



THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Université Toulouse - Jean Jaurès

Présentée et soutenue par :

Laure Vacquié

le mercredi 3 juin 2015

Titre :

Modélisation prospective et échelles spatiales en montagne.
Application aux Pyrénées françaises

École doctorale et discipline ou spécialité :

ED TESC : Géographie et aménagement

Unité de recherche :

GEODE UMR 5602 CNRS / UT2J

Directeur/trice(s) de Thèse :

Martin Paegelow (Professeur, GEODE, Toulouse)

Thomas Houet (Chargé de recherche CNRS, GEODE, Toulouse)

Jury :

Arnaud Banos (Directeur de recherche CNRS, UMR Géo-Cités, Paris) - Rapporteur
Delphine Leenhardt (Directrice de recherche INRA, UMR AGIR, Toulouse) - Examinatrice
Jean-François Mas (Professeur, UNAM, Morelia, Mexique) - Rapporteur
Peter Verburg (Professeur, IVM, Université d'Amsterdam) - Examineur
Christine Voiron (Professeure, UMR ESPACE, Nice) - Examinatrice

*« Nothing shocks me.
I'm a scientist »*
Henry Jones Jr.

*A ma famille.
A mes amis.*

Remerciements

Je souhaite remercier ici tous ceux qui ont accompagné ces années de doctorat.

Tout d'abord, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Thomas Houet, chargé de recherche au CNRS et co-directeur de cette thèse, pour avoir suivi mes recherches depuis mon Master 1 ('Il y a bien longtemps, dans une galaxie lointaine, très lointaine...'), pour m'avoir encouragée à poursuivre dans la recherche et sans qui ce travail n'aurait jamais pu être possible. On ne doit jamais sous-estimer la capacité d'une personne à allier sens de l'humour et rigueur du travail. En un sens, c'est ce qui a permis à ce travail d'être aussi enrichissant et constructif... sans oublier les Arlequins !

Un grand merci à Martin Paegelow, Professeur de Géographie à l'Université de Toulouse Jean-Jaurès, pour m'avoir fait découvrir les rudiments des SIG dès ma première année de licence, mais également pour sa présence et sa réactivité tout au long de ce travail.

Je tiens également à remercier Didier Galop, chargé de recherche au CNRS et Directeur du Laboratoire GEODE, pour m'avoir donné l'opportunité d'effectuer cette thèse au sein de ce laboratoire dans des conditions optimales.

Je remercie les membres du jury, Delphine Leenhardt, Jean-François Mas, Peter Verburg, Arnaud Banos et Christine Voiron, d'avoir accepté d'évaluer cette thèse. Je suis également reconnaissante aux membres de mon comité de pilotage, Thierry Joliveau, David Sheeren et Jean-Paul Métailié, pour leurs remarques pertinentes et l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail.

Mes remerciements s'adressent aussi à Thomas R. Loveland, du *United State Geological Survey*, pour m'avoir permis de travailler au *Center for Earth Resources Observations & Science (EROS)* et à toute l'équipe du *TRENDS project*.

On this note, I would like to give special thanks to Terry for his warm welcome and for introducing me to South Dakota cuisine. I would also like to thank Ryan, for our root beer tasting /pigeons hunting expeditions, Kristi, for her unvaluable assistance and her cheerfulness, Roger, for our endless conversations about Napoleon Banaparte and the battle of Verdun, and Michelle, because driving a Volkswagen Beetle is just awesome sauce. Finally, thanks to Joy, Shane, Hailey, Sierra and Ethan for making me feel like family and for the countless hours spend playing board games.

Un grand merci à toute l'équipe du laboratoire GEODE, avec une mention particulière pour tous les thésard(e)s (Nico, Mélodie, Tibi, Pierre, Renaud, Pierre-Alexis, Fanny, France, David, Hugo, William, Nafissa...) et les permanents (Flo, Mehdi, Emilie, Vanessa, Anaëlle...) qui sont une source inépuisable de bonne humeur et de motivation. Et parce que nous sigistes n'arriverions à rien sans son aide technique (et sans ses crêpes), je tiens à remercier Hugues, alias l'homme qui murmurait à l'oreille des machines, sans qui des traitements simples auraient pu prendre une éternité.

J'adresse un grand merci à mes deux comparses de bureau, Mathilde et Virginie, pour leur bonne humeur permanente et pour nos périodes de relâche autour de casse-têtes et de jeux géographiques divers et variés.

A Didine, Stef, Fofu et Antoine qui m'ont permis d'avoir une vie à côté de la thèse et de concilier mes études avec nos expéditions à travers le monde. Merci également à tous mes ami(e)s de Montauban, de Toulouse et d'ailleurs – et notamment Nanou, pour tous ses post-it et sessions Skype en mode mal de mer, et Doudou, pour ses updates sur les sorties cinéma durant ces trois ans et demi.

Merci également à ma grand-mère, qui a su s'intéresser à mon travail de thèse, même si parfois tout cela pouvait sembler abstrait ! Enfin, j'adresse une pensée particulière à mes parents, pour m'avoir encouragée, aidée et supportée tout au long de mes études. Un grand merci.

Liste des sigles et acronymes

| | |
|-------------|--|
| ABM | Agent-Based Model |
| AFP | Association Foncière Pastorale |
| AMID | Aide à la Mobilité Internationale des Doctorants |
| ANR | Agence Nationale de la Recherche |
| AOC | Appellation d'Origine Contrôlée |
| AR | Accuracy Rate |
| ARDI | Acteurs, Ressources, Dynamiques, Interactions |
| CAP | Common Agricultural Policy |
| CL | Cattle Load |
| CLC | Corine Land Cover |
| CLUE | Conversion of Land Use and its Effects |
| CNRS | Centre National de la Recherche Scientifique |
| CUMA | Coopérations d'Utilisation de Matériels Agricoles |
| DJA | Dotation Jeune Agriculteur |
| DNAG | Directives Nationales d'Aménagement et de Gestion |
| DRA | Directives Régionales d'Aménagement |
| EA | Exploitation Agricole |
| EROS Center | Earth Resources Observation and Science Center |
| FORE-SCE | FOREcasting SCENarios of land-use change |
| GCC | Global Carrying Capacity |
| GD | Grazing Duration |
| GEOBIA | GEOgraphic Object-Based Image Analysis |
| GEODE | GEOgraphie De l'Environnement |
| GHEN | Global Herd Energetic Needs |
| GP | Groupement Pastoral |
| GU | Global Utilization |
| IAA | Industrie Agro-Alimentaire |
| ICHN | Indemnités Compensatoires de Handicaps Naturels |
| IFN | Inventaires Forestiers Nationaux |
| IGP | Indication Géographique Protégée |
| INRA | Institut National de la Recherche Agronomique |
| INSEE | Institut National de la Statistiques et des études Economiques |
| IPCC | Intergovernmental Panel on Climate Change |
| IUEM | Institut Universitaire Européen de la Mer |
| LCM | Land Change Modeler |
| LEP | Local Energetic Potential |
| LFP | Local Forage Production |
| LPV | Local Pastoral Value |

