent of the fertilization and irrigation (Three states: No, Lowland, Wide)		Input node
	Probability of being fertilized and irrigated	Control the probability for a grassland to be fertilized and irrigated (Boolean: Yes / No)	Depends on the nodes: Intensification, Altitude, Distance to roads, Slope and LULC	Conditional equations based on expert knowledge
Climate variable	Sum freezing day	Total number of freezing day (Sum of day where minimal daily temperature < 0 °C) from May to July (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Massif, Altitude, Time-window, RCP	Learning step during the BBN building
	Mean temperature April	Mean temperature during April (mean of the averaged daily temperature over the month) (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Massif, Altitude, Time-window, RCP	Learning step during the BBN building
	Mean temperature May	Mean temperature during May (mean of the averaged daily temperature over the month) (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Massif, Altitude, Time-window, RCP	Learning step during the BBN building
	Maximal temperature July	Averaged maximal temperature during July (mean of the maximal daily temperature over the month) (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Massif, Altitude, Time-window, RCP	Learning step during the BBN building

	Minimal temperature September	Averaged minimal temperature during September (mean of the minimal daily temperature over the month) (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Massif, Altitude, Time-window, RCP	Learning step during the BBN building
	Summer day in August	Total number of summer days during August (number of days where maximal temperature < 20°C) (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Massif, Altitude, Time-window, RCP	Learning step during the BBN building
	Total rainfall May	Total rainfall during May (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Massif, Altitude, Time-window, RCP	Learning step during the BBN building
	Drought intensity (SSWI)	Drought severity based on the Standardized Soil Wetness Index values (Three states: No Drought if $SSWI > -2$, Light Drought if $-4 < SSWI < -2$, Severe Drought if $-4 > SSWI$)	Depends on the nodes: Massif, Altitude, Time-window, RCP	Learning step during the BBN building
Driver of change	Land use and land cover scenario	Land use and land cover of the pixel (Three states: Grassland, Shrub, Other)	Input data	Input data
	Climate change scenario (RCP)	Scenarios of climate change based on Representative Concentration Pathways (Two states with RCP 4.5 and RCP 8.5)	Input data	Input data
Grassland typology	Type of grassland (Production based typology)	Describe the type of grassland based on their productivity (7 states: Lowland grassland, Open pasture, Low-lying pasture, Poor production pastures, Medium production pastures, High production grassland, Very high production grassland) (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Insolation, Concavity, Slope, Altitude and Distance to Roads	Learning step during the BBN building
	Type of grassland (ecological based typology)	Describe the type of grassland based on their ecological properties (6 states: Queyrellin, Thermique,	Depends on the nodes: Type of grassland (Production based typology)	Conversion of the production typology into the ecological typology of

Nivale,
Intermediaire,
Productive,
Lowland)

grassland based on
expert knowledge

Input spatial data	Altitude	Altitude of the pixel in m (continuous numerical node)	Input data	Input data
	Slope	Slope of the pixel in degree (continuous numerical node)	Input data	Input data
	Distance to road	Distance to the closest road of the pixel (in m) (continuous numerical node)	Input data	Input data
	Massif	Massif of mountains of the pixel (based on the division of the climate data set) (Integer node with 7 numbers)	Input data	Input data
	Concavity	Concavity of the pixel (indice) (continuous numerical node)	Input data	Input data
	Insolation	Insolation of the pixel in $W.m^{-2}$ (continuous numerical node)	Input data	Input data
Output	Total Growth	Sum of the three growth periods (in kg of dry matter. $m^{-2}.year^{-1}$) (continuous numerical node)	Depends on the nodes: First growth period, August growth period, September growth period	CPT based on equation: Total growth = Sum (three growth periods)
	First Growth (Spring to July)	Total production of the first growth period (in kg of dry matter. $m^{-2}.year^{-1}$) (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Sum Freezing Day, Rainfall May, Mean Temperature April, Mean Temperature May, Type of grassland (ecological based typology), Maximal temperature of July, Probability of being fertilized and irrigated	Conditional equation from Grigulis and Lavorel, (2020)

September Growth	Total production of the September growth period (in kg of dry matter.m ⁻² .year ⁻¹) (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Minimal temperature September and Type of grassland (ecological based typology)	Conditional equation based on expert knowledge
August Growth	Total production of the August growth period (in kg of dry matter.m ⁻² .year ⁻¹) (continuous numerical node)	Depends on the nodes: Summer Day of August, Drought intensity, Probability of being fertilized and irrigated, Type of grassland (ecological based typology)	Conditional equation based on expert knowledge

Time period	Time period	Considered time-period (Three states: 2020, 2050 and 2085)	Input node	Input node
-------------	-------------	--	------------	------------

4.7.2 Confusion matrix and statistics of the grassland type prediction module

A module in the BBN predicts the grassland ecological type according to altitude, slope, distance to the road, insolation and concavity of the terrain. This module was built into the BBN through learning from data covering about 64% of the study site. It predicted accurately the grassland type in 70% of the cases (p-value < 0.001, kappa 0.62). We tried to infer grassland ecological type with other combinations of input variables (soil depth and, or soil texture: silt, sand and clay variables), but none of them improved prediction performance. The following tables provide the confusion matrix resulting from the learning (Table 5) and the main associated statistics (Table 6) and the statistic across grassland types (Table 7).

Table 5: Confusion matrix for grassland ecological type prediction

	Reference						
Prediction	Lowland grassland	Open Pasture	Low-lying Pastures	Poor production Pastures	Medium production Pastures	High production grassland	Very high production grassland
Lowland grassland	16362	42	1	12	22	113	0
Open Pasture	0	30224	7475	4833	3241	3140	571

Low-lying Pastures	0	4824	31098	2098	1450	1550	164
Poor production Pastures	0	2040	1112	10382	1968	2026	379
Medium production Pastures	1	1501	651	1485	9250	2591	503
High production grassland	10	7150	3860	4741	7098	65717	2426
Very high production grassland	0	160	62	148	183	352	1564

Table 6: Main statistics for predicting grassland types

Statistic:	Value:
Accuracy:	0.7017
95% CI:	(0.6998, 0.7035)
No Information Rate:	0.3218
P-Value [Acc>NIR]:	2.2e-16
Kappa:	0.6181

Table 7: Statistics across the grassland classes

	Lowland grassland	Open Pasture	Low-lying Pastures	Poor production Pastures	Medium production Pastures	High production grassland	Very high production grassland
Sensitivity	0.99933	0.6579	0.7026	0.43808	0.39850	0.8706	0.278937
Specificity	0.99913	0.8979	0.9470	0.96432	0.96815	0.8411	0.996048
Pos Pred Value	0.98852	0.6108	0.7551	0.57977	0.57878	0.7221	0.633455
Neg Pred Value	0.99995	0.9151	0.9319	0.93854	0.93613	0.9319	0.982582
Prevalence	0.06980	0.1958	0.1887	0.10103	0.09895	0.3218	0.023902
Detection Rate	0.06975	0.1288	0.1326	0.04426	0.03943	0.2801	0.006667

Detection Prevalence	0.07056	0.2109	0.1756	0.07634	0.06813	0.3879	0.010525
Balanced Accuracy	0.99923	0.7779	0.8248	0.70120	0.68333	0.8558	0.637492

4.7.3 Mapping of the gain and loss of LULC class across scenario between 2020 and 2085

The three scenarios of future LULC change produced contrasted output and we mapped the gain and loss of each LULC classes across scenarios between 2020 and 2085 (Figure 6). Gains and losses of each LULC class are displayed separately to identify where those gains or losses occurred.

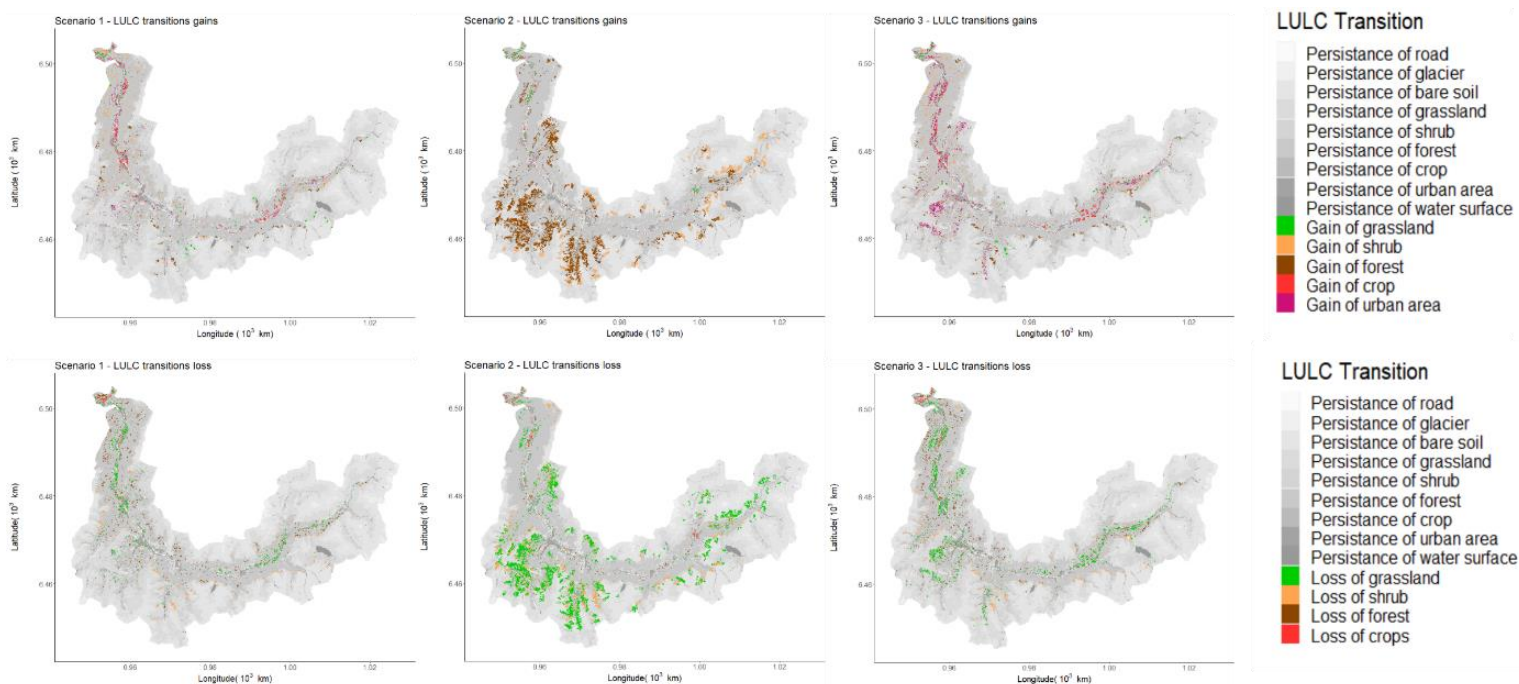


Figure 20: LULC gains and losses across the scenario of change. Scenario 1 is the Business as Usual; Scenario 2 is the conservation scenario and scenario 3 is the Tourism scenario. The first row of maps displays the gains of LULC class in color and the maintenance in nuances of grey. The second row corresponds to the losses of LULC classes in color and maintenance in nuances of grey.

4.7.4 Statistical effects of future drivers of change on biomass production

The following section provides the ANOVA outputs performed on the linear model retained to assess the significance of drivers of change and adaptation solution on the biomass change between 2020 and 2085. The model retained was a linear model with fixed effect of scenarios of climate change, scenarios of LULC change, intensification adaptation solution, silvopastoralism adaptation solution and an interaction between silvopastoralism and LULC change scenario on the biomass difference between 2020 and 2085.

Table 8: Drivers of change and adaptation solutions effect on the biomass difference between 2020 and 2085. The table presents the anova results performed on the linear model.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
RCP	1	0.8	0.775	0.5469	0.4596
LULC scenario	2	98.5	49.243	34.7565	1.121e-15 ***
Intensification	2	170.9	85.436	60.3020	<2.2e-16 ***
Silvopastoralism	1	0.1	0.118	0.0836	0.7725
Interaction between LULC scenario and Silvopastoralism	2	0.2	0.118	0.0836	0.9198

CHAPITRE V - DISCUSSION GÉNÉRALE

L'objectif central de cette thèse de doctorat consistait à explorer comment des modélisations spatiales de NCP (Contributions de la nature aux populations - "Nature's contributions to people") peuvent nous informer sur les trajectoires socioécologiques et contribuer à l'adaptation du territoire aux facteurs de changements globaux dans le futur. Ces modélisations spatiales de NCP reposent largement sur des entrées paysagères (à travers les occupations et usages des sols) et sur des paramètres climatiques. Ils constituent ainsi de bons outils pour quantifier les effets passés et futurs des changements climatiques et de LULC (Occupations et usages des sols – "Land use and land cover") sur la distribution spatiale des NCP sur un territoire. Les chapitres de ce manuscrit explorent chacune des sous-problématiques associées à cet objectif principal en s'intéressant, au passé et au futur, à l'utilisation de méthodes interdisciplinaires, aux effets des facteurs de changements globaux, ainsi qu'à la prise en compte des incertitudes qui les entourent, puis à l'adaptation du système agropastoral aux impacts probables de ces changements.

Cette discussion propose, tout d'abord, une synthèse des principaux résultats obtenus, puis de les remettre en perspective vis-à-vis de nos objectifs et questionnements initiaux. J'élargis ensuite cette analyse en articulant les résultats avec ceux de la bibliographie. Plus spécifiquement, je questionnerai dans un premier temps comment l'interdisciplinarité a enrichi les différents chapitres de ce manuscrit. Puis, j'interrogerai comment l'analyse temporelle de variables spatiales, telles que les occupations et usages des sols ou les NCP, permet de construire des trajectoires socioécologiques. Enfin, je montrerai comment la prise en compte des incertitudes dans les modélisations d'impact peut contribuer à la planification de l'adaptation du territoire aux changements globaux.

5.1 Synthèse des résultats

Ce travail de thèse ambitionnait de capturer les dynamiques socioécologiques d'un territoire dans le temps, en passant par la modélisation et la mise en relation de compartiments essentiels qui constituent les socioécosystèmes (SES). Pour répondre à cet objectif, le chapitre 2 propose une étude de cas où la mise en relation de contributions disciplinaires variées à travers le concept de SES permet de reconstruire sur plusieurs siècles passés la trajectoire socioécologique d'une des communes de notre site d'étude. La focalisation de notre étude sur une aire spatiale et administrative réduite a facilité le travail de collecte de données, ainsi que l'interconnexion des résultats apportés par l'histoire, la palynologie et la modélisation de NCP. Ce chapitre permet de mettre en évidence l'intérêt, voire la nécessité, de mettre à contribution des approches disciplinaires variées pour reconstruire une trajectoire socioécologique. Comme indiqué par Herrero-Jáuregui et ses collaborateurs, la mise en dialogue de résultats d'origines disciplinaires plurielles n'est pas chose aisée du fait des difficultés à intégrer des méthodes et résultats d'origines très différentes (Herrero-Jáuregui et al., 2018). Cependant, ce chapitre démontre, d'une part, que le concept de SES est tout à fait pertinent pour articuler une recherche interdisciplinaire, et d'autre part, que l'interdisciplinarité permet de reconstruire une trajectoire socioécologique bien plus holistique que ne pourrait le faire chacune de ces disciplines prises isolément. Cette première analyse permet aussi de comprendre comment un SES de montagne a pu changer et évoluer dans le passé, nous informant par là même, sur les dynamiques plus générales à l'œuvre dans le territoire et SES de la vallée étudiée au cours des derniers siècles. Grâce à cette mise en perspective des changements dans le temps passé, nous avons aussi pu identifier des facteurs de changements régionaux ou plus globaux qui ont affecté les systèmes. Ces réflexions sur les changements passés et leurs déterminants irriguent les chapitres suivants de la thèse en les replaçant dans une dimension historique et en nous informant sur la nature des déterminants ou facteurs de changement qui ont été ou pourraient être à l'œuvre sur le SES. Cette analyse des changements passés fournit également de précieuses informations sur la nature des relations qui existent entre l'occupation des sols, la formation du paysage, les pratiques agricoles, et les systèmes sociaux et politiques.