| | |
|--------------|---|
| LUCC | Land Use and land Cover Change |
| LULC | Land Use and Land Cover |
| MBUA | Model-based Business as Usual |
| MLPNN | Multi Layer Perceptron Neuronal Network |
| MODE RESPYR | MODELisation Rétrospective et prospectivE des changements d'occupation des Sols dans les Pyrénées |
| OHM | Observatoire « Hommes-Milieus » |
| ONAG | Orientations Nationales d'Aménagement et de Gestion |
| ONF | Office National des Forêts |
| OPA | Occupations du sol Passées et Actuelles |
| OPAF | Occupations du sol Passées, Actuelles et Futures |
| ORF | Orientations Régionales Forestières |
| OS | Occupation du Sol |
| PAC | Politique Agricole Commune |
| PHAE | Prime Herbagère Agro-Environnementale |
| PHVU | Prioritizing High Value Uplands |
| PMTVA | Prime au Maintien de Troupeaux de Vaches Allaitantes |
| PSME | Plan de Soutien à l'Economie Montagnarde |
| RTM | Restauration des Terrains en Montagne |
| SAL | Spatial Analysis Laboratory |
| SAU | Surface Agricole Utile |
| SHIELD | Simulating Herd Impact on Encroachment in upLand |
| SLEUTH model | Slope, Land-use, Exclusion, Urban extenT, Hillshade model |
| SMA | Systèmes Multi-Agents |
| SRA | Schémas Régionaux d'Aménagement |
| SRGS | Schémas Régionaux de Gestion Sylvicole |
| UFL | Unité Fourragère Lait |
| UGB | Unité Gros Bétail |
| USGS | United States Geological Survey |
| WGCC | Weighted Global Carrying Capacity |

Sommaire

| | |
|---|------------|
| Introduction générale..... | 11 |
| Partie I – Modélisation prospective de l’occupation et de l’usage du sol en montagne : enjeux et méthodes | 19 |
| Chapitre 1 - La prospective des changements d’occupation et d’usages du sol en montagne : Quels enjeux ? Quelles échelles spatiales ? | 23 |
| Chapitre 2 - Les échelles spatiales de la modélisation prospective des changements d’occupation et d’usage du sol en montagne : analyse méthodologique..... | 39 |
| Chapitre 3 - Modélisation prospective appliquée aux Pyrénées françaises : le choix d’une approche multi-scalaire | 64 |
| Partie II – Détermination des trajectoires et processus d’évolution de l’occupation et l’usage du sol aux échelles régionales et locales | 87 |
| Chapitre 4 - Reconstitution des trajectoires d’évolution de l’occupation et l’usage du sol | 91 |
| Chapitre 5 - Identification et analyse des facteurs explicatifs des changements | 107 |
| Partie III – Simulations prospectives des changements d’occupation et d’usage du sol à différentes échelles spatiales..... | 145 |
| Chapitre 6 - Modélisation des interactions entre usages du sol et changements d’occupation du sol à l’échelle d’une estive..... | 149 |
| Chapitre 7 - Analyse de l’incertitude spatiale des futurs changements d’occupation et d’usage du sol à l’échelle d’une vallée | 185 |
| Chapitre 8 - Construction de scénarios prospectifs spatialisés à l’échelle du massif Pyrénéen | 213 |
| Conclusion générale | 255 |
| Bibliographie..... | 265 |
| Table des matières..... | 310 |

Introduction générale

Les changements d'occupation et d'usage du sol ont une influence sur les échanges énergétiques entre terre et atmosphère et impactent à la fois le climat, la qualité de l'eau et des sols, les cycles biogéochimiques, la biodiversité et les services écosystémiques (UNEP 2002; Lambin & Geist 2006). En Europe, les espaces agricoles et forestiers dominent le territoire et recouvrent respectivement 45% et 36% de la surface des 25 pays de l'Union Européenne (FAO 2003), où 34% des terres émergées sont utilisées pour la production agricole (cultures annuelles et permanentes) et 14% sont des espaces enherbés (Verburg et al. 2006b). Tandis que dans la plupart des pays développés l'agriculture s'est intensifiée au cours des dernières décennies, entraînant l'apparition de paysages homogènes et monofonctionnels (Brandt 2003), les espaces montagnards sont, eux, essentiellement constitués de petites entités agricoles fragmentées et orientées principalement vers l'élevage et l'agriculture. Utilisés à des fins variées (polyculture, élevage bovin, ovin, etc.), ils se présentent comme une mosaïque d'espaces de cultures, de pelouses, de landes et de forêts denses ou éparées (Etienne 2006b; Gibon & Balent 2005) recouvrant une valeur écologique et environnementale largement reconnue (Bolliger et al. 2007; McNeely 1994). **Toutefois, les espaces agro-pastoraux de montagne sont identifiés comme étant particulièrement sensibles aux changements environnementaux, sociaux et économiques, pouvant entraîner des effets à long terme sur les services écosystémiques qu'ils génèrent.**

Les espaces montagnards européens ont connu des perturbations climatiques significatives (Diaz & Bradley 1997) au cours des derniers siècles et seront soumis à une augmentation des précipitations et une élévation globale des températures dans les années à venir (Lopez-Moreno et al. 2008). Ces changements ont une incidence marquée sur l'occupation et l'usage du sol en montagne. La modification des conditions bioclimatiques au sein de ces espaces complexes entraîne notamment une remontée en altitude de la limite supérieure de la forêt (Camarero & Gutierrez 2004). Les milieux montagnards sont également particulièrement sensibles aux changements d'origine anthropique. En effet, ces espaces sont historiquement construits et entretenus par les activités humaines (Rutherford et al. 2008). Les paysages montagnards actuels sont les résultats de stratégies, de politiques de gestion et de prises de décision variées et d'usages qui ont affecté leur organisation spatiale depuis des siècles, voire des millénaires (Galop et al. 2011). Les modes de gestion pastorale ont notamment un impact majeur sur l'occupation du sol car ils influent sur les dynamiques de végétation et la recolonisation forestière (Julien et al. 2006; Balent & Gibon 2011). Les processus de reforestation sont par ailleurs le corollaire des changements d'usage du sol induits par une diminution de la pression pastorale et de l'abandon progressif des exploitations agricoles, issus principalement de la crise démographique (vieillesse de la population, exode rural) et économique (baisse des subventions, mise en place d'activités concurrentielles telles que le tourisme, etc.) (Gibon et al. 2010). **De nombreuses études indiquent que des changements rapides sont à prévoir et prédisent une augmentation des dynamiques d'enfrichement et de reboisement spontanés au détriment des espaces agricoles.**

Si la reforestation peut avoir des effets positifs sur l'environnement (stockage du carbone, restauration des sols, etc.), elle peut également avoir des effets néfastes sur la biodiversité (Laiolo et al. 2004), l'approvisionnement en eau (Poyatos et al. 2003), l'attractivité des paysages (Mottet et al. 2006) et le risque d'incendie (Curt et al. 1998) et dont les conséquences environnementales peuvent présenter une forte inertie à moyen et long terme. En outre, l'expansion de la forêt sur des espaces autrefois ouverts est souvent perçue par les utilisateurs de la montagne comme une perte de leur

identité culturelle liée à la pratique des activités traditionnelles (Hochtl et al. 2005). L'abandon des terres est une menace pour le maintien de l'agro-pastoralisme de montagne car l'enfrichement et le reboisement des espaces ouverts entraînent généralement une diminution de la qualité fourragère, qui nécessite alors d'importants investissements afin de restaurer la qualité des pâturages. Les changements d'occupation et d'usage du sol aux échelles fines font donc partie intégrante des changements environnementaux globaux qui affectent non seulement la biodiversité mais également les services écosystémiques. **Le besoin croissant de suivre les changements d'occupation et d'usage du sol découle ainsi des enjeux environnementaux et sociaux que représentent les espaces de montagne. Les impacts liés à l'abandon des terres sur la qualité et la viabilité des paysages, combinés à la situation critique du secteur agro-pastoral, soulèvent des préoccupations majeures pour les gestionnaires et les acteurs locaux concernés par l'utilisation des espaces montagnards.**

Afin de mieux adapter et cibler les actions à entreprendre en matière de gestion des espaces montagnards et de leurs ressources naturelles, il est nécessaire d'explorer les changements d'occupation et d'usage du sol futurs à moyen et long terme.

En montagne, les changements d'occupation et d'usage du sol sont dépendants de facteurs régionaux tels que le climat (variations des températures et des précipitations), les politiques régionales (Kessler et al. 2007) et de facteurs localisés liés à la topographie, l'occupation et l'usage du sol (Chauchard et al. 2007; Wallentin et al. 2008), et plus spécifiquement à l'abandon ou à la diminution de l'intensité des activités agro-sylvo-pastorales (Métailie & Paegelow 2004).

De fait, les changements d'occupation et d'usage du sol en montagne sont le résultat de processus complexes, prenant place à des échelles temporelles et spatiales variées (Houet et al. 2012). Toutefois, l'ampleur des changements reste difficile à appréhender, tout comme leurs impacts sur les espaces et les sociétés rurales. L'incertitude liée aux évolutions futures repose sur le fait qu'elles résultent de facteurs environnementaux et socio-économiques prenant place à différentes échelles spatiales, affectant l'organisation actuelle et future des espaces à différents degrés d'intensité. **Même si l'avenir est incertain, explorer les futurs possibles reste un moyen efficace pour identifier les espaces à enjeux et évaluer l'influence de dynamiques d'usage du sol et de stratégies de gestion des espaces montagnards à différentes échelles spatiales sur l'occupation du sol.**

Au cours des dernières années, de nombreux outils et méthodes se sont développés afin de mieux comprendre, appréhender et projeter les changements futurs d'occupation et d'usage du sol à différentes échelles spatio-temporelles.

L'utilisation de modèles dynamiques et spatialement explicites est devenue une approche populaire pour analyser et projeter les changements futurs d'occupation et d'usage du sol. Ces outils de modélisation se basent sur des approches méthodologiques variées. Elles sont généralement fondées sur un objectif spécifique, à savoir la reproduction de l'organisation spatiale du paysage

(appelé modèle de type *pattern-based*) ou la simulation de processus de changements (appelé modèle de type *process-based*), qui dépendent généralement de l'étendue spatiale de la zone d'étude (Houet 2015). Les premiers se retrouvent plus fréquemment dans des études à des échelles régionales, nationales et internationales et sont utilisés pour évaluer l'influence d'une prolongation des tendances passées, tout en prenant en compte les dynamiques d'occupation du sol « naturelles ». Des modèles tels que CLUE sont ainsi largement répandus pour modéliser les changements d'occupation et d'usage du sol en montagne dans le cadre de travaux nationaux et internationaux (Verburg et al. 2006a). Les modèles à base de processus (modèles *process-based*) sont principalement utilisés aux échelles locales car ils permettent d'intégrer des dynamiques sociales et environnementales, leurs interactions et les boucles de rétroaction associées facilitant l'identification des phénomènes émergents (Dearing et al. 2010). Ce sont des outils particulièrement adaptés pour simuler les effets de dynamiques « naturelles » (dynamiques végétales, reforestation, etc.), les interactions entre ces processus et avec leur environnement, sur les changements d'occupation et d'usage du sol (Parker et al. 2003). En montagne, ils permettent notamment de tester la mise en place de stratégies de gestion agro-pastorales contrastées et d'identifier les zones à enjeux pour guider les gestionnaires et les acteurs locaux dans leur prise de décision afin de mieux anticiper les changements futurs (Gibon et al. 2010).

La méthode des scénarios est également adaptée pour représenter une grande diversité de futurs possibles et comprendre la complexité des facteurs influant sur les changements d'occupation et d'usage du sol (Verburg et al. 2006c; Houet et al. 2010a). De nombreux travaux prospectifs existent à l'échelle mondiale et se concentrent généralement sur l'impact des activités anthropiques et des variations climatiques sur les changements d'occupation et d'usage du sol à moyen et long terme (Millennium Ecosystem Assessment 2003; IPCC 2000). En utilisant des facteurs de changements globaux (changements démographiques, croissance économique, etc.), ils permettent de décrire des futurs alternatifs dans le but d'évaluer les conséquences des changements d'occupation et d'usage du sol et le degré d'adaptation et de vulnérabilité des espaces (Alcamo et al. 2006). En parallèle, plusieurs projets européens se concentrent sur la question du développement rural et des politiques agricoles en adaptant des indicateurs quantitatifs de changement utilisés aux échelles globales à des échelles spatio-temporelles pertinentes à l'échelle régionale (Klijn et al. 2005; Rounsevell et al. 2005; Verburg et al. 2006a). Toutefois, en analysant les impacts de contextes socio-économiques variés et de changements globaux liés au climat et à l'usage du sol sur la vulnérabilité des espaces, ces travaux se révèlent limités pour une évaluation des changements à des échelles plus fines. En effet, la plupart des processus affectant les changements globaux et régionaux sont la conséquence de politiques et d'usages locaux qui restent difficiles à appréhender à plus petite échelle (Veldkamp & Lambin 2001). De fait, de nombreux travaux prospectifs se sont également développés à ces échelles. Ils sont généralement orientés vers des approches participatives, intégrant les acteurs locaux, et tiennent compte, en termes de facteurs de changements, des spécificités des espaces étudiés. Ils restent cependant limités dès lors qu'il s'agit d'intégrer des processus de changements issus d'un contexte régional ou national. Si des études existent en matière de prospective spatialisée en zone de montagne, elles s'appliquent généralement à analyser les changements d'occupation et d'usage du sol selon une entrée régionale ou locale, sans prendre en compte les interactions entre ces deux échelles spatiales.