Le chapitre 3 investigate les changements futurs qui pourraient altérer la NCP de protection des sols face à l'érosion diffuse. Ce chapitre s'intéresse plus particulièrement aux effets des facteurs de changements globaux, que sont les changements climatiques et d'occupations et d'usages des sols. Avec pour objectif une quantification des impacts probables des facteurs de

changements globaux sur la protection des sols à l'érosion dans le futur, ce chapitre questionne plus en profondeur la question de la prise en compte des incertitudes multiples qui pèsent sur des modélisations d'impacts. En effet, tout travail de modélisation cherchant à quantifier les impacts probables des facteurs de changements globaux est soumis à de multiples sources d'incertitude émanant tant de la trajectoire future d'émission de gaz à effet de serre par les sociétés humaines, que des modèles climatiques utilisés pour simuler les variables de pluviométrie ou de température futures, ou encore des choix de modélisation effectués pour représenter le processus étudié, ici la protection des sols à l'érosion diffuse. De ce premier exercice prospectif, il ressort que les différentes sources d'incertitudes étudiées contribuent de manière différenciée à la magnitude ou à la direction de changement dans le flux de NCP entre le présent et le futur à l'horizon de la fin du 21^{ème} siècle. Alors que les incertitudes provenant des choix effectués au sein du modèle d'érosion lui-même prédominent très largement dans l'amplitude des changements prédits, ce sont par contre les incertitudes liées aux trajectoires d'émissions et de développement humain futur, ainsi que les incertitudes liées aux modèles climatiques utilisés comme données d'entrée qui prédominent largement dans la direction de changement prédite dans le futur. Enfin, ce chapitre propose une combinaison de scénarisations avec une approche probabiliste pour cartographier les impacts probables des facteurs de changements globaux, en prenant en compte les incertitudes épistémologiques qui pèsent sur les modélisations du climat et de l'érosion.

En dernier lieu, le chapitre 4 s'inscrit dans une démarche similaire en proposant une modélisation prospective du devenir d'une NCP sur le territoire étudié, mais en s'attachant plus particulièrement aux actions d'adaptation aux effets des facteurs de changements globaux. Cette modélisation diffère aussi de la précédente en ce qu'elle s'intéresse à une NCP matérielle, celle de la production de fourrage des prairies utilisée par le système agropastoral de notre territoire. Ce chapitre repose sur la construction d'un modèle dédié, contrairement au chapitre précédent qui utilisait un modèle préexistant bien établi dans la bibliographie. L'outil retenu est un réseau bayésien (ou BBN pour "Bayesian Belief Network") qui représente de manière probabiliste les relations entre les variables critiques qui contraignent le processus modélisé. Là où le chapitre précédent s'attachait à la relation entre les différentes sources d'incertitudes qui pèsent sur la modélisation du climat, de l'érosion ou de la trajectoire future d'émission de développement des sociétés humaines, ce dernier propose une approche centrée sur les scénarios de changements climatiques et d'occupation et d'usages des sols. Il s'attache cette fois à quantifier plus finement la variabilité annuelle de la production de biomasse des prairies et ses potentiels

futurs sous les multiples scénarios étudiés. Enfin, deux solutions d'adaptation contrastées sont testées afin d'analyser leurs capacités à répondre aux modifications induites par les facteurs de changements globaux. La première solution d'adaptation, d'ordre incrémentale, repose sur le déploiement à plus ou moins grande échelle de l'irrigation et de la fertilisation des prairies. En revanche, la seconde, le sylvopastoralisme, d'ordre plus transformative pour le système pastoral actuel dans le territoire, propose de modifier la composition des cheptels pour accéder plus largement à une ressource de biomasse sous couvert arbustif qui n'est que peu exploitée par les systèmes pastoraux actuels. Il ressort de ce chapitre que les BBN sont un bon outil pour construire des modélisations à partir de sources d'informations plurielles, lorsqu'un modèle dominant n'existe pas pour représenter un phénomène donné. Je montre ainsi, que les différents scénarios d'occupation et d'usages des sols ont des effets bien plus importants que le changement climatique sur la production de biomasse dans le futur. Le changement climatique modifie le schéma saisonnier de production de biomasse : ainsi, les conditions climatiques futures semblent favoriser une augmentation de la première période de pousse de mai à juillet, mais les sécheresses estivales tendent à réduire fortement la croissance durant le mois d'août. La variabilité interannuelle de la production tend aussi à augmenter largement sous tous les scénarios, indiquant que la prédictibilité de la production de fourrage va probablement décroître dans le futur et ainsi, menacer aussi la stabilité du système agropastoral. Les solutions d'adaptation montrent des résultats très contrastés avec des augmentations très significatives induites par la solution d'intensification (irrigation et fertilisation), tandis que la solution reposant sur une extensification avec l'utilisation du sylvopastoralisme montre des effets très marginaux sur la production totale du site. Cependant, la surface mobilisée par l'option d'adaptation basée sur le sylvopastoralisme était plus faible comparativement aux surfaces requises pour l'intensification ; et, ramenées à ces surfaces, les deux options montrent des gains par unité de surface de même ordre de grandeur. Ce dernier chapitre propose un cadre de modélisation original pour imaginer des trajectoires potentielles pour le système pastoral grâce à une analyse de la production de biomasse dans le temps qui intègre aussi, différentes solutions d'adaptation qui pourraient permettre de répondre aux modifications induites par les facteurs de changements globaux.

5.2 L'interdisciplinarité comme méthode indispensable à l'étude des socioécosystèmes

Répondre aux enjeux de durabilité face au changement climatique impose de comprendre comment les systèmes humains et écologiques interagissent en s'influençant mutuellement. Cependant, la multiplicité des liens et la complexité des interactions en jeu dans un système socioécologique rendent difficile la prévision de leur trajectoire future. Pourtant, atteindre une compréhension fine des dynamiques qui relient nos sociétés aux écosystèmes est indispensable pour concrètement et correctement informer des stratégies d'adaptation (Lynch et al., 2008; Spiegelberger et al., 2018). Une des questions centrales de cette thèse était d'arriver à reconstituer une trajectoire socioécologique pour un SES de notre site d'étude, et c'est par l'interdisciplinarité que nous avons pu y parvenir au sein du chapitre 2 de ce manuscrit. Si ce chapitre est le résultat d'une interdisciplinarité forte, où chacune des contributions a porté directement sur un objet commun, les autres chapitres de cette thèse, bien que ne recourant pas à une mise en relation directe des résultats de plusieurs disciplines sur un objet commun, sont tout de même largement nourris et enrichis par des produits issus d'autres disciplines scientifiques, indispensables à la construction des modélisations des chapitres 3 et 4 de ce manuscrit. Cette première section interroge la place de l'interdisciplinarité dans les sciences environnementales qui s'intéressent à la durabilité des SES dans le temps.

5.2.1 La collaboration entre disciplines, une nécessité pour les sciences de l'environnement et de la durabilité

Comprendre comment les SES évoluent et modifient leurs structures dans le temps est une tâche difficile du fait de la complexité de ces systèmes où de multiples entrées ou perspectives différentes peuvent être mobilisées pour capturer leurs dynamiques (Becker, 2012). De même, construire des modélisations prospectives sur le devenir probable des flux de NCP sur un territoire nécessite de pouvoir inférer le futur climat ou de potentielles futures occupations et usages des sols sur un territoire. Pour atteindre des objectifs de résilience et de durabilité face aux modifications à venir, atteindre une bonne compréhension du comportement des SES faces au changement semble indispensable, et la collaboration entre disciplines scientifiques est essentielle pour y parvenir (Herrero-Jáuregui et al., 2018; Spiegelberger et al., 2018; Walker et al., 2004).

Les modélisations de NCP qui constituent le fil conducteur de cette thèse sont déjà une entrée particulière pour aborder la question des dynamiques et trajectoires des SES dans le temps (Dean et al., 2021). Cette perspective cherche à comprendre comment les SES ont pu changer ou changeront dans le futur, à travers l'analyse de l'utilisation et des bénéfices que retirent les communautés humaines d'un territoire. Cette entrée par les NCP dans les dynamiques de SES est tout à fait pertinente parce que le paysage et les NCP qu'en retirent les communautés humaines sont des variables centrales de ces systèmes. Cependant, elle n'est pas suffisante pour caractériser globalement les changements au sein des SES car ces derniers sont aussi constitués d'autres compartiments, qu'une approche uniquement basée sur des modélisations de NCP ne permet pas de décrire (Ostrom, 2009; Walker et al., 2004). On pensera notamment aux systèmes sociaux et anthropologiques, à la démographie humaine du territoire, aux structures politiques de gouvernance locale, à l'imbrication économique du territoire, etc. (Ebbesson, 2010; Fitzhugh et al., 2019; Ostrom, 2009). Si les modélisations de NCP peuvent participer à éclairer les relations entre ces compartiments, elles ne sont pas suffisantes pour restituer une trajectoire intégrée d'évolution de ces objets. Toute méthode qui participe à décrire dans le temps des modifications de ces différents compartiments a sa place dans un cadre d'analyse qui ambitionne de restituer une trajectoire socioécologique. Ainsi, l'interdisciplinarité est indispensable pour atteindre ce premier objectif de compréhension et de restitution d'une trajectoire socioécologique.

Un second point en faveur de l'interdisciplinarité réside dans les modélisations de NCP réalisées dans ce travail de doctorat. En effet, toutes les modélisations présentées dans les trois chapitres principaux de la thèse reposent sur des données géographiques d'utilisation ou d'occupation des sols, ou encore d'altitude ou de pente, des données climatiques (pluviométrie, température, sécheresse), ou encore des données écologiques. Toutes ces données indispensables à la construction des modèles de NCP proviennent très souvent de disciplines situées hors de la biologie et ce sont leurs mises à disposition qui ont pu rendre ce travail possible (les modélisations du climat futur sous les différents scénarios d'émissions ou les modélisations des occupations des sols futurs sur notre site en sont des exemples). Comprendre comment le forçage radiatif induit par les émissions de gaz à effet de serre va modifier le climat à l'échelle globale, régionale, puis locale est un champ de recherche en soi. Les données issues de ces recherches sont indispensables à toutes modélisations prospectives des effets du changement climatique sur les flux de NCP à l'échelle d'un territoire. Dans le cadre de ce travail de thèse, l'utilisation des données issues de simulations du climat dans le futur ont notamment

contribué à nourrir de riches échanges avec des membres de la communauté scientifique des climatologues. De même, comprendre comment un paysage se transforme à travers les dynamiques de transition d'occupation des sols implique tant de la géographie que de la modélisation prédictive pour produire des scénarios d'évolutions probables. Sur ce point, des interactions rapprochées avec un modélisateur travaillant dans ce domaine ont pu aboutir à la création d'un jeu de données spécifique à notre site, simulant des scénarios de devenirs futurs pour les occupations des sols. Enfin, des données et analyses statistiques produites par d'autres projets de recherches ont aussi été valorisées et mises à contribution dans le chapitre 4 pour construire un modèle prédictif estimant la quantité de biomasse produite par les prairies. Sans ces contributions préalables qui nous informent sur la nature des facteurs de changements à venir, les modélisations prospectives des chapitres 3 et 4 n'auraient pas pu être réalisables.

Enfin, sur un aspect plus général, la mise en relation de disciplines variées au sein de projets de recherche, conçus dès leurs origines comme interdisciplinaires, est un avantage certain pour construire les bases relationnelles entre chercheurs qui peuvent permettre ensuite la mise en œuvre de recherche interdisciplinaire. Les deux projets financeurs de cette thèse ont tous deux été conçus sur ce modèle et les riches collaborations qu'ils ont fait naître ont alimenté ce travail durant toute sa durée. C'est notamment le cas des groupes de discussions thématiques créés au sein du projet Trajectories sur la notion de SES, ou encore des ateliers de dialogue interdisciplinaire In Situ créés pour renforcer la collaboration entre jeunes chercheurs sur les questions de trajectoires socioécologiques en montagne. Ce sont ces ateliers qui ont notamment permis de mettre en place la dynamique de rapprochement puis la formalisation des questions du chapitre 2 de cette thèse. Il ressort que la mise en place de démarches de recherches interdisciplinaires est largement favorisée par la formation d'un collectif qui se reconnaît comme tel au sein de projets de recherches, qui eux-mêmes ont à cœur de mettre en place les conditions de constitution d'un tel collectif (Bolger, 2021).

5.2.2 Les socioécosystèmes, un concept holistique et objet-frontière comme support d'une recherche interdisciplinaire

Le réductionnisme dans les sciences de la vie est dominant parce qu'il permet des simplifications d'objets souvent très complexes et donc une analyse plus aisée d'un objet donné, tout en reconnaissant ses limitations et points aveugles inhérents (Bergandi and Blandin, 1998; Brigandt and Love, 2017). Le concept même de SES semble prendre à rebours cette tendance à la réduction en ambitionnant de traiter conjointement les systèmes sociaux et naturels pour

comprendre les dynamiques conjointes qui les unissent (Liu et al., 2007; Ostrom, 2009; Walker et al., 2006). Cette démarche de compréhension plus holistique semble être une réponse appropriée pour tenter de contribuer ou d'informer sur des plans d'adaptation (Adams, 2021). Néanmoins, elle se heurte aussi à l'immensité et à la complexité de la tâche d'une restitution totale des dynamiques temporelles qui agissent dans les SES. Ces objets sont si multidimensionnels et complexes, qu'accéder à une réelle compréhension intégrée de leurs mécanismes internes ou de leurs devenir possibles peut sembler hors de portée. En témoigne la multiplicité des cadres d'analyse ayant émergé pour représenter les constituants principaux et l'organisation desdits systèmes (Díaz et al., 2015; Ostrom, 2009; Redman et al., 2004).

Malgré cette complexité inhérente, nous pensons qu'avoir recours à une démarche de recherche interdisciplinaire « forte » - au sens où l'objet, le cadre d'analyse et la compréhension ou l'articulation des différents résultats résultent de collaborations directes entre plusieurs disciplines – est un atout pour avancer vers la compréhension de ces systèmes (Herrero-Jáuregui et al., 2018). L'idée de SES est pertinente pour la recherche interdisciplinaire, parce qu'elle met d'abord à disposition un langage et un vocabulaire de compréhension commune (Bracken and Oughton, 2006), mais aussi parce que son aspect holistique permet de rattacher une très grande diversité d'objets issus de disciplines différentes (Bodin and Tengö, 2012) et, finalement, car la réarticulation d'objets spécifiques sous un nouveau cadre intégré et inclusif lui donne une forte valeur ajoutée (Pricope et al., 2020). Le concept de SES favorise l'interdisciplinarité, car il permet la construction d'un objet commun qui réarticule les sous-objets usuels ou habituels des différentes disciplines scientifiques. Ce sont ces principaux éléments qui nous ont conduits à formaliser le questionnement de recherche qui a nourri le chapitre 2 de ce manuscrit. La question de la délimitation des SES s'est directement posée durant le travail qui a abouti au chapitre 2 de ce manuscrit. Nous avons fait le choix d'utiliser les frontières administratives de l'ancienne commune de Montaimont pour travailler en reconnaissant les écosystèmes et les habitants de ce périmètre comme formant un SES. Bien que ce choix soit discutable, il ressort tout de même que ce choix a été fécond parce que la restriction à une aire spatiale donnée facilite la collecte de données puis les articulations des résultats.