Au final, un grand nombre de travaux traitent de la question des changements d'occupation et d'usage du sol en montagne et combinent différents modèles et/ou différents scénarios prospectifs, et le rôle des échelles spatiale semble important pour l'analyse et la modélisation prospective des changements d'occupation et d'usage du sol.

Dans le contexte montagnard où les changements d'occupation et d'usage du sol représentent un enjeu majeur en termes de maintien de l'économie locale, du tissu pastoral et des services écosystémiques, il est aujourd'hui essentiel de pouvoir fournir aux gestionnaires et aux acteurs locaux des outils d'aide à la décision permettant d'améliorer la gestion de ces espaces à moyen et à long terme. Si la modélisation prospective des changements d'occupation et d'usage du sol à différentes échelles spatiales apparaît nécessaire afin de mieux appréhender les dynamiques d'évolution des espaces montagnards, elle pose néanmoins plusieurs questionnements méthodologiques. Par exemple, quels types de scénarios prospectifs utiliser pour simuler les effets de différentes orientations de gestion sur les changements d'occupation et d'usage du sol dans des contextes socio-économiques et environnementaux contrastés ? Quel(s) type(s) de modèle(s) employer pour spatialiser les scénarios prospectifs selon l'étendue de la zone d'étude ? Quelle est l'influence des approches de modélisation et des échelles spatiales au sein des travaux prospectifs ?

Ainsi, quatre objectifs de cette thèse peuvent être identifiés :

Le premier objectif est d'identifier les approches de modélisation prospective qui sont privilégiées selon les échelles spatiales considérées. De manière générale, les démarches de modélisation en montagne se basent sur un cadre conceptuel et méthodologique spécifique qui dépend à la fois de la problématique étudiée, des objectifs visés, de l'étendue spatiale de la zone d'étude et du type de données utilisées. Selon les échelles spatiales d'application, définies ici par l'étendue des zones étudiées, il s'agit de faire une synthèse des types de modèles de simulation utilisés et des approches de construction des scénarios suivies dans le but de mettre en place une démarche méthodologique de modélisation prospective adaptée à chaque échelle spatiale.

Le second objectif est de suivre les changements d'occupation et d'usage du sol à plusieurs échelles spatiales et temporelles. Pour cela, une analyse rétrospective est mise en œuvre pour caractériser ces dynamiques et identifier les processus et les facteurs de changement à l'origine de l'évolution des espaces montagnards. L'hypothèse sous-jacente est qu'une approche multi-scalaire apporte plus de connaissances, nécessaires à la construction de scénarios, qu'une approche à une seule échelle, qu'elle soit locale ou régionale.

Le troisième objectif est de produire des scénarios prospectifs spatialisés à différentes échelles spatiales. La déclinaison de scénarios prospectifs à différentes échelles spatiales doit permettre de simuler l'évolution possible des espaces montagnards afin d'analyser l'impact potentiel des changements sur l'occupation et l'usage du sol et d'identifier les espaces les plus vulnérables aux processus d'enfrichement et de reforestation.

Le quatrième objectif est d'analyser l'influence des échelles et des approches de modélisation au sein des travaux de prospective. Une approche multi-scalaire doit permettre d'analyser l'influence implicite des échelles spatiales, qui influent sur le type de modèle et les scénarios prospectifs, sur la quantification des changements et la localisation des espaces soumis à des dynamiques d'enfrichement et de reforestation. Ainsi, il devrait être possible d'évaluer la variabilité des changements futurs d'occupation et d'usage du sol, c'est-à-dire les changements futurs qui sont surestimés ou sous-estimés suivant l'échelle d'approche, ou encore s'ils sont localisés à des endroits similaires ou différents selon les modèles utilisés. Dans tous les cas, une approche multi-échelle / multi-modèle doit permettre d'identifier les espaces où les changements à venir sont probables, ou au contraire, improbables, c'est-à-dire de caractériser l'incertitude spatiale liée aux changements futurs. Ces informations constituent un préalable indispensable pour l'aide à la décision.

Pour répondre à ces objectifs, cette thèse s'appuie sur des travaux de modélisation prospective réalisés à trois échelles :

- une échelle régionale, couvrant le massif pyrénéen français ;
- une échelle locale, centrée sur une vallée des Pyrénées ariégeoises, la vallée du Haut-Vicdessos ;
- une échelle micro-locale, qui porte sur un pâturage d'altitude de cette même vallée, l'estive de Bassiès.

Cette thèse est ainsi structurée en trois parties :

La première partie présente le contexte et l'intérêt de la modélisation prospective en montagne, mais également un état de l'art sur le domaine selon le prisme des échelles spatiales. Le premier chapitre décrit les enjeux environnementaux et socio-économiques induits par ces changements et souligne l'intérêt d'une approche prospective pour leur suivi. Le second chapitre est consacré au bilan des connaissances sur les approches de modélisation à différentes échelles spatiales et présente la démarche méthodologique des scénarios. Le troisième chapitre présente successivement le contexte socio-économique des Pyrénées françaises, les approches méthodologiques adoptées justifiant une approche multi-scalaire, puis les aires d'étude choisies suivant des échelles spatiales emboîtées.

La seconde partie est consacrée à l'élaboration de la « base » du système agro-pastoral pyrénéen, à l'origine de toute démarche de prospective, selon une approche multi-scalaire. Le quatrième chapitre retrace les trajectoires d'évolution de l'occupation et l'usage du sol à l'échelle locale avant de les comparer aux tendances observées à l'échelle régionale afin d'évaluer l'influence des échelles spatiales dans l'analyse des dynamiques passées. Le cinquième chapitre se concentre sur l'identification et l'analyse des facteurs explicatifs des changements observés à chacune des échelles spatiales adoptées et retranscrit, à travers une approche systémique, la complexité du système agro-sylvo-pastoral Pyrénéen.