Par-delà la dimension holistique du concept de SES, sa spécificité et son réel intérêt pour la mise en œuvre d'une recherche interdisciplinaire résident peut-être dans les mises en relation que le concept opère. Il poursuit aussi par sa définition la modification ontologique qu'a constituée la prise de conscience des limites écologiques du développement humain, en proposant une lecture conjointe des relations entre systèmes naturels et humains, où les

écosystèmes ne sont plus uniquement perçus comme des stocks de ressources dans lesquels puiser indéfiniment (Becker, 2012). Envisager le futur des communautés humaines ne peut se faire sans prendre en considération les écosystèmes qui supportent leur qualité de vie et leur bien-être, pour cela, le concept de SES est pertinent parce qu'il propose une lecture conjointe de la trajectoire de changement de ces systèmes couplés dans le futur. Inversement, le rôle majeur qu'ont les êtres humains sur la distribution, la forme, la nature des écosystèmes ou encore de leur biodiversité intrinsèque est aussi un élément central dans les représentations des SES.

Le chapitre 2 repose sur la mise en pratique d'une démarche de recherche interdisciplinaire utilisant le concept de SES comme support de cette interdisciplinarité. L'article scientifique au cœur de ce chapitre montre que disciplines travaillant des objets pouvant être très différents peuvent se retrouver et faire dialoguer leurs résultats grâce au cadre conceptuel que propose la notion de SES. La mise en relation des différentes trajectoires de changements capturées par les approches palynologique, historique et écologique peut se faire parce que les éléments constitutifs d'un SES sont reliés dans le cadre d'analyse. Il émerge aussi de ce travail que, malgré la très grande pluralité de représentations de ce cadre, il est très pertinent d'un point de vue heuristique parce que la pluralité des sous-compartiments qui le composent permet à toutes les disciplines de reconnaître un de leurs objets spécifiques et de le travailler avec ses méthodes pour ensuite remettre en relation les résultats et observations avec les contributions des autres disciplines.

Les SES appartiennent à la catégorie des objets-frontières ("boundary object"), définis comme « des objets qui sont à la fois suffisamment souples pour s'adapter aux besoins et contraintes locaux des différentes parties qui les emploient, mais suffisamment robustes pour conserver une identité commune entre les sites » (Baggio et al., 2015). Ils sont « faiblement structurés dans le cadre d'une utilisation commune, et deviennent fortement structurés dans le cadre d'une utilisation sur un site individuel » (Hertz and Schlüter, 2015; Star and Griesemer, 1989). Cette catégorie de concept regroupe des objets qui permettent des traductions entre des ontologies scientifiques très différentes et les SES sont un exemple caractéristique de ce que peut apporter ces objets-frontières à la recherche interdisciplinaire. Les chapitres de ce manuscrit montrent comment, à partir du cadre conceptuel général des SES, nous avons pu opérer des traductions entre disciplines scientifiques, afin de structurer un cadre d'analyse spécifique à notre site d'étude et à la question des transformations passées qu'a subi un SES dans le temps.

Enfin, la représentation de la structure d'un SES n'est peut-être pas essentielle et l'intérêt ou la spécificité du concept réside plutôt dans la mise en relation d'objets de natures très variées, ce qui permet de faire travailler des méthodes pourtant très différentes de façon conjointe grâce aux traductions qui peuvent s'opérer quand le cadre est déployé dans une analyse commune. Selon les disciplines qui travaillent ensemble sur un objet donné, l'accent sera mis sur un ensemble de compartiments, d'objets ou de variables dans une analyse donnée en ignorant forcément d'autres aspects du système (Bergandi and Blandin, 1998). Becker et al. (2012) distinguent ainsi trois acceptions courantes du concept de SES : une première dite « naturelle » et tournée vers la gestion des écosystèmes, une deuxième dite « hybride » et orientée vers la gestion des systèmes productifs ou du métabolisme social et enfin, une troisième acception désignée comme « sociale » reliée aux questions de développement durable et aux politiques environnementales. Ce retour à une forme de réduction où l'on perçoit les SES uniquement à travers une problématique de recherche spécifique n'est pas un écueil, parce que c'est aussi ce qui permet de relier les différentes contributions autour d'un tronc formé d'un questionnement commun (Hertz and Schlüter, 2015). Une compréhension parfaite de la nature ou du fonctionnement d'un SES sur un site donné est peut-être hors de portée, mais il n'en reste pas moins que ce cadre permet la constitution d'un objet commun qui réarticule les contributions de différentes disciplines dans une nouvelle optique interdisciplinaire permettant d'accéder à une meilleure compréhension du fonctionnement d'un système spécifique.

5.2.3 L'articulation du dialogue entre disciplines : difficultés, écueils et gains

L'interdisciplinarité est un atout pour comprendre les trajectoires socioécologiques (Herrero-Jáuregui et al., 2018), mais la mise en place de l'articulation entre les disciplines elles-mêmes malgré des bénéfices indéniables, présente aussi des coûts et risques associés (Jones, 2009). En effet, une recherche interdisciplinaire est souvent bien plus coûteuse en temps qu'une approche disciplinaire classique parce qu'elle nécessite des temps de mise en relation, de construction commune d'un langage puis de l'objet, du cadre d'analyse, de mise en commun des résultats, puis de leurs articulations et enfin des temps d'écriture commune. À chaque étape les discussions entre disciplines nécessitent de mettre en œuvre des traductions ("Translation") entre les disciplines (Star and Griesemer, 1989), mais aussi de préparer et d'adapter les différentes méthodes et approches des disciplines pour les faire dialoguer au mieux entre elles (Jones, 2009; Pricope et al., 2020). Cette dernière étape d'adaptation des différentes méthodes

scientifiques dans les cadres interdisciplinaires a déjà été identifiée et la construction du chapitre 2 a largement reposé sur ce processus adaptatif (“adaptive process”) des méthodes elles-mêmes (Pricope et al., 2020). Enfin, malgré ce processus d’adaptation des méthodologies déployé dans une analyse, des inadéquations entre les échelles spatiales ou temporelles des résultats issus de plusieurs disciplines peuvent toujours perdurer et limiter les gains d’informations permis par la mise en relation de ces différents résultats.

Ces difficultés pèsent cependant peu devant les gains d’informations majeurs apportés par la recherche interdisciplinaire. Le chapitre 2 démontre qu’avec la contribution de seulement trois approches disciplinaires, nous avons pu accéder à la boucle de rétroaction centrale du SES étudié en mettant en évidence les relations et rétroactions qui réunissent : LULC, NCP, pratiques agricoles ou forestières et processus écologiques naturels. Les approches palynologiques en combinaison avec l’analyse des transitions d’occupations des sols passées permettent de comprendre comment les surfaces des différents écosystèmes ont été modifiées tout en ayant une information sur la composition en espèces de ces écosystèmes révélée par l’analyse des pollens. L’approche historique nous a permis de remonter aux usages différents qui étaient faits des forêts de notre site d’étude, nous informant par là même sur les besoins des communautés humaines ainsi que leurs pratiques de gestion forestière. Grâce à l’approche diachronique de notre étude, les différentes contributions des trois disciplines mobilisées ont pu révéler des grandes phases de stabilité caractérisées par nos différentes approches et séparées par des facteurs de changements externes qui viennent déstabiliser le SES étudié, le transformant ainsi vers un nouvel état stable.

Enfin, il faut aussi souligner que notre recherche interdisciplinaire n’est pas sans biais et présente aussi des limites (Jones, 2009). Un premier écueil réside probablement dans la dimension holistique du concept de SES qui en réunissant systèmes humains et sociaux avec les systèmes écologiques permet une entrée depuis les sciences humaines et sociales ou depuis les sciences de la vie et géosciences. Si les écologues sont à même d’écrire sur les systèmes écologiques, il n’est en rien garanti qu’ils aient une formation suffisante en SHS pour pouvoir écrire sans naïveté sur les systèmes sociaux humains. Au cours de la rédaction du chapitre 2, peut être qu’une forme de systématisation à outrance de la conceptualisation de la communauté humaine étudiée a été faite. Là où les écologues ou biologistes tendent à comprendre leurs objets avec l’idée de système présentant une structure et des fonctions essentielles, rien ne nous permet de transférer ce prisme pour lire les sociétés humaines et leurs dynamiques. Il existe certainement un risque de déformation disciplinaire quand l’un écrit dans le champ d’un autre.

Plus spécifiquement, dans notre utilisation du cadre des SES dans le chapitre 2, il apparaît peut-être qu'une vision trop systémique du fonctionnement de la communauté humaine étudiée a pu transférer le biais téléologique (déjà largement critiqué et discuté dans le fonctionnalisme en biologie) vers la sociologie des organisations humaines. Cependant, avoir au sein des trois disciplines mobilisées la présence d'un historien issu de la tradition des sciences humaines a largement participé à limiter ce biais de déformation disciplinaire lors de la co-écriture de l'article. Ces limitations ne sont pas insurmontables, mais requièrent tout de même une veille attentive quand l'interdisciplinarité nous enjoint à travailler ou écrire sur des sous-objets spécifiques qui ne sont pas nécessairement ceux de notre discipline d'origine. Enfin, il a été observé que la recherche en sciences de l'environnement et de la durabilité n'inclut pas assez les sciences humaines et sociales dans les recherches interdisciplinaires (Herrero-Jáuregui et al., 2018) et ce manque d'inclusion est un défi à dépasser tant les apports des sciences humaines et sociales sont majeurs pour comprendre plus finement les trajectoires des SES dans le temps.

5.3 Capturer les trajectoires socioécologiques dans le temps par l'analyse des occupations et usages des sols en combinaison avec des approches de modélisations de contributions de la nature aux populations

Les chapitres de cette thèse tentent de reconstituer une trajectoire socioécologique dans le passé et de proposer des modélisations prospectives pour inférer le devenir de deux NCP dans le futur. Si les chapitres 3 et 4 ne proposent pas de construire une trajectoire de l'ensemble du SES, ils y contribuent tout de même en se concentrant sur deux NCP spécifiques qui permettraient de nourrir une analyse plus systémique des trajectoires possibles du territoire. Les deux NCP étudiées dans ce travail sont particulièrement intéressantes à analyser dans un contexte montagnard, d'abord du fait de l'érosion forte qui caractérise ces espaces (Panagos et al., 2015), ensuite parce que les prairies et la biomasse qu'elles fournissent sont capitales pour les systèmes agricoles de montagne (Jäger et al., 2020) et, enfin, parce que ces deux NCP permettent de remonter au compromis à l'œuvre entre fonctions régulatrices et fonctions productives dans un territoire (Crouzat et al., 2016; Mouchet et al., 2017). Cette partie interroge la pertinence des entrées retenues dans cette thèse pour comprendre les dynamiques des SES dans le temps. Plus spécifiquement je mettrai d'abord en évidence la centralité du LULC dans les SES et leurs dynamiques, pour ensuite interroger le rôle des modélisations de NCP à partir du LULC dans des reconstitutions de trajectoires socioécologiques. Enfin, je m'intéresserai plus

spécifiquement à la trajectoire de devenir possibles pour notre site d'étude en faisant une synthèse des impacts des moteurs de changements futurs à l'aide des chapitres 3 et 4, pour terminer sur le rôle de ce type de modélisations dans la mise en place de stratégies d'adaptation, lequel sera discuté plus en détail.

5.3.1 Les analyses des transitions d'occupations et d'usages des sols comme entrées pertinentes, mais insuffisantes pour caractériser les trajectoires des systèmes socioécologiques

Tous les chapitres de ce manuscrit reposent sur une analyse préalable ou une projection des modifications qu'a subi et que subira l'occupation des sols du territoire étudié. Ainsi, les trois analyses principales qui constituent ce manuscrit reposent sur des modélisations spatiales de NCP qui utilisent en entrée principale des cartes d'occupations et d'usages des sols sur le territoire. Comprendre comment les occupations et usages des sols changent dans le temps et sont amenés à se transformer sous l'effet de facteurs de changement est essentiel pour pouvoir prédire des devenir possibles pour les NCP d'un territoire et comprendre la trajectoire socioécologique qu'il suit (Schirpke et al., 2012). Cette partie discute de l'importance des occupations et des usages des sols dans les analyses des trajectoires socioécologiques d'un territoire.

Les occupations et usages des sols d'un territoire donné renvoient à la distribution spatiale des écosystèmes et de leurs fonctions dans un espace (Lambin et al., 2001). Comprendre comment cette distribution spatiale et comment les surfaces relatives des différents écosystèmes changent dans le temps apporte des informations précieuses pour comprendre la dynamique à l'œuvre dans les SES d'un territoire (Sharma et al., 2016). Les occupations et usages des sols comme composante des SES sont le résultat de facteurs locaux (gestions par les communautés humaines, plans locaux d'urbanisme et de développement, organismes de conservation, dynamiques et états des écosystèmes du site, etc.) ainsi que de facteurs externes (marchés agricoles, changement climatique, gouvernance et choix politiques pris au niveau national voir transnational, etc.) (Cassidy et al., 2010; Ewane, 2021). La complexité des interactions et des relations qui participent à structurer les occupations et usages des sols et leurs changements dans un territoire sont en soi des questions qui nécessiteraient des approches interdisciplinaires pour parvenir à capturer les déterminants de l'occupation des sols d'un site d'étude (Cassidy et al., 2010; Gomes et al., 2020). Le chapitre 2 de ce manuscrit est une mise en application de cette recommandation et montre qu'en effet, les apports de l'interdisciplinarité pour

comprendre les modifications passées d'un territoire sont majeurs, tant les occupations et usages des sols à un instant t dans un site d'étude sont le produit d'interactions passées, de relations encore à l'œuvre et de transformations en cours dans les SES. Pouvoir caractériser comment les occupations et usages des sols d'un site se transforment dans le temps est essentiel pour les modélisations de NCP, tant dans le passé en utilisant les premières données historiques disponibles que dans le futur grâce à l'utilisation de modèles prédictifs pour inférer des scénarios de LULC probables (Egarter Vigl et al., 2017; Mazy and Longaretti, 2022; Renard et al., 2015; Schirpke et al., 2012). Comprendre comment un territoire évolue à travers l'analyse des transitions d'occupation et d'usages des sols présente d'abord l'intérêt direct de renforcer notre connaissance des dynamiques socioécologiques à l'œuvre dans un territoire, mais permet aussi de capturer les effets de ces changements d'occupation des sols sur les NCP par des approches de modélisations.

Les occupations et usages des sols sont le principal facteur contrôlant la distribution spatiale des différentes NCP dans un territoire (Bürgi et al., 2015; Egarter Vigl et al., 2017; Lavorel et al., 2019). Ainsi, cette composante est le proxy dominant et très largement utilisé dans les modélisations de NCP ou de services écosystémiques (Lavorel et al., 2017; Verhagen et al., 2016). En montagne, on peut distinguer des types caractéristiques d'écosystèmes : prairies, surfaces agricoles, forêts et pâturages d'altitude. Chacun de ces types d'écosystèmes est associé à des bouquets ("bundles") de NCP spécifiques avec leurs compromis ("trade-off") (Schirpke et al., 2019; Vannier et al., 2019). Toute modification de la composition entre ces différents types modifie les bouquets de NCP associés dans l'espace et donc les flux totaux des NCP sur le territoire. Nos analyses se sont concentrées sur deux NCP modélisées avec deux approches différentes au cours des trois chapitres principaux de ce manuscrit, ne permettant pas d'aller vers une analyse par bouquets de NCP et des compromis entre les principaux types d'écosystèmes de montagne (Crouzat et al., 2016; Vannier et al., 2019). Il ressort tout de même du chapitre 2 que l'intensité d'usage d'un paysage (et donc la part des surfaces consacrées aux prairies intensives, au labour ou encore à la sylviculture) favorise largement les NCP matérielles au détriment des NCP régulatrices et non-matérielles tandis qu'à l'inverse, un paysage moins géré présentera le schéma inverse (Locatelli et al., 2017). Cette tendance observée dans un SES de montagne, s'inscrit dans une relation plus globale et répétable avec un compromis fort qui existe entre fonctions productives et régulatrices où, les surfaces de forêts non exploitées, de prairies et de labour ou de forêts exploitées forment un gradient d'intensité d'usages (Mouchet et al., 2017).