La troisième partie se focalise sur la construction et la spatialisation des scénarios prospectifs et la validation des simulations associées aux échelles micro-locales, locales et régionales. Le sixième chapitre expose les résultats issus de tests de sensibilité réalisés sur la base de quatre scénarios exploratoires spatialisés à l'échelle micro-locale *via* l'utilisation d'un modèle multi-agents. Le septième chapitre présente la démarche méthodologique suivie afin d'évaluer l'incertitude spatiale des futurs changements d'occupation et d'usage du sol et les résultats de la spatialisation de deux scénarios exploratoires : un tendanciel et un autre prévoyant une priorisation dans l'usage des estives. Le dernier chapitre de cette partie expose les résultats issus de la simulation de quatre scénarios exploratoires contrastés à l'échelle régionale. Enfin, en guise de conclusion, la dernière étape de ce travail consiste à évaluer l'influence des échelles spatiales et des approches de modélisation adoptées sur la quantification et la spatialisation des changements d'occupation et d'usage du sol à l'aide d'une approche multi-scalaire.

Cette thèse s'intègre dans le cadre du projet de recherche MODE RESPYR (ANR 2010 JCJC 1804-01) financé par l'Agence Nationale de la Recherche. Ce projet vise à modéliser de manière rétrospective et prospective les changements d'occupation des sols dans les Pyrénées à des échelles spatiales et temporelles différenciées et emboîtées. Elle s'intègre également dans le cadre des recherches de projets de recherche OPA 2010-2012 (Occupations du sol Passées et Actuelles) et OPAF 2013-2014 (Occupations du sol Passées, Actuelles et Futures) réalisés dans le cadre de l'OHM du Haut-Vicdessos.

Ce travail de doctorat a bénéficié de deux Aides à la Mobilité des Doctorants (AMID) de l'Université de Toulouse Jean-Jaurès :

- *une mission d'un mois en juillet 2013, dans le laboratoire SAL (Spatial Analysis Laboratory) de l'Université du Vermont (SAL – Burlington, VT, USA) ;*
- *une mission de deux mois, en juillet-août 2014, dans le laboratoire d'excellence EROS en collaboration avec l'USGS (EROS Center – Sioux Falls, SD, USA).*

Enfin, cette thèse a bénéficié de l'expertise d'un comité de pilotage composé de Thierry Joliveau (Professeur à l'Université Jean Monnet de Saint-Etienne), David Sheeren (Maître de conférence à l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse) et de Jean-Paul Métailié (Directeur de recherche CNRS au laboratoire GEODE et directeur du conseil scientifique du Parc National des Pyrénées).

**Partie I – Modélisation prospective de l’occupation
et de l’usage du sol en montagne : enjeux et
méthodes**

Introduction

Cette partie a pour objectif de démontrer la pertinence d'une approche de modélisation prospective en montagne. Ainsi, les enjeux liés aux changements paysagers en montagne sont nombreux. Ici, l'occupation et l'usage du sol et leurs évolutions sont considérés comme une étape, un moyen indispensable pour évaluer les impacts socio-économiques ou environnementaux passés, actuels et futurs. L'hypothèse est faite qu'une approche multi-scalaire, c'est-à-dire effectuée à différentes échelles spatiales parallèlement et qui soient pertinentes vis-à-vis des niveaux d'organisation et de gestion, est une approche privilégiée pour appréhender les changements futurs des paysages.

Le premier chapitre de cette partie s'attache à décrire les enjeux liés aux changements d'occupation du sol en montagne, à démontrer l'intérêt d'une approche prospective et les hypothèses méthodologiques sous-jacentes, notamment la place centrale des modèles. Le second chapitre présente un état de l'art de la littérature existante sur ce domaine. Une attention particulière est donnée à la place des échelles spatiales dans les différentes étapes et méthodes de la modélisation prospective. Sur la base des résultats issus des deux premiers chapitres, le troisième justifie le choix d'une approche multi-scalaire, appliquée aux Pyrénées françaises. Il présente la démarche méthodologique générale et les terrains d'étude.

Chapitre 1 - La prospective des changements d'occupation et d'usages du sol en montagne : Quels enjeux ? Quelles échelles spatiales ?

L'identification et la compréhension des enjeux que peuvent représenter les changements d'occupation et d'usage du sol est une étape essentielle pour le suivi et l'analyse *in fine* de leurs impacts sur les milieux. Dans ce chapitre nous faisons un état des lieux des enjeux que représentent les changements d'occupation et d'usage du sol en montagne et leurs impacts potentiels sur les sphères environnementales et socio-économiques à différentes échelles spatio-temporelles. Pour se faire, nous nous appuyons sur un corpus de travaux de modélisation prospective qui ont été appliqués aux zones de montagne à différentes échelles spatiales.

Nous abordons en premier lieu la question des changements d'occupation et d'usage du sol d'un point de vue sémantique, historique et prospectif (partie 1.1). Nous présentons ensuite les thématiques privilégiées au sein des travaux prospectifs relatifs aux montagnes (partie 1.2) avant de les mettre en lien avec les échelles spatiales auxquelles sont analysés et simulés ces changements (partie 1.4).

1.1 Les changements d'occupation et d'usages du sol : un phénomène prépondérant

1.1.1 Occupation et usages du sol : distinctions sémantiques

Les termes « d'occupation » et « d'usage » du sol sont largement utilisés au sein des études en géographie en général et des travaux de modélisation prospective en particulier. Bien que ces deux termes soient intrinsèquement liés, il est important de clarifier ce à quoi ils renvoient. Souvent associés lorsqu'il s'agit d'analyser les résultats de classifications thématiques (cartographies d'occupation et/ou d'usage du sol) produites par les modèles, les termes « occupation » et « usage » présentent des différences sémantiques. L'occupation du sol renvoie généralement aux « propriétés physiques de la surface terrestre » tandis que l'usage du sol fait appel aux « fonctions économiques et sociales de celle-ci » (Mather 1991; Turner et al. 1995). L'usage du sol fait référence à l'utilisation que les sociétés humaines font d'un espace, tandis que l'occupation du sol désigne le type de couvert végétal ou structurel résultant de cet usage. Dans le cas des zones de montagne notamment, un type d'occupation du sol peut ainsi avoir différents usages. Une occupation du sol définie comme une « prairie » peut, par exemple, concerner un près de fauche cultivé par les exploitants ou une zone de pacage destinée au pâturage d'un troupeau (Bommel et al. 2010). Etienne et al. (2003) déclarent que si l'on veut appréhender « l'espace naturel » en tant que ressource vers laquelle sont orientées les actions des Hommes, il est nécessaire d'identifier un espace par le type d'activité socio-économique qui s'y pratique. Le recours aux termes d'occupation et d'usage du sol nécessite donc d'être rigoureux et

suppose une cohésion entre le type de couvert sur une surface donnée et le terme sémantique employé pour la caractériser.