Finally, the occupations and uses of soils of a territory capture at a given instant, the state of compromise between productive and regulatory functions in space. In the first instance, this compromise between different functions can be analyzed by resorting to the examination of the total surfaces of different types of ecosystems, the transitions that occur between these different types of ecosystems over time and finally by the analysis of the spatial organization of these occupations and uses of soils in a territory (Ewane, 2021; Gaur et al., 2020). The different chapters illustrate these different interests of the analysis of transitions of occupations of soils. Chapter 2 shows how the organization of LULC and the spatial locations of transitions that appear over time allow us to understand past adaptations in SES. The future provisioning in NCP, notably that of erosion and forage, are largely dependent on the different total surfaces of ecosystems as shown in chapters 3 and 4. Our ability to estimate future changes in NCP in territories depends directly on our ability to model future modifications and occupations and uses of soils (Pyke and Andelman, 2007). Finally, chapter 4 notably shows in evidence the fact that the capacity of adaptation solutions to respond to the effects of global changes depends also on the distribution in space of transitions of occupations of soils. The component of SES that are the occupations and uses of soils is central in their dynamics and allows to capture the past or future trajectories of these systems (Ewane, 2021).

5.3.2 La modélisation comme outil pour caractériser les effets des facteurs de changements futurs sur les NCP

Capturing by modeling how ecosystems benefit human populations of a territory is a central objective of this thesis. In fact, working on estimates of NCP in space is common to access socio-ecological dynamics at work (Bruley et al., 2021a; Egarter Vigl et al., 2017; Schirpke et al., 2012; Vannier et al., 2019). These estimates of NCP are based on modeling of ecological processes and this part discusses more specifically their role to characterize socio-ecological trajectories, quantify the effects of change factors and in the last instance participate to inform on potential adaptation solutions.

Modeling of NCP is based on a mathematical representation of the relations between the important variables of a given ecological process. In recent years, the combination of computer development and the availability of geographical data and tools

pour les gérer ont participé à faire émerger des modélisations spatiales de ces flux de NCP (Chee et al., 2016; Stritih et al., 2018). De nombreux modèles spatiaux travaillant à estimer les flux spatiaux de NCP sont développés aujourd'hui. Ici nous avons utilisé pour estimer les pertes de sols dans notre site d'étude l'équation RUSLE (« Revised Universal Soil Loss Equation ») bien connue et largement utilisée (Renard, 1997). À l'inverse, pour la production de biomasse des prairies, un modèle a été spécifiquement développé. Chaque NCP peut être modélisée de manière différente et la question du choix du type de modèle s'impose à quiconque souhaite travailler sur ces objets (Lavorel et al., 2017). Ainsi, de larges communautés scientifiques étudient depuis longtemps certains processus écologiques ou géophysiques et des modèles performants, plus ou moins complexes, peuvent déjà être à disposition. Selon le besoin spécifique pour répondre à une question de recherche, on privilégiera le développement d'un modèle spécifique ou bien le recours un modèle préexistant. Ce manuscrit présente les deux cas de figure avec d'abord l'utilisation de l'équation RUSLE qui est utilisée depuis une vingtaine d'années pour estimer les pertes de sols dues à l'érosion diffuse et largement modifiée et améliorée depuis sa première version (Renard, 1997). Ensuite, le chapitre 4 présente l'autre cas de figure, où un modèle a été spécifiquement conçu pour répondre à une question particulière sur notre site, parce que nous n'avions pas à disposition un modèle robuste pour travailler sur des estimations de biomasse produite par les prairies.

Les questions communes auxquelles nos modélisations ambitionnaient de répondre étaient celles des effets probables de facteurs de changements tels que le changement climatique et les changements d'occupations des sols sur les NCP dans un territoire à un instant t compte tenu ses incertitudes liées aux modélisations futures. Ainsi, les modèles retenus ou construits utilisent tous deux comme entrées principales des cartes d'occupation et d'usage des sols ainsi que des représentations spatiales des variables climatiques critiques pour le processus modélisé, en plus des variables ou données qu'ils leurs sont spécifiques. Ensuite, les modèles transforment cette information d'entrée en des estimations du flux de NCP sur notre site par une mise en relation mathématique des variables importantes pour le processus en question. Grâce à ces modèles, nous sommes en mesure de quantifier les effets probables des facteurs de changements globaux sur les NCP de notre site en faisant varier l'entrée climatique ou l'entrée d'occupations des sols. Si avoir des estimations des changements probables pour deux NCP dans le futur, sous les effets seuls ou combinés des facteurs de changement, ne nous permet pas remonter directement à une trajectoire globale des SES de notre site, les chapitres 3 et 4 participent tout de même à informer sur des futurs possibles pour deux NCP et ainsi à dessiner une première

esquisse de ce qui pourrait être les futures trajectoires des SES de la vallée étudiée vis-à-vis des deux NCP modélisées.

Les natures de ces modèles diffèrent largement parce que le premier est un modèle déterministe qui calcule directement des valeurs d'érosion tandis que les BBN sont de nature probabiliste et reposent sur l'utilisation de distribution pour toutes les variables représentées dans le modèle (Landuyt et al., 2013; Renard, 1997). La modélisation de l'érosion reposant sur la RUSLE est un modèle simple estimant l'érosion directement à travers une multiplication de 6 termes eux-mêmes estimés de différentes manières et renvoyant à des facteurs spécifiques qui contraignent le plus fortement l'érosion des sols. Cette première modélisation s'arrête à l'estimation des effets probables des facteurs de changements et un développement évident réside dans la prise en compte de potentielles solutions d'adaptation pour contrecarrer les effets néfastes des changements d'occupation des sols ou climatiques sur les pertes de sols. Aussi, le chapitre 3 montre comment tout gain d'information sur la trajectoire future d'émission de gaz à effet de serre empruntée par l'humanité, sur la réponse du système climatique au forçage radiatif induit par les gaz à effet de serre, ou encore sur l'estimation des facteurs utilisés dans la RUSLE, permettrait directement d'améliorer nos estimations futures de pertes de sols. De l'autre côté, la modélisation de la production de biomasse des prairies repose sur la construction d'un BBN. Ce modèle a été développé parce qu'aucun modèle préexistant n'était à disposition et parce que nous souhaitions analyser la pousse estivale et automnale des prairies qui sont souvent exclues des analyses dans la littérature. Le coût de construction du second modèle utilisé dans le chapitre 4 a été bien plus important que l'utilisation de la RUSLE. Dans son état actuel, le modèle permet d'accéder à des estimations de production de biomasse, bien qu'il puisse être encore largement amélioré. Les BBN sont appréciés dans les modélisations de NCP ou sur les questions de gestion environnementale, d'abord parce qu'ils permettent facilement d'intégrer des savoirs d'experts à travers l'élicitation et la modélisation participative, ensuite parce qu'ils intègrent explicitement les incertitudes et peuvent constituer des interfaces de discussion dans le cadre d'une gestion adaptative d'un territoire (Aguilera et al., 2011; Landuyt et al., 2013). Si le chapitre 4 s'arrête à une première étape de quantification des effets des facteurs de changements et de solutions d'adaptation pour répondre aux effets négatifs induits par les changements climatiques et d'occupation des sols, on pourrait poursuivre de nouveaux développements pour ce modèle : notamment en renforçant la partie construite par élicitation, ou encore en discutant des résultats avec des acteurs et experts locaux pour améliorer les estimations (Grêt-Regamey et al., 2008; Martin et al., 2012). Aussi, le choix d'un type de

modèle dépend des capacités de calculs à dispositions. En effet, initialement la modélisation de l'érosion avait été aussi conceptualisée sous la forme d'un BBN, mais compte tenu du nombre limité de facteurs dans le modèle RUSLE et du nombre restreint de sources d'incertitudes incluses dans notre analyse, les temps de calculs pour arriver à estimer les pertes de sols dans la totalité de la combinatoire des incertitudes retenues restaient acceptables et nous avons ainsi préféré l'utilisation d'un modèle déterministe. En revanche, dans le cas de la production de biomasse, le grand nombre de variables climatiques et notre volonté d'inclure la variabilité interannuelle qui les caractérisent auraient demandé des temps de calcul bien trop importants pour un modèle déterministe ; même si dans un BBN, la discrétisation et le nombre d'états des variables continues influent directement sur les temps de calcul, se restreindre à nombre d'états raisonnables pour les variables continues nous a permis de produire des résultats avec des temps de calculs tout à fait acceptables.

Enfin, une limitation majeure des deux approches de modélisation est leur absence de validation (Ochoa and Urbina-Cardona, 2017), faute de disponibilité d'une donnée correspondante au processus modélisé. Seules les prédictions du modèle d'érosion ont été validées qualitativement sur leurs ordres de grandeur par un expert pédologue connaissant bien notre site. Les approches spatiales sont extrêmement puissantes pour cartographier les niveaux des flux de NCP à l'échelle d'un territoire, mais la taille importante de notre site d'étude nous restreint aussi sur notre capacité à faire des mesures de terrain pour valider les sorties de ces modèles. D'autres approches pourraient être envisagées pour valider ces sorties, par exemple pour la biomasse, notre modèle aurait pu bénéficier d'une validation reposant sur une confrontation : avec des proxys en ayant recours à des données de télédétection de NDVI pour inférer la production de biomasse, à des données issues des chambres d'agriculture ou par validation qualitative des agriculteurs. Malgré tout, les modélisations de NCP ont rempli leurs objectifs initiaux en nous permettant de parvenir à une quantification des effets des facteurs de changement dans le passé ou le futur, de nous aider à esquisser des trajectoires socioécologiques futures, de comprendre comment la prise en compte de plusieurs types d'incertitudes influe sur nos estimations dans le chapitre 3 et enfin à tester quelques solutions d'adaptations candidates dans le chapitre 4.

5.3.3 Des facteurs de changements globaux aux natures différentes avec leurs implications spécifiques pour le territoire

Les deux chapitres consacrés aux modélisations prospectives du devenir de deux NCP sur notre territoire montrent tous deux que la future occupation et le futur usage des sols du territoire

seront déterminants pour maintenir la qualité de vie des habitants de la vallée. Les deux jeux de données utilisés pour scénariser des devenirs possibles pour la vallée sont de natures très différentes : celui du chapitre 3 est issu d'une modélisation à l'échelle globale qui inclut des scénarios globaux standards de changement climatique (scénarios RCP) et de développements humains (scénarios SSP) utilisés comme contraintes dans un modèle d'analyse des changements globaux qui infère la probabilité d'un pixel d'appartenir à chaque type de LULC retenu dans leurs analyses (Chen and Vernon, 2020). Le jeu de données du chapitre 4 est d'une nature très différente parce qu'il a été produit spécifiquement à l'occasion d'une collaboration interdisciplinaire. Ainsi, un nouveau modèle, corrigeant des biais mathématiques dans les modèles actuellement disponibles, a été utilisé pour produire des scénarios contrastés de devenirs possibles sur notre site à une haute résolution spatiale (Mazy and Longaretti, 2022). Les différences d'échelles de travail, de leurs résolutions, ou encore de la classification des catégories de LULC qu'ils utilisent, rendent toute comparaison très difficile entre les chapitres 3 et 4. Il ressort cependant que, dans les deux cas, les scénarios extrêmes avec de fortes transitions de LULC montrent les plus grandes modifications dans la distribution spatiale des flux de NCP. Dans ces deux chapitres, les transitions futures d'occupation et d'usage des sols montrent des effets principalement délétères pour la protection des sols contre l'érosion (principalement due à une dé-végétalisation du site, dans le chapitre 3) et sur la production de biomasse dans les scénarios où les surfaces de prairies sont fortement réduites.

Les effets du changement climatique dans les deux modélisations prospectives montrent des résultats différents de ceux induits par changements d'occupation des sols dans le futur. Pour l'érosion, le changement climatique seul tend à faire baisser en moyenne les pertes de sols, excepté dans quelques localisations où des pluies plus importantes tendent à les augmenter. Cependant, il reste une incertitude forte sur la direction de changement de l'érosion notamment dans le scénario d'émission extrême (RCP 8.5 couplé au SSP5). Une limitation majeure de cette modélisation des pertes de sols est que nous avons travaillé avec des estimations de la pluviométrie moyenne sur une année, faute de disposer d'une donnée dans les scénarios à la résolution temporelle de la demi-heure qui est normalement utilisée pour calculer le pouvoir érosif des épisodes de pluie (facteur R où rainfall factor dans l'équation de la RUSLE). Passer par une estimation du facteur R reposant sur une pluviométrie annuelle exclut de fait les épisodes de pluies extrêmes qui pourraient eux, augmenter en intensité ou en fréquence dans le futur (Beniston and Stoffel, 2016; Gobiet et al., 2014; Stoffel et al., 2014; Wilhelm et al., 2022). Ainsi, nos estimations prédisant une réduction moyenne de l'érosion sur le site sont à mettre en

perspective avec ce choix méthodologique et nous pourrions sous-estimer les pertes de sols futures du fait de l'exclusion des événements extrêmes.

Dans le chapitre 4 consacré aux estimations de la production de biomasse, le changement climatique montre à nouveau des effets limités, comparativement aux scénarios extrêmes de changements d'occupation et d'usage des sols quand on s'intéresse à la production totale du site. Cependant, notre analyse révèle que le changement climatique va probablement modifier largement le schéma saisonnier de croissance de la biomasse avec une première période de croissance favorisée et des pousses estivales largement réduites sous le scénario de changement climatique à hautes émissions de gaz à effet de serre. À cette pression va aussi probablement venir s'adjoindre une moindre stabilité de la production de biomasse des prairies sous les deux trajectoires de changement climatique dues à une plus forte variabilité des paramètres climatiques qui contrôlent la production des prairies. Malgré un effet statistique non significatif sur la production annuelle totale des prairies, il apparaît que le changement climatique est tout de même une menace de taille pour le système agropastoral qui devra s'adapter à ces modifications dans les périodes de croissances et à l'imprévisibilité accrue de la production d'une année sur l'autre. Une valeur ajoutée de nos analyses prospectives a été de traiter conjointement les effets de ces deux facteurs de changements globaux. Il ressort que, malgré un effet plus important des changements d'occupation et d'usage des sols comparativement au changement climatique, l'adjonction dans le futur des modifications induites par ces deux facteurs va probablement poser des menaces multiples pour les SES de notre vallée et l'interaction entre ces facteurs de changements a déjà été identifiée comme étant synergétique à plus vaste échelle (Brook et al., 2008).

Enfin, nos analyses prospectives des NCP n'ont intégré que deux facteurs de changement global (le changement climatique et d'occupation des sols) parce que ce sont ceux pour lesquels nous disposons d'informations, de données ou au moins de connaissances mécanistiques sur les processus qui leurs sont sous-jacents. Le chapitre 2 révèle que dans le passé, des facteurs de changements de natures très différentes ont largement participé à modifier la trajectoire socioécologique empruntée par le SES, comme des bouleversements politiques avec le rattachement de la Savoie à la France, des avancées technologiques venant transformer les systèmes agricoles à l'échelle nationale ou encore le déploiement d'une gestion des ressources forestières centralisée dans le pays. Ces facteurs de changements d'ordre politique, technique ou de gouvernance des ressources auraient pu être intégrés aux analyses par de la scénarisation locale et initialement ce travail ambitionnait de recourir à des ateliers participatifs avec des

acteurs et habitants pour y parvenir (Bruley et al., 2021b). Cependant, faute de temps et du fait de la complexité de la mise en place d'un tel processus, le choix a été fait de les exclure pour faciliter les analyses déjà en cours. La diversité de nature des facteurs de changements amène plusieurs idées. D'abord, la compréhension des modifications qu'ont subi les SES dans le passé apporte de précieuses informations pour comprendre comment les différents types de facteurs de changements viennent modifier les dynamiques socioécologiques. Ensuite, ces facteurs de changement à venir sont par nature incertains et imprévisibles. L'émergence de la pandémie de Covid-19 au début 2020 due à la propagation du virus SARS-cov2 a montré que malgré l'identification et la reconnaissance d'un risque (des rapports existent sur ce risque depuis plusieurs années), le moment de son déclenchement, son développement ainsi que sa propagation et ses conséquences pour les sociétés humaines restaient imprévisibles. Si des alertes avaient été émises auparavant sur les risques associés à de telles pandémies, la Covid-19 aura démontré l'impréparation des États à répondre dans l'urgence à une crise pandémique, mais aussi leurs capacités à engager des transformations majeures pour tenter d'y répondre, en bouleversant, par exemple, l'organisation du travail. Enfin, selon leurs natures les facteurs de changements agissent sur différents compartiments des SES. Du fait d'un ancrage disciplinaire plutôt orienté du côté biogéophysique, notre approche a de fait exclu certaines composantes des SES, notamment dans les modélisations des chapitres 3 et 4. Ainsi, notre approche se révèle pertinente pour capturer les effets de facteurs de changements qui agissent principalement sur des variables écologiques, climatiques ou géographiques (dans le cadre des occupations des sols), mais montre certaines limites pour l'intégration potentielle de facteurs de changements liés à des compartiments technologiques ou de gouvernance par exemple. Malgré les limitations actuelles de nos approches de modélisation, des développements et enrichissements de nos modèles pourraient permettre de renforcer l'intégration de composantes économiques, sociales, politiques ou techniques des SES dans les modèles et ainsi permettre de mieux capturer les effets potentiels d'autres types de facteurs de changements venant contraindre ces compartiments (Gonzalez-Redin et al., 2016; Grêt-Regamey et al., 2013). Répondre au changement climatique et aux changements d'occupations et d'usages des sols à l'horizon de la fin du siècle est déjà un défi colossal pour les SES et d'autres crises et pressions d'origines variées et incertaines viendront probablement s'ajouter à ces deux facteurs de changements globaux pour lesquels nous disposons malgré tout, de prédictions ou d'informations qui peuvent être mise à contribution dès aujourd'hui pour planifier l'adaptation.

5.4 Savoirs, informations, incertitudes et prises de décisions : planifier l'adaptation dans un contexte d'incertitudes

Répondre aux menaces induites sur les SES par le changement climatique et les modifications d'occupation des sols est un défi majeur pour nos sociétés. Nous disposons malgré tout d'informations pour caractériser les changements à venir sous différents scénarios : grâce aux modélisations du climat intégrant les forçages radiatifs ou à des simulations futures des occupations des sols. Avoir de telles données à disposition est extrêmement précieux, tant elles permettent de nous informer précisément sur le possible devenir de variables climatiques ou des distributions spatiales des écosystèmes. Le rôle des modélisations de NCP développées ici est de transférer cette information disponible à échelle globale ou régionale vers des estimations des effets locaux de ces modifications sur les flux de NCP dans le futur et ainsi de nous informer sur de possibles trajectoires socioécologiques.

Les états développent des plans et des stratégies d'adaptation afin de réduire les effets négatifs induits par ces facteurs de changements, comme les plans nationaux d'adaptation au changement climatique 1 et 2 produits par les autorités françaises en 2011 et 2018. Ces stratégies d'adaptation ont d'abord besoin d'information sur les effets probables des facteurs de changements globaux afin d'y répondre au mieux (Berke and Stevens, 2016; IPCC, 2022; Walker et al., 2013) et les modélisations de NCP ont un intérêt direct pour d'abord informer sur les effets probables et ensuite pour éventuellement tester le déploiement de solutions d'adaptation par la modélisation (Harrison et al., 2019; Verkerk et al., 2018). Malgré cette forte utilité des modélisations de NCP pour comprendre les impacts futurs des facteurs de changements et planifier l'adaptation, de nombreuses incertitudes pèsent sur les résultats de ces modèles et peuvent être des freins pour la prise de décision quant aux options d'adaptations à suivre (Dessai and Sluijs, 2007a; Maier et al., 2016). LA dernière partie de cette discussion questionne la place de l'incertitude dans les modélisations d'impact, puis comment nous avons travaillé ces incertitudes par l'usage de probabilités et enfin comment les modèles de NCP peuvent contribuer à la construction de solutions d'adaptations dans un contexte d'incertitude.

5.4.1 Relation entre savoir et incertitudes reconnues ou ignorées

Le chapitre 3 de ce manuscrit s'attache à intégrer différentes sources d'incertitudes qui pèsent sur nos estimations des effets des facteurs de changements. Cette première sous-partie discute de la nature des incertitudes et de sa relation avec la construction de connaissance nécessaire

pour informer sur les risques induits par les facteurs de changements. D'abord, rappelons que l'incertitude et la certitude correspondent à un rapport subjectif humain aux notions de vérité et de savoir. Pour établir un savoir ou une connaissance, on justifie une assertion par un argumentaire et des preuves (Ichikawa and Steup, 2018). La certitude et l'incertitude viennent caractériser une relation humaine à un énoncé donné. Ainsi, il apparaît que nous sommes certains de certaines choses, à l'inverse, nous sommes aussi certains que d'autres sont fausses, mais malgré toutes les connaissances que l'on peut constituer, toute chose ne peut être directement caractérisée comme vraie ou fausse, et c'est ici que l'incertitude réside. Il a été identifié qu'une large portion de la littérature travaillant sur les NCP ou les services écosystémiques n'inclut pas suffisamment d'évaluations des incertitudes (Birkhofer et al., 2015; Seppelt et al., 2011). Quand les modélisations de NCP sont utilisées pour prédire des modifications futures induites par facteurs de changements globaux et éventuellement informer des décideurs, l'évaluation des sources d'incertitudes devient d'autant plus importante (Hamel and Bryant, 2017).

Toute étude prospective s'intéressant au futur et tentant de prédire des impacts de facteurs de changements ne peut prétendre fournir une information certaine tant le futur est imprédictible par nature. Cependant, la prise de décision pour l'adaptation bénéficie largement de la prise en compte d'incertitudes dans les modélisations d'impacts (Dessai and Sluijs, 2007b; Maier et al., 2016). L'attachement à communiquer explicitement les incertitudes aux décideurs dans les conclusions des rapports du GIEC témoigne de ce souci de fournir de l'information sur les trajectoires de devenir futurs, malgré les nombreuses incertitudes qui pèsent sur les modèles, leurs résultats et les conclusions qui en sont tirées (Budescu et al., 2012). Le défi majeur posé par la reconnaissance des incertitudes réside dans leurs propagations et les effets en cascade, depuis la construction de trajectoires globales d'émissions de gaz à effet de serre, en passant par la modélisation de la réponse climatique à ce forçage radiatif, puis à l'impact sur une NCP, et enfin à la capacité d'une solution d'adaptation à répondre aux modifications induites (Wilby and Dessai, 2010).

Produire de l'information sur les trajectoires futures de changements des NCP par la modélisation peut se faire à travers l'utilisation de cadres qui permettent de distinguer les différentes incertitudes qui pèsent sur les modèles (Walker et al., 2003). Ces approches sont très utiles pour caractériser les différentes sources d'incertitude qui peuvent émaner d'un manque de connaissance humaine sur un processus donné (incertitudes d'ordre épistémologique) contre des incertitudes absolument irréductibles qui semblent indépassables

(incertitudes d'ordres ontologiques). L'utilisation de ce cadre pour capturer les niveaux, natures et localisations des différentes sources d'incertitude a été très utile dans le chapitre 3, lequel s'intéresse directement à la prise en compte de multiples incertitudes dans les modélisations de NCP intégrant les effets de facteurs de changements globaux. Au-delà du cadre proposé par Walker et al., (2003), le champ de la modélisation de NCP ou de services écosystémiques a aussi développé des cadres similaires pour intégrer et analyser les contributions de différentes sources d'incertitude dans les modélisations de NCP (Hou et al., 2013; Lavorel et al., 2017; Matott et al., 2009; Warmink et al., 2010). Ces différents cadres proposent des définitions et typologies d'incertitudes qui peuvent varier, mais tous reconnaissent les bénéfices apportés par l'inclusion des sources d'incertitudes dans les modélisations environnementales.

Produire des estimations sur les effets des facteurs de changement dans le futur, tout en travaillant à intégrer des sources d'incertitude aux modèles permet, par là même, de construire de l'information et de caractériser les différentes sources d'incertitude pour finalement mieux distinguer les limitations qui pèsent sur nos estimations. Le chapitre 3 met notamment en évidence comment différents types d'incertitude pèsent de façon très contrastée sur la magnitude des changements prédits dans les pertes de sols ou sur la direction du changement prédit dans le futur. Finalement, produire de l'information sur les effets des facteurs de changements participe aussi à fournir de l'information sur les manques de notre connaissance et les différentes options de trajectoires futures. Un défi particulier concerne notamment la représentation des incertitudes dans les modélisations spatiales du fait de la nécessité d'ajouter un axe à des figures parfois déjà complexe (Hamel and Bryant, 2017). Mais de nombreuses pistes et propositions ont aussi été proposées pour représenter spatialement ces incertitudes (Stritih et al., 2018; Visser et al., 2006). En ce sens, le chapitre 3 propose une représentation spatiale originale où les incertitudes sont représentées sous forme d'un degré d'accord entre les sources d'incertitude épistémologiques vis-à-vis de la direction future de changement de la NCP.

Une autre distinction essentielle entre les sources d'incertitude correspond à leur niveau dans la typologie développée par Walker et al. (2003) et Refsgaard et al. (2007) et plus spécifiquement la frontière qui distingue les incertitudes reconnues des incertitudes ignorées. Il apparaît que la construction de modèles prospectifs intégrant des sources d'incertitude permet d'un même mouvement, non seulement de produire des estimations des effets probables, mais aussi de caractériser les différentes sources d'incertitude qui contraignent nos estimations, et ainsi, de mieux nous informer sur l'effet de leur prise en compte sur nos conclusions (Refsgaard

et al., 2007). Avancer dans la construction des savoirs sur un phénomène permet aussi une identification des zones d'ombres qui pèsent sur cette connaissance et nous aide aussi à reconnaître ce que l'on ne sait pas encore par la caractérisation des incertitudes reconnues en faisant reculer la frontière de celles que l'on ignore (Ascough et al., 2008). Il reste cependant que la reconnaissance des incertitudes n'est jamais parfaite et que ces incertitudes reconnues ne forment qu'un sous-ensemble très réduit devant l'immensité des incertitudes ignorées liées à notre absence totale de connaissance. Ces incertitudes non reconnues ou ignorées pèseront toujours sur les résultats des estimations des effets des facteurs de changement dans nos modélisations. Malgré tout, dans le contexte de modélisations environnementales, travailler avec les incertitudes reconnues lorsque l'on essaye de produire de l'information sur le futur est nécessaire pour prendre des décisions (Grêt-Regamey et al., 2013) et la section suivante questionne la manière dont on peut travailler avec des incertitudes reconnues à travers l'usage de probabilités.

5.4.2 Naviguer dans l'incertitude grâce à l'usage de probabilités ?

Pour intégrer les sources d'incertitudes dans les modélisations de NCP, j'ai eu recours aux probabilités pour pouvoir quantifier leurs effets sur nos estimations futures. Le concept de probabilité renvoie à l'absence de certitude vis-à-vis d'un phénomène et il permet d'évaluer le caractère probable d'un événement à travers la quantification d'une valeur comprise entre 0 et 1 qui représente son degré de certitude (Hájek, 2019). Ce lien entre certitude, incertitude et probabilités fait de ces dernières un excellent outil pour permettre de caractériser les effets probables des facteurs de changements dans le futur et tenter d'y répondre par des stratégies d'adaptation (Dessai and Hulme, 2004). Les probabilités sont largement utilisées dans la bibliographie consacrée à la gestion des risques. Dans sa définition la plus simple, un risque correspond à la probabilité d'occurrence d'une catastrophe multipliée par ses conséquences (définition basée sur l'espérance mathématique de la fonction du risque). Les chapitres 3 et 4 ont eu recours à des approches probabilistes en le faisant néanmoins de manière très différente. En effet, dans le chapitre 3, j'ai utilisé un modèle déterministe qui calcule toutes les combinaisons possibles de résultats pour chaque source d'incertitude prise en compte. Ensuite, j'ai calculé la probabilité de détecter un changement significatif de perte de sols dans le futur à travers toute la combinatoire générée par l'intégration des sources d'incertitudes. Le chapitre 4, quant à lui, utilise un modèle bayésien qui fait un usage explicite de probabilités dans son

fonctionnement et son architecture. Dans les deux cas, c'est par l'usage de probabilités que j'ai pu travailler sur les incertitudes dans les modélisations prospectives.

Des théories épistémologiques relatives à la construction du savoir proposent également de recourir à l'usage de probabilités, afin d'établir ou non une assertion, en évaluant les degrés de certitude (donc des estimations de probabilité) des différents arguments qui viennent justifier l'assertion en question (Ichikawa and Steup, 2018). Passer par l'usage de probabilités dans le cadre de la construction d'un savoir visant à informer sur des trajectoires futures d'impact de facteurs de changement ou pour le développement de stratégies d'adaptation est une solution candidate ayant été déjà largement utilisée et développée dans la littérature (Dessai and Hulme, 2004; Dessai et al., 2005). Maintenant, avec les gains d'informations apportés par l'usage d'une typologie permettant de distinguer des types d'incertitudes différents, il apparaît que l'usage de probabilités doit se faire en conjonction avec la nature des incertitudes qui sont analysées (Dessai and Hulme, 2004; Refsgaard et al., 2007).

Une distinction majeure réside certainement entre les catégories d'incertitudes d'origines épistémiques avec les incertitudes ontologiques (Refsgaard et al., 2007). Les premières peuvent toujours être réduites par une amélioration de nos savoirs et de nos connaissances vis-à-vis d'un phénomène donné, tandis que les secondes restent strictement irréductibles. Du point de vue de l'usage de probabilités, il apparaît que ces deux catégories doivent être considérées différemment (Baustert et al., 2018; Dessai and Hulme, 2004; Hou et al., 2013). Un gain d'information ou de savoir vis-à-vis d'un processus incertain permet de modifier les probabilités qu'on utilise pour le décrire, et une mise à jour de notre savoir passant par l'ajustement des probabilités associées est toujours possible (Armitage et al., 2009; Hájek, 2019; Landuyt et al., 2013). À l'inverse, du côté des incertitudes ontologiques, une réduction de l'incertitude est impossible et l'usage de probabilités ne pourra pas dépasser l'usage de loi uniforme, soit une absence d'information totale vis-à-vis de l'évènement en question.