1.1.2 L'évolution des changements d'occupation et d'usage du sol

1.1.2.1 Des changements historiques...

Les sociétés humaines ont de tout temps modelé l'espace dans le but d'augmenter la quantité, d'améliorer la qualité et la pérennité des ressources naturelles nécessaires à leur subsistance telles que les denrées alimentaires, l'eau, les produits médicinaux, etc... (Ramankutty 2006). L'acquisition du feu au Paléolithique, la domestication des espèces animales et végétales au Néolithique et l'exploitation des énergies fossiles depuis il y a environ 300 ans se distinguent comme les étapes déterminantes dans la maîtrise des ressources naturelles par les sociétés (Turner & McCandless 2004). Cette dernière étape marque d'ailleurs la montée en puissance de la globalisation et du capitalisme, ainsi que l'avènement de la révolution technologique industrielle, corrélée à une augmentation exponentielle de la population mondiale. Les activités anthropiques durant cette période se sont logiquement amplifiées de manière significative entraînant à la fois la conversion des terres inutilisées en surfaces destinées à l'exploitation agricole et forestière et l'intensification des rendements au niveau des espaces déjà exploités. De fait, la mise en valeur agricole constitue le changement d'occupation et d'usage principal ayant transformé l'œcoumène depuis cette époque et ceci à un rythme relativement élevé. Ainsi, les cultures qui occupaient entre 3 et 4 millions de km² en 1700 s'étendaient en 1990 sur près de 18 millions de km² (Klein Goldewijk & Ramankutty 2004). De même, les pâturages, même si les chiffres relatifs à leur extension cités dans la littérature sont plus variables et donc incertains, sont passés d'environ 500 millions de km² en 1700 à 3100 millions de km² en 1990 (Ramankutty 2006). Ces changements se sont effectués au détriment des forêts, des pelouses naturelles, des zones humides, et d'autres espaces naturels fournissant des habitats à une variété d'espèces animales et végétales et des services écosystémiques aux sociétés humaines (Millennium Ecosystem Assessment 2003). Même si les changements d'occupation et d'usage du sol ont connus des rythmes et des formes d'expression différenciés à l'échelle mondiale, reflétant ainsi le développement des sociétés humaines et de l'économie globale (Richards 1990), leur ampleur est cependant restée relativement confinée en comparaison avec les dynamiques qui ont marquées notre planète depuis le 20^{ème} siècle.

1.1.2.2 ... qui s'intensifient au cours du 20^{ème} siècle

Les changements d'occupation et d'usage du sol se sont amplifiés et accélérés de manière significative depuis le début du 20^{ème} siècle. Des observations ont ainsi montré que les forêts ont autant régressées entre 1950 et 1980 que pendant les 18^{ème} et 19^{ème} siècles combinés (Ramankutty 2006). La fin de ce dernier siècle a également marqué une période de transition entre une agriculture traditionnelle dont la production agro-pastorale était destinée aux sociétés locales vers une intensification de la production au sein des espaces agricoles préexistants afin de subvenir à la demande grandissante en matières premières et en denrées alimentaires. Au-delà d'une utilisation plus accentuée des espaces de production, le 20^{ème} siècle marque également un tournant dans l'utilisation du sol par les sociétés du point de vue des échelles spatiales. Alors qu'auparavant les enjeux liés aux changements d'occupation et d'usage du sol étaient essentiellement considérés à des échelles spatiales

finies (échelles locales), ces changements concernent aujourd'hui des espaces plus vastes et renvoient à des problèmes globaux que l'on associe souvent aux changements climatiques et à la pollution atmosphérique. Par conséquent, les changements d'occupation et d'usage du sol qui se sont produits au cours du 20^{ème} siècle se sont intensifiés et accélérés et ceci à l'échelle mondiale, une tendance qui devrait persister durant les décennies à venir.

1.1.3 Des dynamiques difficiles à appréhender, particulièrement en montagne

Les changements d'occupation et d'usage du sol sont influencés par les sociétés humaines dont les évolutions et les adaptations ont depuis plusieurs millénaires contribué de manière substantielle au modelé terrestre et au changement climatique, influant notamment sur les effets de désertification, de déforestation, etc. (Sagan 1979). Mais les activités anthropiques ne peuvent, à elles seules, être le facteur imputable aux changements globaux d'occupation et d'usage du sol. Ces transformations découlent plutôt de l'adaptabilité des sociétés à l'économie mondiale et aux impératifs de la mondialisation (Lambin et al. 2001) ainsi que de l'évolution « naturelle » des milieux. L'Homme n'est ainsi pas l'unique facteur des changements qui s'opèrent à la surface terrestre, notamment en montagne. Le milieu fait, en effet, partie de la sphère primaire, là où les effets combinés de la société et de la nature deviennent visibles. Les sociétés et les espaces naturels étant dynamiques, l'évolution des milieux est inévitable et est dirigée par de nombreuses interactions et échanges qui s'effectuent au sein de ce système selon différents niveaux d'organisation et à différentes échelles spatiales (Bürgi et al. 2004). L'étude des changements d'occupation et d'usage du sol requiert donc aujourd'hui de prendre en compte à la fois la dimension biogéophysique et la dimension humaine et sociale mais également les interactions agissant entre ces deux sphères (Milne et al. 2009).

Les milieux montagnards sont représentatifs de cette complexité. En effet, ils ont connu au cours des derniers siècles une évolution marquée (Métailie 2006). Les activités passées, héritées, ainsi que la diversité des activités actuelles, influent encore aujourd'hui sur l'organisation des paysages. L'analyse des changements d'occupation et d'usage du sol y est d'autant plus complexe qu'ils sont le résultat de processus multiples qui s'opèrent à différentes échelles. Ces processus ont une influence plus ou moins marquée sur l'état actuel et futur des milieux (Turner et al. 1995; Gibson et al. 2000). Selon l'échelle spatiale considérée, les dynamiques observées peuvent ainsi avoir une ampleur variable, voire négligeable du fait d'une étendue spatiale trop large ou, au contraire, trop réduite. L'échelle spatiale choisie pour l'observation des changements d'occupation et d'usage du sol a donc une influence significative sur leur appréhension et leur compréhension. Les facteurs sous-jacents de l'évolution des paysages sont, eux aussi, dépendants de l'échelle considérée.