Du point de vue d'une modélisation environnementale prospective, les incertitudes ontologiques renvoient, par exemple, aux futures trajectoires de développement humain et des émissions de gaz à effet de serre, tandis que les incertitudes épistémiques sont multiples et peuvent renvoyer au modèle utilisé, à la manière de le paramétrer ou encore aux données d'entrée utilisées (Beven, 2016; Kiureghian and Ditlevsen, 2009; Wilby and Dessai, 2010). Dans les deux chapitres consacrés aux modélisations prospectives des impacts des facteurs de changements globaux, l'usage de probabilité a été fécond pour, d'une part, quantifier les effets

des sources d'incertitudes qui pèsent sur une modélisation donnée et de l'autre, pour quantifier les effets de la variabilité de multiples paramètres climatiques sur la prédictibilité de la production de biomasse des prairies d'une année sur l'autre. Dans ces deux analyses, l'incertitude ontologique liée aux trajectoires d'émissions futures ou aux modifications des occupations des sols sur notre site d'étude a été traitée comme des scénarios où, faute de pouvoir affecter une probabilité à l'un ou l'autre des scénarios, une valeur de réponses agrégées à travers ces différents scénarios n'est jamais proposée. On propose plutôt de considérer ces différents scénarios comme équiprobables et chaque combinaison de trajectoire d'émission et de changements d'occupation et d'usage des sols est considérée séparément des autres (Dessai and Hulme, 2004). Le chapitre 3 propose une méthode qui permet de quantifier pour les différents scénarios futurs les endroits où les changements seront significatifs en prenant en compte plusieurs sources d'incertitudes épistémiques qui contraignent les données d'entrées ou la modélisation des pertes de sols elle-même. Enfin, l'usage de probabilité pour analyser les effets des incertitudes sur nos estimations présente un intérêt particulier dans le cadre de leurs usages au sein d'un réseau bayésien de confiance. Dans ces modèles probabilistes, tout gain d'information sur une variable composante du réseau peut être intégré pour mettre à jour le modèle et les probabilités conditionnelles qui le composent et ainsi fournir de nouvelles estimations prenant en compte le gain d'information (Landuyt et al., 2013).

5.4.3 La place des modélisations d'impact dans la prise de décision pour l'adaptation : des modèles comme interface de discussion pour l'adaptation ?

Historiquement, l'adaptation a été envisagée sous deux modalités ayant chacun un angle spécifique pour aborder les enjeux de réponses aux modifications climatiques : le premier type d'approche repose sur des études d'impact, ancrées dans le domaine plutôt biophysique et proposant des modélisations sur des séries temporelles de longs termes et souvent caractérisées par leur résolution et grain grossiers ; la seconde catégorie renvoie à des études de vulnérabilité, plutôt ancrées dans les domaines socioéconomiques se projetant en général à plus courts termes et à des échelles spatiales restreintes et bien identifiées (Walker et al., 2013). Les approches déployées dans ce travail se situent dans la première catégorie, avec un ancrage biogéophysique marqué et travaillant sur des échelles de temps lointaines. Maintenant, pour tenter de dépasser les limitations induites par les résolutions spatiales grossières, je me suis attaché à inclure des données d'entrées dans les modélisations ayant des hautes résolutions spatiales ou proposant des descentes d'échelles adaptées au contexte spécifique de notre site d'étude. Dans ce travail,

cela a consisté à valoriser directement des jeux de simulations climatiques construites spécifiquement pour le domaine alpin avec des données structurées par tranches d'altitudes et massifs (Verfaillie et al., 2017), à travailler à faire des descentes d'échelles des jeux de données d'occupation et d'usage des sols à échelle globale sur notre site (Chen and Vernon, 2020), ou bien encore à construire spécifiquement des scénarios à haute résolution spatiale de devenir des occupations des sols à travers une collaboration interdisciplinaire (Mazy and Longaretti, 2022). L'objectif in fine était de parvenir à estimer les conséquences de facteurs de changements sur certaines NCP pour informer sur le besoin d'adaptation voir directement tester des solutions par la modélisation. Les chapitres 3 et 4 de ce manuscrit s'inscrivent dans cette démarche en quantifiant les effets probables des facteurs de changement sur des NCP dans le futur avec pour objectif de cartographier les modifications probablement significatives ou de directement tester la capacité de solutions d'adaptation à répondre à ces modifications. Ces développements ont été conduits dans l'idée de pouvoir informer tout en s'émancipant au mieux des faibles résolutions spatiales et grains grossiers qui caractérisent en général ces modélisations d'impact. Nos modélisations restent limitées vis-à-vis des possibilités d'adaptation qu'elles incluent dans leurs états actuels, mais elles ont tout de même permis de produire de l'information sur les conséquences probables des facteurs de changements et cela avec une résolution spatiale adaptée à notre site d'étude. Au-delà de cet objectif informatif et bien que cet aspect n'ait pas été mis en place dans ce travail, la modélisation participative, notamment avec des approches basées sur les réseaux bayésiens, pourrait être une piste pour concevoir des trajectoires d'adaptation en concertation avec les habitants et les acteurs d'un territoire (Richards et al., 2013).

La conception de stratégies d'adaptation amène directement les questions de pour qui, pourquoi, et comment ces stratégies sont déployées. Les différentes options d'adaptation à disposition ne sont pas neutres et certaines solutions favoriseront probablement certains acteurs au détriment d'autres, ainsi les questions des fonctions essentielles à maintenir dans les SES et du désir des communautés humaines pour leur futur doivent être élucidé pour concevoir des plans d'adaptation vers un futur désirable dans un souci de justice environnementale (da Silveira et al., 2018). Pour répondre à ces enjeux, il apparaît que les approches transdisciplinaires incluant des scientifiques avec des acteurs et habitants dans la conception de trajectoires d'adaptation pourraient être des pistes permettant de définir collectivement des trajectoires désirables pour le futur (Bruley et al., 2021b).

Au-delà de la conception de trajectoires socioécologiques désirées, les approches transdisciplinaires peuvent aussi contribuer à faire émerger des questions de recherches à adresser pour correctement concevoir des stratégies d'adaptation. Sur ce point, la mise en place de démarches de modélisations participatives et transdisciplinaires est une piste prometteuse (Otero et al., 2020; Oteros-Rozas et al., 2015; Richards et al., 2013). Le déploiement d'une telle approche sur les questions des devenirs des forêts et des NCP qu'elles fournissent a été envisagé et initié avec les gestionnaires locaux au début de ce travail, mais n'a pas pu se poursuivre du fait de l'incertitude induite par la crise du covid-19 et des confinements successifs. Malgré tout, une approche de modélisation participative a tout de même permis de nourrir les approches l'approche du chapitre 4 dans lequel une partie du modèle a été construite sur la base d'une élicitation d'expert. Si l'approche mobilisée dans la modélisation du chapitre 4 n'est pas transdisciplinaire, une perspective pour de développement de ses résultats réside dans le retour aux acteurs locaux, gestionnaires ou agriculteurs dont le travail dépend de cette NCP, pour d'abord discuter de la conception du modèle, de ses résultats principaux et ensuite envisager dans un second temps, de l'améliorer par une nouvelle phase élicitation de ces experts locaux en transdisciplinarité. Cette approche passant par l'élicitation de relations entre variables dans les réseaux bayésiens, si elle est conduite avec des experts et gestionnaires d'écosystème, peut fournir des informations essentielles et manquantes par ailleurs (Aguilera et al., 2011; Martin et al., 2012). Ces approches de modélisations participatives, mobilisant à la fois des données et scénarios globaux comme données d'entrées, mais aussi conçus spécifiquement pour adresser une question sur un site donné à l'aide du savoir des experts locaux, se situent à l'interface des approches descendantes (« top-down ») et ascendantes (« bottom-up ») pour l'adaptation (Dessai and Hulme, 2004). Là aussi, l'inclusion de partenaires de sciences sociales dans ce type de démarches de modélisations transdisciplinaires a de vrais bénéfices pour la co-construction de trajectoires d'adaptation pour les SES (Herrero-Jáuregui et al., 2018).

À ces considérations sur la manière dont l'adaptation doit être conçue sur un territoire s'ajoute la question de la prise de décision dans un contexte d'incertitude (Siders and Pierce, 2021). Le chapitre 3 démontre qu'en de nombreuses localisations du site la direction de changement dans le flux de NCP est particulièrement incertaine sous le scénario de fortes émissions. De plus, les chapitres 3 et 4 montrent aussi comment des trajectoires de modifications des occupations et usages des sols contrastées ont des effets très différents sur les NCP du territoire. Ces différents scénarios capturent l'incertitude ontologique qui pèse sur le devenir du territoire de notre site

d'étude et nous ne pouvons pas affirmer qu'un scénario est plus probable qu'un autre (mais nous pouvons certainement penser qu'aucun ne se réalisera effectivement).

Ces scénarios permettent plutôt de proposer des trajectoires possibles sans ambitionner de prédire le futur. Dans ce contexte où nous disposons d'informations sur les devenir possibles des NCP sous de multiples modalités de changements climatiques et d'occupations des sols, la question de la prise de décision dans un tel contexte d'incertitude est prégnante pour correctement s'adapter à ces différentes conditions futures. La question de la robustesse des stratégies d'adaptation apparaît comme un critère essentiel pour envisager une planification de l'adaptation qui intègre les multiples sources d'incertitudes qui pèsent sur le futur (Maier et al., 2016). En réponse, de nombreux cadres pour concevoir ou évaluer des stratégies d'adaptation ont été développées avec par exemple : la planification fondée sur des hypothèses (« Assumption-Based Planning »), Prise de décision robuste (« Robust Decision Making »), l'élaboration de politiques adaptatives (« Adaptive Policymaking »), points de basculement de l'adaptation (« Adaptation Tipping Points and Adaptation Pathways »), trajectoires politiques adaptatives dynamiques (« Dynamic Adaptive Policy Pathways ») (Walker et al., 2013). Ces cadres proposent chacun des méthodologies permettant de construire des stratégies d'adaptation et intègrent pour la plupart une composante gérant les incertitudes futures.

Il ressort de ces différents cadres d'analyses que la conception de plans pour répondre aux facteurs de changements à venir dans un contexte d'incertitude devrait plutôt se faire par le suivi et l'adaptation ou la réaction que par la prédiction et l'action (« Monitor and adapt » contre « Predict and act », dans le texte original de Walker et al., 2013). Privilégier des solutions d'adaptation qui maintiennent un maximum d'options dans le futur (« Maintenance of options »), des solutions sans regret (« no regret strategies ») et des solutions robustes (au sens où elles montrent des bénéfices sous tous les scénarios envisagés) sont autant de possibilités à privilégier pour la planification de l'adaptation (Fazey et al., 2010; Heltberg et al., 2009; Walker et al., 2013).

Enfin, comme nous l'avons discuté dans le paragraphe précédent, la construction de trajectoires socioécologiques désirées avec leurs solutions d'adaptation devrait se faire en concertation avec acteurs et habitants d'un territoire. La construction de projets transdisciplinaires et pérennes dans le temps pourrait être une voie pour concevoir l'adaptation des territoires par la mise en place d'une gestion (Rist et al., 2013), où les questions des incertitudes, du suivi d'indicateurs sociaux et écologiques et des modélisations prospectives viennent s'articuler et se nourrir

dynamiquement dans le temps. Enfin et comme perspective finale de ce travail, la co-construction de modèles avec des acteurs et experts locaux pourrait directement bénéficier à la prise de décision pour l'adaptation face au contexte d'incertitude futur. Dans ce cadre, les réseaux bayésiens se révèlent comme des outils tout à fait pertinents pour former des plateformes d'interaction et de discussion entre scientifiques, habitants et acteurs locaux dans le cadre de la mise en place d'une gestion concertée visant à produire des stratégies d'adaptation (Richards et al., 2013).

5.5 Conclusion

Ce travail de thèse a abouti sur le développement de modélisations de NCP, utilisées pour d'abord, capturer une trajectoire socioécologique passée, puis pour estimer les conséquences probables de facteurs de changements globaux dans le futur. Ces modèles proposent de relier des variables bio-géo-physiques pour accéder à des estimations des NCP dans l'espace et dans le temps. Les résultats d'un premier modèle d'érosion couplé à une analyse cartographique des transitions d'occupation et d'usage des sols dans le passé ont pu être articulés avec les contributions d'autres disciplines par le déploiement d'une méthode de recherche interdisciplinaire. Ce premier aspect de ce travail de thèse met d'abord en évidence que le concept de SES est un excellent support de l'interdisciplinarité du fait des traductions qu'il permet entre disciplines, mais aussi du fait de son statut d'objet-frontière qui facilite l'intégration de résultats de natures et d'origines variées. Cette première étude interdisciplinaire des trajectoires socioécologiques dans le passé montre aussi l'intérêt de remonter dans le temps pour capturer les déterminants et facteurs de changements qui ont pu conduire à des adaptations et modifications dans les SES. Les parties suivantes de cette thèse s'attachent ensuite à caractériser des futurs possibles pour deux NCP face aux modifications que vont induire les changements climatique et d'occupations des sols. La modélisation prospective de l'érosion s'est attachée à intégrer plusieurs sources d'incertitudes différentes pour interroger l'effet de leur prise en compte sur les prédictions futures de NCP. Il ressort que les différentes catégories d'incertitudes influent de manière spécifique sur nos estimations de NCP dans le futur : alors que les incertitudes liées à la paramétrisation du modèle expliquent largement des disparités de magnitudes dans nos estimations, les incertitudes liées aux modélisations du climat ou à la future trajectoire de développement et d'émission des sociétés humaines contribuent largement à la variabilité de la direction de changement de la NCP étudiée dans le futur. Enfin la dernière partie de ce travail de thèse s'est intéressée à la production de biomasse pour interroger ses

devenirs potentiels sous plusieurs scénarios d'occupation et d'usage des sols et deux trajectoires de changements climatiques. Cette modélisation vise à intégrer des solutions d'adaptations candidates pour tester leurs capacités à répondre aux effets des facteurs de changement dans le futur. Ce dernier chapitre met en évidence la vulnérabilité du système agropastoral dans le futur sous les scénarios de changements les plus extrêmes, du fait d'une modification du schéma temporel de pousse de la biomasse et d'une moindre prédictibilité de la production. Il ressort de ces différentes modélisations que l'analyse de NCP et des occupations et usages des sols est centrale pour parvenir à capturer des trajectoires socioécologiques passées ou futures. Bien que tous les chapitres n'incluent pas de la même manière les notions satellites à ce fil rouge que sont l'interdisciplinarité, la prise en compte des incertitudes et l'analyse des adaptations passées ou futures, les réflexions articulant ces différentes notions avec les modélisations de NCP ont bénéficié largement à tous les chapitres, au-delà de leurs questions de recherches spécifiques. Bien que ces trois notions satellites présentent toutes un bénéfice avéré pour la modélisation future de NCP, leur prise en compte dans les travaux de recherches n'a pas le même but. Les modélisations de NCP sont utilisées ici pour prédire les effets probables des facteurs de changements globaux. Ainsi ce travail forme la première étape qui permettra ensuite d'interroger la capacité de différentes solutions d'adaptations à répondre aux modifications de NCP induites dans le futur. *In fine*, l'intégration et la modélisation de ces solutions d'adaptation visent à informer des plans d'adaptation et la prise de décision. Ce dernier aspect n'a pas encore été réalisé dans ce travail et une prochaine étape de retour aux acteurs locaux des principaux résultats de ces modélisations devrait être réalisée pour diffuser les contributions principales de cette thèse aux acteurs concernés par les changements à venir. Ce travail et ses principales contributions restent limités et surement insuffisantes à de nombreux égards pour répondre complètement aux enjeux d'adaptation à venir. Cependant, il ouvre aussi de nombreuses perspectives de développements qui pourraient permettre de répondre aux effets des facteurs de changements dans le futur. D'abord, sur l'idée d'interdisciplinarité, cette dernière sous des formes forte ou plus réduite à irrigué l'intégralité de ce travail et une perspective globale réside certainement dans son déploiement sur les questions des adaptations aux effets des facteurs de changements. L'intégration des résultats d'autres disciplines sur des solutions d'adaptations candidates auraient probablement des retombées largement positives tant cela permettrait d'aller plus loin dans les modélisations des NCP elles-mêmes : par l'inclusions dans nos modèles de variables provenant plutôt des champs sociaux ou économiques, ou en permettant d'accéder ou d'estimer la demande en NCP dans le territoire, afin d'estimer le flux réel pour

ensuite tester par exemple comment des adaptations par la demande en NCP pourraient bénéficier aux SES dans le futur. L'inclusion de variables technologiques, économiques ou sociales dans les modèles pourrait aussi être une opportunité pour inclure les effets de facteurs de changements relevant de ces domaines. Aussi, les solutions d'adaptation ne sont pas neutres socialement et les questions d'inégalité, d'équité, de justice environnementale ou encore des conditions sociales, économiques ou de gouvernance contrôlant leurs bons déploiements pourraient être investigués en ayant recours à des démarches interdisciplinaires travaillant à l'adaptation des territoires. La question des incertitudes est aussi essentielle à prendre en compte dans des modélisations proposant des devenirs possibles pour les NCP d'un territoire. Leur communication est essentielle, d'autant plus lorsque des solutions d'adaptation sont testées dans un contexte d'incertitudes fortes induites par les changements globaux. À mesure que de nouvelles informations sont disponibles, des mises à jour des modélisations pourraient être conduites afin de renouveler nos estimations à l'aune des gains de savoirs acquis. Au-delà des incertitudes et de l'interdisciplinarité, le recours à des approches transdisciplinaires, reposant notamment sur des modélisations participatives utilisant pour support des BBN pourraient aussi être une perspective intéressante pour constituer des interfaces de discussions pour l'adaptation. Pour envisager une adaptation désirée, le recours à des approches transdisciplinaires invitant les acteurs et habitants des territoires à concevoir des trajectoires désirées d'adaptation est une aussi perspective intéressante pour répondre de manière adéquate au désir des habitants vis-à-vis de leur trajectoire future. Les SES changent et s'adaptent constamment dans le temps, devant les effets à venir des facteurs de changements globaux, préparer des adaptations proactives avant que les conséquences les plus délétères ne se produisent sera essentiel à la qualité de vie des sociétés humaines. Ce manuscrit de thèse propose des pistes de réponses pour d'abord envisager de manière couplée les dynamiques sociales et écologiques, capturer les déterminants des changements et adaptations passées, proposer des estimations futures des effets des facteurs de changements et enfin discuter de potentielles adaptations. Bien que les contributions à ces différentes questions restent modestes, le cadrage proposé, les questions de recherches investiguées et les perspectives ouvertes ici, sont autant d'éléments qui pourraient permettre de contribuer à faire tendre notre territoire vers des trajectoires d'adaptation désirées.

5.6 Références

- Adams, S. (2021). The pragmatic holism of social–ecological systems theory: Explaining adaptive capacity in a changing climate. *Progress in Human Geography* 45, 1580–1600. <https://doi.org/10.1177/03091325211016072>.
- Aguilera, P.A., Fernández, A., Fernández, R., Rumí, R., and Salmerón, A. (2011). Bayesian networks in environmental modelling. *Environmental Modelling & Software* 26, 1376–1388. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.06.004>.
- Armitage, D.R., Plummer, R., Berkes, F., Arthur, R.I., Charles, A.T., Davidson-Hunt, I.J., Diduck, A.P., Doubleday, N.C., Johnson, D.S., Marschke, M., et al. (2009). Adaptive co-management for social–ecological complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 95–102. <https://doi.org/10.1890/070089>.
- Ascough, J.C., Maier, H.R., Ravalico, J.K., and Strudley, M.W. (2008). Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making. *Ecological Modelling* 219, 383–399. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.07.015>.
- Baggio, J.A., Brown, K., and Hellebrandt, D. (2015). Boundary object or bridging concept? A citation network analysis of resilience. *Ecology and Society* 20. .
- Baustert, P., Othoniel, B., Rugani, B., and Leopold, U. (2018). Uncertainty analysis in integrated environmental models for ecosystem service assessments: Frameworks, challenges and gaps. *Ecosystem Services* 33, 110–123. .
- Becker, E. (2012). Social-ecological systems as epistemic objects. *Human-Nature Interactions in the Anthropocene: Potentials of Social-Ecological Systems Analysis* 37–59. .
- Beniston, M., and Stoffel, M. (2016). Rain-on-snow events, floods and climate change in the Alps: Events may increase with warming up to 4°C and decrease thereafter. *Science of The Total Environment* 571, 228–236. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.146>.
- Bergandi, D., and Blandin, P. (1998). Holism vs. reductionism: do ecosystem ecology and landscape ecology clarify the debate? *Acta Biotheoretica* 46, 185–206. .
- Berke, P.R., and Stevens, M.R. (2016). Land use planning for climate adaptation: Theory and practice. *Journal of Planning Education and Research* 36, 283–289. .
- Beven, K. (2016). Facets of uncertainty: epistemic uncertainty, non-stationarity, likelihood, hypothesis testing, and communication. *Hydrological Sciences Journal* 61, 1652–1665. .

- Birkhofer, K., Diehl, E., Andersson, J., Ekroos, J., Früh-Müller, A., Machnikowski, F., Mader, V.L., Nilsson, L., Sasaki, K., Rundlöf, M., et al. (2015). Ecosystem services—current challenges and opportunities for ecological research. *Frontiers in Ecology and Evolution* 2. .
- Bodin, Ö., and Tengö, M. (2012). Disentangling intangible social–ecological systems. *Global Environmental Change* 22, 430–439. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.005>.
- Bolger, P. (2021). Delivering on the promise: how are sustainability research institutes enabling interdisciplinary research? *IJSHE* 22, 167–189. <https://doi.org/10.1108/IJSHE-10-2020-0415>.
- Bracken, L.J., and Oughton, E.A. (2006). “What do you mean?” The importance of language in developing interdisciplinary research. *Trans Inst Br Geog* 31, 371–382. <https://doi.org/10.1111/j.1475-5661.2006.00218.x>.
- Brigandt, I., and Love, A. (2017). Reductionism in Biology. In *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E.N. Zalta, ed. (Metaphysics Research Lab, Stanford University), p.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S., and Bradshaw, C.J.A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution* 23, 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>.
- Bruley, E., Locatelli, B., Vendel, F., Bergeret, A., Elleaume, N., Grosinger, J., and Lavorel, S. (2021a). Historical reconfigurations of a social–ecological system adapting to economic, policy and climate changes in the French Alps. *Reg Environ Change* 21, 34. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01760-8>.
- Bruley, E., Locatelli, B., Colloff, M.J., Salliou, N., Métris, T., and Lavorel, S. (2021b). Actions and leverage points for ecosystem-based adaptation pathways in the Alps. *Environmental Science & Policy* 124, 567–579. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.07.023>.
- Budescu, D.V., Por, H.-H., and Broomell, S.B. (2012). Effective communication of uncertainty in the IPCC reports. *Climatic Change* 113, 181–200. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0330-3>.
- Bürgi, M., Salzmann, D., and Gimmi, U. (2015). 264 years of change and persistence in an agrarian landscape: a case study from the Swiss lowlands. *Landscape Ecol* 30, 1321–1333. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0189-1>.

- Cassidy, L., Binford, M., Southworth, J., and Barnes, G. (2010). Social and ecological factors and land-use land-cover diversity in two provinces in southeast Asia. *Journal of Land Use Science* 5, 277–306. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2010.500688>.
- Chee, Y.E., Wilkinson, L., Nicholson, A.E., Quintana-Ascencio, P.F., Fauth, J.E., Hall, D., Ponzio, K.J., and Rumpff, L. (2016). Modelling spatial and temporal changes with GIS and Spatial and Dynamic Bayesian Networks. *Environmental Modelling & Software* 82, 108–120. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.04.012>.
- Chen, M., and Vernon, C. (2020). GCAM-Demeter LU dataset (Pacific Northwest National Laboratory 2; Pacific Northwest National Lab. (PNNL), Richland, WA (United States)).
- Crouzat, E., Martín-López, B., Turkelboom, F., and Lavorel, S. (2016). Disentangling trade-offs and synergies around ecosystem services with the influence network framework: illustration from a consultative process over the French Alps. *Ecology and Society* 21. <https://doi.org/10.5751/ES-08494-210232>.
- Dean, G., Rivera-Ferre, M.G., Rosas-Casals, M., and Lopez-i-Gelats, F. (2021). Nature's contribution to people as a framework for examining socioecological systems: The case of pastoral systems. *Ecosystem Services* 49, 101265. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101265>.
- Dessai, S., and Hulme, M. (2004). Does climate adaptation policy need probabilities? *Climate Policy* 4, 107–128. <https://doi.org/10.1080/14693062.2004.9685515>.
- Dessai, S., and Sluijs, J. van der (2007a). Uncertainty and climate change adaptation: a scoping study (Utrecht: Copernicus Institute for Sustainable Development and Innovation, Department of Science Technology and Society).
- Dessai, S., and Sluijs, J. van der (2007b). Uncertainty and climate change adaptation: a scoping study (Utrecht: Copernicus Institute for Sustainable Development and Innovation, Department of Science Technology and Society).
- Dessai, S., Lu, X., and Risbey, J.S. (2005). On the role of climate scenarios for adaptation planning. *Global Environmental Change* 15, 87–97. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.12.004>.

- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., and Báldi, A. (2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14, 1–16. .
- Ebbesson, J. (2010). The rule of law in governance of complex socio-ecological changes. *Global Environmental Change* 20, 414–422. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2009.10.009>.
- Egarter Vigl, L., Tasser, E., Schirpke, U., and Tappeiner, U. (2017). Using land use/land cover trajectories to uncover ecosystem service patterns across the Alps. *Reg Environ Change* 17, 2237–2250. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1132-6>.
- Ewane, E.B. (2021). Land use land cover change and the resilience of social-ecological systems in a sub-region in South west Cameroon. *Environ Monit Assess* 193, 338. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09077-z>.
- Fazey, I., Gamarra, J.G., Fischer, J., Reed, M.S., Stringer, L.C., and Christie, M. (2010). Adaptation strategies for reducing vulnerability to future environmental change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8, 414–422. <https://doi.org/10.1890/080215>.
- Fitzhugh, B., Butler, V.L., Bovy, K.M., and Etnier, M.A. (2019). Human ecodynamics: A perspective for the study of long-term change in socioecological systems. *Journal of Archaeological Science: Reports* 23, 1077–1094. .
- Gaur, S., Mittal, A., Bandyopadhyay, A., Holman, I., and Singh, R. (2020). Spatio-temporal analysis of land use and land cover change: a systematic model inter-comparison driven by integrated modelling techniques. *International Journal of Remote Sensing* 41, 9229–9255. <https://doi.org/10.1080/01431161.2020.1815890>.
- Gobiet, A., Kotlarski, S., Beniston, M., Heinrich, G., Rajczak, J., and Stoffel, M. (2014). 21st century climate change in the European Alps—A review. *Science of The Total Environment* 493, 1138–1151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.050>.
- Gomes, L.C., Bianchi, F.J.J.A., Cardoso, I.M., Schulte, R.P.O., Arts, B.J.M., and Fernandes Filho, E.I. (2020). Land use and land cover scenarios: An interdisciplinary approach integrating local conditions and the global shared socioeconomic pathways. *Land Use Policy* 97, 104723. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104723>.

- Gonzalez-Redin, J., Luque, S., Poggio, L., Smith, R., and Gimona, A. (2016). Spatial Bayesian belief networks as a planning decision tool for mapping ecosystem services trade-offs on forested landscapes. *Environmental Research* *144*, 15–26. .
- Grêt-Regamey, A., Bebi, P., Bishop, I.D., and Schmid, W.A. (2008). Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. *Journal of Environmental Management* *89*, 197–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.05.019>.
- Grêt-Regamey, A., Brunner, S.H., Altwegg, J., and Bebi, P. (2013). Facing uncertainty in ecosystem services-based resource management. *Journal of Environmental Management* *127*, S145–S154. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.028>.
- Hájek, A. (2019). Interpretations of Probability. In *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E.N. Zalta, ed. (Metaphysics Research Lab, Stanford University), p.
- Hamel, P., and Bryant, B.P. (2017). Uncertainty assessment in ecosystem services analyses: Seven challenges and practical responses. *Ecosystem Services* *24*, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.008>.
- Harrison, P.A., Harmáčková, Z.V., Karabulut, A.A., Brotons, L., Cantele, M., Claudet, J., Dunford, R.W., Guisan, A., Holman, I.P., and Jacobs, S. (2019). Synthesizing plausible futures for biodiversity and ecosystem services in Europe and Central Asia using scenario archetypes. *Ecology and Society* *24*. .
- Heltberg, R., Siegel, P.B., and Jorgensen, S.L. (2009). Addressing human vulnerability to climate change: Toward a ‘no-regrets’ approach. *Global Environmental Change* *19*, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.11.003>.
- Herrero-Jáuregui, C., Arnaiz-Schmitz, C., Reyes, M., Telesnicki, M., Agramonte, I., Easdale, M., Schmitz, M., Aguiar, M., Gómez-Sal, A., and Montes, C. (2018). What do We Talk about When We Talk about Social-Ecological Systems? A Literature Review. *Sustainability* *10*, 2950. <https://doi.org/10.3390/su10082950>.
- Hertz, T., and Schlüter, M. (2015). The SES-Framework as boundary object to address theory orientation in social–ecological system research: The SES-TheOr approach. *Ecological Economics* *116*, 12–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.022>.

- Hou, Y., Burkhard, B., and Müller, F. (2013). Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. *Journal of Environmental Management* *127*, S117–S131. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.002>.
- Ichikawa, J.J., and Steup, M. (2018). The Analysis of Knowledge. In *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*, E.N. Zalta, ed. (Metaphysics Research Lab, Stanford University), p.
- IPCC (2022). IPCC, 2022. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- Jäger, H., Peratoner, G., Tappeiner, U., and Tasser, E. (2020). Grassland biomass balance in the European Alps: current and future ecosystem service perspectives. *Ecosystem Services* *45*, 101163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101163>.
- Jones, C. (2009). Interdisciplinary Approach - Advantages, Disadvantages, and the Future Benefits of Interdisciplinary Studies. *7*, 7. .
- Kiureghian, A.D., and Ditlevsen, O. (2009). Aleatory or epistemic? Does it matter? *Structural Safety* *31*, 105–112. <https://doi.org/10.1016/j.strusafe.2008.06.020>.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., and Folke, C. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* *11*, 261–269. .
- Landuyt, D., Broekx, S., D’hondt, R., Engelen, G., Aertsens, J., and Goethals, P.L.M. (2013). A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modelling. *Environmental Modelling & Software* *46*, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.011>.
- Lavorel, S., Bayer, A., Bondeau, A., Lautenbach, S., Ruiz-Frau, A., Schulp, N., Seppelt, R., Verburg, P., Teeffelen, A. van, Vannier, C., et al. (2017). Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. *Ecological Indicators* *74*, 241–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.015>.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Leitinger, G., Kohler, M., Schirpke, U., and Tappeiner, U. (2019). Historical trajectories in land use pattern and grassland ecosystem services in two European alpine landscapes. *Reg Environ Change* *17*, 2251–2264. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1207-4>.

- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Folke, C., Alberti, M., Redman, C.L., Schneider, S.H., Ostrom, E., Pell, A.N., and Lubchenco, J. (2007). Coupled human and natural systems. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36, 639–649. .
- Locatelli, B., Lavorel, S., Sloan, S., Tappeiner, U., and Geneletti, D. (2017). Characteristic trajectories of ecosystem services in mountains. *Front Ecol Environ* 15, 150–159. <https://doi.org/10.1002/fee.1470>.
- Lynch, A.H., Tryhorn, L., and Abramson, R. (2008). Working at the Boundary: Facilitating Interdisciplinarity in Climate Change Adaptation Research. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 89, 169–179. <https://doi.org/10.1175/BAMS-89-2-169>.
- Maier, H.R., Guillaume, J.H.A., van Delden, H., Riddell, G.A., Haasnoot, M., and Kwakkel, J.H. (2016). An uncertain future, deep uncertainty, scenarios, robustness and adaptation: How do they fit together? *Environmental Modelling & Software* 81, 154–164. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.03.014>.
- Martin, T.G., Burgman, M.A., Fidler, F., Kuhnert, P.M., Low-Choy, S., McBride, M., and Mengersen, K. (2012). Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science: *Elicitation of Expert Knowledge*. *Conservation Biology* 26, 29–38. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x>.
- Matott, L.S., Babendreier, J.E., and Purucker, S.T. (2009). Evaluating uncertainty in integrated environmental models: A review of concepts and tools. *Water Resources Research* 45. <https://doi.org/10.1029/2008WR007301>.
- Mazy, F.-R., and Longaretti, P.-Y. (2022). A Formally and Algorithmically Efficient LULC change Model-Building Environment. *ArXiv:2203.17078 [Stat]*.
- Mouchet, M.A., Paracchini, M.-L., Schulp, C.J.E., Stürck, J., Verkerk, P.J., Verburg, P.H., and Lavorel, S. (2017). Bundles of ecosystem (dis) services and multifunctionality across European landscapes. *Ecological Indicators* 73, 23–28. .
- Ochoa, V., and Urbina-Cardona, N. (2017). Tools for spatially modeling ecosystem services: Publication trends, conceptual reflections and future challenges. *Ecosystem Services* 26, 155–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.011>.
- Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325, 419–422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>.