1.2 Les changements d'occupation et d'usages du sol : de multiples enjeux associés

Depuis longtemps les scientifiques ont identifié les changements d'occupation et d'usage du sol comme principal facteur des changements environnementaux à l'échelle globale. Ainsi, dès les années 1970, il a été admis que l'occupation et l'utilisation du sol ont une influence sur les échanges énergétiques entre terre et atmosphère, impactant à la fois sur le climat, la qualité de l'eau ou du sol,

les cycle biogéochimiques, la biodiversité, etc... à des échelles globales, régionales et locales (Lambin & Geist 2006). Dans cette partie, nous présentons successivement les principaux enjeux environnementaux et socio-économiques que représentent les changements d'occupation et d'usage du sol en montagne.

1.2.1 Des enjeux environnementaux

1.2.1.1 La biodiversité et la conservation des espaces naturels

De manière générale, la biodiversité fait référence à la diversité des gènes, des espèces, des populations, et des écosystèmes (Chhabra & Geist 2006). Elle découle d'interactions historiques complexes entre les sphères physique, biologique et sociales (Pei & Saijse 1993) et son rôle est essentiel dans les domaines de l'économie, de l'écologie et de la culture. De plus en plus, les communautés de chercheurs et de gestionnaires prennent conscience de l'importance de la préservation de la biodiversité et de l'intérêt de la conservation des espaces naturels pour le maintien des services écosystémiques (McNeely 1994). Les changements d'occupation et d'usage du sol menacent cet équilibre. Dans les cinquante prochaines années, les taux d'extinction des espèces animales et végétales devrait être mille fois supérieur au taux historiques qui, jusqu'à présent, dénombreraient l'extinction d'une espèce sur un million par an, voire mois (Chhabra & Geist 2006). De par leur rôle d'interface biogéographiques et leurs caractéristiques propres (relief, géologie, etc.), les espaces montagnards présentent une biodiversité particulière, riche, présentant souvent un fort taux d'endémisme et donc de rareté. Par exemple, la biodiversité floristique des Pyrénées présente environ 3500 taxons de plantes vasculaires dont 200 sont endémiques (Villar & Dendaletche 1994). La biodiversité faunistique est elle aussi remarquable, tant par leur diversité (plus de 300 espèces) que par leur spécificité.

Dans le contexte économique actuel, les activités de production (agro-pastoralisme, sylviculture, etc...) – corollaires du maintien des milieux – ont diminué de manière significative avec pour principale conséquence l'abandon des espaces montagnards et leur reforestation (Price et al. 2015; Wallentin et al. 2008). Bien que la reforestation puisse entraîner à court terme une augmentation de la richesse des espèces par une complexification des structures paysagères (Söderström et al. 2001), les effets à long terme peuvent causer une perte de diversité des habitats naturels affectant significativement la biodiversité faunistique et floristique de ces espaces (Dullinger et al. 2003; Dirnböck et al. 2003). Paradoxalement, la déforestation est également perçue comme l'une des menaces environnementales les plus importantes de ce siècle, entraînant une dégradation et une fragmentation accrue des habitats et l'extinction de nombreuses espèces (Van Laake & Sanchez-Azofeifa 2004). De même, l'urbanisation grandissante et les processus de croissance et d'étalement urbain tendent à accentuer ces phénomènes de fragmentation en altérant la connectivité des habitats naturels et la répartition spatiale des formations végétales (Swenson & Franklin 2000). Par conséquent, les actions anthropiques sont un facteur prédominant orientant les futurs changements d'occupation et d'usage du sol, encourageant la mise en place de mesures préventives afin de maintenir et de conserver la biodiversité et l'intégrité des « espaces naturels ».

1.2.1.2 La qualité du sol et leurs services écosystémiques

Bien qu'introduite depuis plus de 30 ans au sein des recherches scientifiques, la notion de qualité du sol est devenue prédominante dans les années 1990 suite à la mise en évidence que les pratiques d'usage du sol ont des effets conséquents sur leur qualité (Karlen 2004). Cette dernière renvoi aux propriétés physiques (profondeur, densité, texture, etc.), chimiques (taux de carbone, d'azote, etc...) et biologiques (taux de matière organique, etc...) du sol et leur capacité à fournir des services écosystémiques, hydriques et agronomiques diverses dont notamment : la capacité de rétention et de libération des nutriments, la capacité de rétention et de libération de l'eau, le soutien et l'alimentation des systèmes racinaires, le maintien d'habitats biotiques et la résistance aux dégradations anthropiques (Larson & Pierce 1991; Bredja et al. 2000). La dégradation d'origine anthropique du sol est actuellement identifiée comme un des corollaires majeurs des changements d'occupation et d'usage du sol (Marohn et al. 2013).

Les processus de déforestation sont actuellement un des processus anthropiques altérant la qualité du sol à de larges échelles spatiales. L'occupation forestière permet l'enrichissement et l'épaississement de la pédosphère grâce aux racines à la fois fines et plus grossières qui accélèrent l'altération des roches, principale source de matière organique, assurant ainsi la fertilité et la productivité du sol. Ainsi, tandis que le taux de matières organique des terres agricoles est souvent inférieur à 1%, il peut atteindre plus de 6000% au niveau de zones humides (Commission Européenne 2010). Les pratiques de terrassement destinées à la mise en cultures, induisant un changement d'usages, ont des effets négatifs sur la qualité du sol (Curtaz et al. 2015). De même, une mauvaise gestion agricole et des pratiques de surpâturages, en réduisant la couverture végétale du sol, peuvent entraîner un appauvrissement et une augmentation de l'érodabilité par le vent ou l'eau.

1.2.1.3 La ressource en eau

La répartition spatiale des réserves en eau douce et des besoins en eau ne coïncident pas, la question de l'accès à la ressource en eau est une préoccupation globale. Le panel intergouvernemental sur le changement climatique (IPCC) projette une extension des zones soumises à des périodes de stress hydrique dans le centre et le sud de l'Europe d'ici la fin de ce siècle, avec une diminution du ruissellement de 36% et une réduction des précipitations estivales de 80% (Alcamo et al. 2007). L'appauvrissement de la ressource en eau est attribuable à la fois aux variations climatiques et aux pratiques anthropiques. Ces dernières peuvent influencer la quantité d'eau disponible directement par prélèvements ou indirectement à travers les changements d'usage du sol ou les politiques de gestion de l'eau (Jaramillo et al. 2013; Serra et al. 2008). Par exemple, Szczypta et al. (2015) ont démontré qu'un enrichissement et une reforestation d'une estive avait une influence sur la ressource en eau solide (neige). L'interception de la neige par les branches tend à réduire la quantité d'eau disponible au sol alors que, dans le même temps, la hausse des ombrages inhérents tend à rallonger la période de fontes. A grande échelle, cela peut avoir des répercussions non négligeables sur le soutien d'étiage et plus généralement sur la gestion de l'eau.