- Otero, I., Darbellay, F., Reynard, E., Hetényi, G., Perga, M.-E., Rüegg, J., Prasicek, G., Cracco, M., Fontcuberta, A., de Vaan, M., et al. (2020). Designing Inter- and Transdisciplinary Research on Mountains: What Place for the Unexpected? *Mountain Research and Development* 40. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-20-00036.1>.
- Oteros-Rozas, E., Martín-López, B., Daw, T.M., Bohensky, E.L., Butler, J.R., Hill, R., Martín-Ortega, J., Quinlan, A., Ravera, F., and Ruiz-Mallén, I. (2015). Participatory scenario planning in place-based social-ecological research: insights and experiences from 23 case studies. *Ecology and Society* 20. .
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., and Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy* 54, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>.
- Pricope, N.G., Cassidy, L., Gaughan, A.E., Salerno, J.D., Stevens, F.R., Hartter, J., Drake, M., and Mupeta-Muyamwa, P. (2020). Addressing Integration Challenges of Interdisciplinary Research in Social-Ecological Systems. *Society & Natural Resources* 33, 418–431. <https://doi.org/10.1080/08941920.2019.1680783>.
- Pyke, C.R., and Andelman, S.J. (2007). Land use and land cover tools for climate adaptation. *Climatic Change* 80, 239–251. .
- Redman, C.L., Grove, J.M., and Kuby, L.H. (2004). Integrating Social Science into the Long-Term Ecological Research (LTER) Network: Social Dimensions of Ecological Change and Ecological Dimensions of Social Change. *Ecosystems* 7. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0215-z>.
- Refsgaard, J.C., van der Sluijs, J.P., Højberg, A.L., and Vanrolleghem, P.A. (2007). Uncertainty in the environmental modelling process – A framework and guidance. *Environmental Modelling & Software* 22, 1543–1556. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.02.004>.
- Renard, K.G. (1997). Predicting soil erosion by water : a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). USDA. .
- Renard, D., Rhemtulla, J.M., and Bennett, E.M. (2015). Historical dynamics in ecosystem service bundles. *Proc Natl Acad Sci USA* 112, 13411–13416. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502565112>.

- Richards, R., Sanó, M., Roiko, A., Carter, R.W., Bussey, M., Matthews, J., and Smith, T.F. (2013). Bayesian belief modeling of climate change impacts for informing regional adaptation options. *Environmental Modelling & Software* 44, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.008>.
- Rist, L., Campbell, B.M., and Frost, P. (2013). Adaptive management: where are we now? *Envir. Conserv.* 40, 5–18. <https://doi.org/10.1017/S0376892912000240>.
- Schirpke, U., Leitinger, G., Tappeiner, U., and Tasser, E. (2012). SPA-LUCC: Developing land-use/cover scenarios in mountain landscapes. *Ecological Informatics* 12, 68–76. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.09.002>.
- Schirpke, U., Tappeiner, U., and Tasser, E. (2019). A transnational perspective of global and regional ecosystem service flows from and to mountain regions. *Sci Rep* 9, 6678. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43229-z>.
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F.V., Lautenbach, S., and Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48, 630–636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>.
- Sharma, D., Holmes, I., Vergara-Asenjo, G., Miller, W.N., Cunampio, M., B. Cunampio, R., B. Cunampio, M., and Potvin, C. (2016). A comparison of influences on the landscape of two social-ecological systems. *Land Use Policy* 57, 499–513. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.06.018>.
- Siders, A., and Pierce, A.L. (2021). Deciding how to make climate change adaptation decisions. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 52, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.03.017>.
- da Silveira, M.E.M., de S. Thiago, S.B., Ribeiro, L.P.C., da Silveira, A.C.M., de Andrade Guerra, J.B.S.O., Garcia, J., and da Silva, S.A. (2018). Environmental Justice and Climate Change Adaptation in the Context of Risk Society. In *Theory and Practice of Climate Adaptation*, F. Alves, W. Leal Filho, and U. Azeiteiro, eds. (Cham: Springer International Publishing), pp. 251–268.
- Spiegelberger, T., Bergeret, A., Crouzat, É., Tschanz, L., Piazza-Morel, D., Brun, J.-J., Baud, D., and Lavorel, S. (2018). Interdisciplinary Construction of a Socio-ecological Vulnerability Trajectory Based on the Quatre Montagnes (Isère, France) Area from 1950 to 2016. *Journal of Alpine Research | Revue de Géographie Alpine* <https://doi.org/10.4000/rga.5046>.

- Star, S.L., and Griesemer, J.R. (1989). Institutional Ecology, 'Translations' and Boundary Objects: Amateurs and Professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology, 1907-39. *Soc Stud Sci* 19, 387–420. <https://doi.org/10.1177/030631289019003001>.
- Stoffel, M., Tiranti, D., and Huggel, C. (2014). Climate change impacts on mass movements — Case studies from the European Alps. *Science of The Total Environment* 493, 1255–1266. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.102>.
- Stritih, A., Bebi, P., and Grêt-Regamey, A. (2018). Quantifying uncertainties in earth observation-based ecosystem service assessments. *Environmental Modelling & Software* <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.09.005>.
- Vannier, C., Lasseur, R., Crouzat, E., Byczek, C., Lafond, V., Cordonnier, T., Longaretti, P.-Y., and Lavorel, S. (2019). Mapping ecosystem services bundles in a heterogeneous mountain region. *Ecosystems and People* 15, 74–88. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1570971>.
- Verfaillie, D., Déqué, M., Morin, S., and Lafaysse, M. (2017). The method ADAMONT v1. 0 for statistical adjustment of climate projections applicable to energy balance land surface models. *Geoscientific Model Development* 10. .
- Verhagen, W., Van Teeffelen, A.J.A., Baggio Compagnucci, A., Poggio, L., Gimona, A., and Verburg, P.H. (2016). Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. *Landscape Ecol* 31, 1457–1479. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0345-2>.
- Verkerk, P.J., Lindner, M., Pérez-Soba, M., Paterson, J.S., Helming, J., Verburg, P.H., Kuemmerle, T., Lotze-Campen, H., Moiseyev, A., and Müller, D. (2018). Identifying pathways to visions of future land use in Europe. *Regional Environmental Change* 18, 817–830. .
- Visser, H., Petersen, A.C., Beusen, A.H.W., Heuberger, P.S.C., and Janssen, P.H.M. (2006). Guidance for uncertainty assessment and communication. Report 550032001, 2006. .
- Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R., and Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society* 9. <https://doi.org/10.5751/ES-00650-090205>.
- Walker, B.H., Anderies, J.M., Kinzig, A.P., and Ryan, P. (2006). Exploring resilience in social-ecological systems through comparative studies and theory development: introduction to the special issue. *Ecology and Society* 11. .

Walker, W., Haasnoot, M., and Kwakkel, J. (2013). Adapt or Perish: A Review of Planning Approaches for Adaptation under Deep Uncertainty. *Sustainability* 5, 955–979. <https://doi.org/10.3390/su5030955>.

Walker, W.E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J.P., van Asselt, M.B.A., Janssen, P., and Kreyer von Krauss, M.P. (2003). Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support. *Integrated Assessment* 4, 5–17. <https://doi.org/10.1076/iaij.4.1.5.16466>.

Warmink, J.J., Janssen, J.A.E.B., Booij, M.J., and Krol, M.S. (2010). Identification and classification of uncertainties in the application of environmental models. *Environmental Modelling & Software* 25, 1518–1527. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.04.011>.

Wilby, R.L., and Dessai, S. (2010). Robust adaptation to climate change. *Weather* 65, 180–185.

Wilhelm, B., Rapuc, W., Amann, B., Anselmetti, F.S., Arnaud, F., Blanchet, J., Brauer, A., Czymzik, M., Giguet-Covex, C., Gilli, A., et al. (2022). Impact of warmer climate periods on flood hazard in the European Alps. *Nat. Geosci.* 15, 118–123. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00878-y>.

6 ANNEXES

Les annexes suivantes correspondent aux articles dont je suis co-auteur et qui sont issus des interactions au sein de l'équipe ServAlp du Laboratoire d'Ecologie Alpine. Ces annexes sont présentes en intégralité uniquement dans la version numérique de ce manuscrit.

Bruley, E., Locatelli, B., Vendel, F., Bergeret, A., Elleaume, N., Grosinger, J., & Lavorel, S. (2022). Historical reconfigurations of a social–ecological system adapting to economic, policy and climate changes in the French Alps. Regional Environmental Change.

Grosinger, J.; Grigulis, K.; Elleaume, N.; Buclet, N.; Lavorel S. (2022) Archetypes of co-production in a cooperative cheese system of a French Alpine valley. Mountain Research and Development (sous presse)

Résumés

Since the beginning of the twentieth century, the average temperature in the Alps has risen by 2°C compared to an average of 1°C in France. Therefore, it is essential to consider the adaptation of human societies to these changes for the future of this region. Human communities maintain complex links with the ecosystems on which they depend. These complex interactions are thought through the concept of socio-ecosystems (SES) which proposes to analyse jointly the dynamics that link human societies and ecosystems. In response to climate change, these SES will have to adapt or transform themselves in order to maintain their current functions and the quality of life of their inhabitants.

This thesis investigates the changes to which the SESs have been or will be subjected in the Maurienne valley, located in Savoie in the French Alps. To understand how SES adapt or transform, I mobilized several spatial and temporal modelling approaches of Nature's Contributions to People (NCP). The two NCP modelled are soil protection against erosion and biomass production of grasslands. These two models mobilize land use data and climate parameters to project the impacts of their past or future changes on NCP at the scale of territories. They thus make it possible to investigate the question of adaptations in the SES by characterizing them (particularly in the past) or by comparing their potential effects in the future in order to prioritize them according to their benefits. In this work, the analysis of the effects of global changes on NCP and SESs is built with an interdisciplinary approach and explores the uncertainties that weigh on prospective NCP modelling.

The first chapter is based on the implementation of an interdisciplinary research approach combining history, ecology and palynology has allowed to identify three major periods of stability for the SES. The adaptations of the SES have resulted in changes in the interactions between the subsystems that make it up. This work highlights the complementarity of disciplinary approaches and the interest of interdisciplinarity to understand changes in the SES.

The second chapter proposes a model of the future of the soil erosion protection service. Given the multiple uncertainties that weigh on a prospective model, this chapter integrates several sources of uncertainty into the model and compares their contributions to the variability of predicted erosion values as well as to the direction of change in soil losses between 2020 and 2085. The three sources of uncertainty considered are the future development trajectory of the global society and associated greenhouse gas emissions, seven climate models predicting future precipitation for the study site, and finally the different ways of parameterizing the erosion model.

The last chapter consists of a modelling of the biomass production of the grasslands thanks to a Bayesian network under several possible scenarios for the valley in terms of land use and climate trajectories. Different grassland management adaptation options (fertilization, irrigation or undergrowth grazing) are tested to understand their expected effects on forage production. Cover grazing has only a limited effect on total production. On the other hand, the different fertilization and irrigation scenarios show much greater effects, allowing in some trajectories to mitigate the negative consequences of climate change and even to increase total production, but with a higher environmental cost.

Keywords: Mountain socio-ecosystems, nature's contribution to people, land use, climate change, adaptation, modelling.

Depuis le début du vingtième siècle, la température moyenne des Alpes a augmenté de 2°C contre 1°C en moyenne en France. De ce fait, il apparaît essentiel de penser l'adaptation des sociétés humaines face à ces changements pour le futur de cette région. Les communautés humaines entretiennent des liens complexes avec les écosystèmes desquels elles dépendent. Ces interactions complexes sont pensées à travers le concept de socioécosystèmes (SES) qui propose d'analyser conjointement les dynamiques qui relient sociétés humaines et écosystèmes. En réponse au changement climatique, ces SES devront s'adapter ou se transformer afin de maintenir leurs fonctions actuelles et la qualité de vie des habitants.

Ce travail de thèse investigate les changements auxquels ont été ou seront soumis les SES dans la vallée de la Maurienne, située en Savoie dans les Alpes françaises. Pour comprendre comment les SES s'adaptent ou se transforment, j'ai mobilisé plusieurs approches de modélisation spatiale et temporelle de contributions de la nature aux populations (NCP). Les deux NCP modélisées sont la protection des sols contre l'érosion ainsi que la production de biomasse des prairies. Ces deux modélisations mobilisent des données d'occupation des sols et des paramètres climatiques pour projeter les impacts de leurs changements passés ou futurs sur les NCP à l'échelle des territoires. Elles permettent ainsi d'investiguer la question des adaptations dans les SES en les caractérisant (notamment dans le passé) ou en comparant leurs effets potentiels dans le futur afin de les prioriser selon leurs bénéfices. Dans ce travail, l'analyse des effets des changements globaux sur les NCP et les SES se construit avec une approche interdisciplinaire et explore les incertitudes qui pèsent sur les modélisations prospectives de NCP.

Le premier chapitre repose sur la mise en place d'une démarche de recherche interdisciplinaire combinant histoire, écologie et palynologie a permis d'identifier trois grandes périodes de stabilité pour le SES. Les adaptations du SES se sont traduites par des modifications des interactions entre les sous-systèmes qui le composent. Ce travail met en évidence la complémentarité des approches disciplinaires et l'intérêt de l'interdisciplinarité pour comprendre les changements dans les SES.

Le second chapitre propose une modélisation du devenir du service de protection des sols contre l'érosion. Compte tenu des multiples incertitudes qui pèsent sur une modélisation prospective, ce chapitre intègre au modèle plusieurs sources d'incertitude et compare leurs contributions à la variabilité des valeurs d'érosion prédites ainsi qu'à la direction de changement des pertes de sols entre 2020 et 2085. Les trois sources d'incertitude étudiées sont la future trajectoire de développement de la société mondiale et d'émissions de gaz à effet de serre associées, sept modèles climatiques prédisant les précipitations futures pour le site d'étude et enfin les différentes manières de paramétrer le modèle d'érosion.

Le dernier chapitre consiste en une modélisation de la production de biomasse des prairies grâce à un réseau bayésien sous plusieurs scénarios possibles pour la vallée en termes d'occupations des sols et de trajectoires climatiques. Différentes solutions d'adaptation de la gestion des prairies (fertilisation, irrigation ou pâturage sous couvert) sont testées pour comprendre quels sont leurs effets attendus sur la production de fourrage. Le pâturage sous couvert n'a qu'un effet limité sur la production totale. En revanche, les différents scénarios de fertilisation et d'irrigation montrent des effets bien plus importants permettant dans certaines trajectoires de palier les conséquences négatives du changement climatique voire d'augmenter la production totale, mais s'accompagneraient d'un coût environnemental plus élevé.

Mots-clefs : Socioécosystèmes de montagne, contributions de la nature aux populations, usage des sols, changement climatique, adaptation, modélisation.