Les changements d'usage du sol, que ce soit à travers l'intensification des cultures irriguées, les phénomènes d'urbanisation, de déforestation, etc... ont une influence marquée sur la ressource en eau et leurs effets dépendent largement de l'échelle spatiale envisagée. Ils peuvent ainsi avoir un

impact différent selon qu'ils se situent en amont ou en aval d'un bassin versant. De même, les formes de prélèvement et de stockage de l'eau, dominant à l'échelle de la parcelle, sont remplacées à des échelles spatiales plus larges par des processus d'artificialisation des cours d'eau ou de déforestation (Archer 2003). Les forêts permettent pourtant la régulation des approvisionnements en eau par sa rétention, purification et libération. Dans ce cas, la reforestation peut être perçue comme une solution privilégiée pour la restauration des systèmes hydrographiques, en adéquation avec la régénération du sol (Chhabra & Geist 2006).

1.2.1.4 Les cycles atmosphériques et la régulation du climat

Les biomes terrestres ont eu une influence majeure sur la mise en place des conditions climatiques contemporaines, et continuent d'influencer le climat global (Scholes et al. 2003). Les modes d'occupation et d'usage du sol contrôlent les propriétés physiques de la surface terrestre à travers la physiologie et la structure de la végétation (Sellers 1992), différents types d'occupation ou d'usage du sol étant associés à différents type de sols et à des quantités de couvert végétal pouvant varier (Schulp et al. 2008). Ainsi, les changements d'occupation et d'usage du sol récents, combinés à l'augmentation des gaz à effet de serre, conséquences directes des activités humaines, ont altéré le climat (Foley et al. 2003). Chase et al. (1999) ont démontré que les variations climatiques dans les montagnes des Rocheuses des Etats-Unis étaient corrélées à la présence de cultures irriguées dans les Grandes Plaines adjacentes qui, en altérant la répartition spatiale des températures, affectent les vents estivaux journaliers entre ces deux espaces. En parallèle, les forêts contribuent au stockage du carbone, fonction renforcée par les travaux de reboisement visant à augmenter la superficie boisées (puits et sources de carbone), et permettent de réguler le climat à différentes échelles spatiales (Commission Européenne 2010). En parallèle, les stocks de carbone du sol dans les espaces cultivés ou urbanisés sont généralement inférieurs à ceux des forêts (Lamloom & Savidge 2003). Les surfaces agricoles contribuent notamment à l'augmentation de la concentration de certains gaz à effets de serre, essentiellement le méthane, le protoxyde d'azote et le dioxyde de carbone (Houghton et al. 2001).

L'extension des cultures et des pâturages au détriment des surfaces boisées peut entraîner une augmentation du CO₂ dans l'atmosphère et de fait altère les schémas climatiques, augmente les température globales et diminue la capacité de stockage de la biosphère terrestre (Lee et al. 2015). Toutefois, la conversion des forêts et des pelouses naturelles en surfaces agricoles reste généralisée du fait de la croissance démographique continue et de conditions socio-économiques variées (Verburg et al. 2002). Par conséquent, parmi les facteurs influant sur les stocks de carbone et le climat global, les changements d'occupation et d'usage du sol ont un impact important (Smith et al. 2005).

1.2.2 Des enjeux socio-économiques

1.2.2.1 Les risques sanitaires et la santé

Les risques sanitaires et les enjeux liés à la santé sont parmi les impacts les plus complexes à appréhender, et la mise en place de mesures afin d'améliorer la résilience des systèmes de santé est indiscutablement un challenge pour la communauté scientifiques (Chhabra & Geist 2006). Rétrospectivement, les changements d'activités anthropiques, et principalement l'usage du sol, ont eu des impacts contrastés sur l'environnement, à la fois bénéfiques et néfastes pour les écosystèmes et les

sociétés humaines. La question des déchets est devenue un problème environnemental prédominant, notamment dans les pays en voie de développement (Markandya 2006). L'augmentation du rejet de déchets est principalement causée par l'urbanisation grandissante, l'amélioration des conditions de vie et les modifications des schémas de consommation, et des systèmes de gestion des déchets inefficaces (Alam et al. 2008). S'ils ne sont pas correctement gérés, les déchets peuvent avoir des impacts sur l'environnement et la santé, causant la pollution de l'air, du sol et de l'eau et augmentant les risques sanitaires et la transmission de maladies (Manfredi et al. 2010).

En parallèle, les risques sanitaires sont fortement corrélés aux services écosystémiques et aux activités de production qui approvisionnent les sociétés en denrées alimentaires, en espaces récréatifs, etc. et guident dans un même temps la répartition spatiale des insectes vecteurs de maladies et des pathogènes présents dans l'eau et l'air (Millennium Ecosystem Assessment 2003). Les maladies transmises par les insectes (moustiques, etc.) sont fortement liées à l'occupation et l'usage du sol et aux patterns paysagers qui influencent à la fois la disponibilité d'habitat pour ces espèces et l'implantation des hommes, modifiant ainsi le degré d'exposition des sociétés aux insectes vecteurs de maladies (Vanwambeke 2005). Les activités anthropiques peuvent également être à l'origine de la dispersion de maladies affectant la faune au sein d'espaces naturels. Plusieurs parasites, et notamment une espèce de champignon (*Amphibocystidium*) sont connus pour infecter de nombreuses espèces d'amphibiens en Europe. Dans les Pyrénées françaises, plusieurs études semblent indiquer que les vecteurs de diffusion de ce parasite soient les pratiquants de la montagne (randonneurs, éleveurs, etc...) qui, par leur déplacements ou celui de leurs animaux domestiques, contamineraient les milieux et les espèces dont l'euprocte des Pyrénées, une espèce d'amphibien endémique des Pyrénées Ariégeoises (Courtois et al. 2013).

L'intensification de l'usage du sol a également un rôle à jouer dans l'augmentation des risques sanitaires. L'expansion des grandes cultures et l'augmentation des taux de productivité des espaces agricoles suite à l'augmentation de la demande mondiale vont généralement de pair avec une généralisation de l'utilisation de pesticides, etc. entraînant une augmentation des risques sanitaires (Chhabra & Geist 2006). A moyen et à long terme, une pulvérisation continue de pesticides peut notamment augmenter la résistance de certains insectes (les moustiques vecteurs de la malaria en Afrique par exemple) et impacter durablement la qualité de l'environnement. Des analyses rétrospectives sur le long terme ont également permis de mettre en avant les effets des activités anthropiques sur la contamination du sol (Bao et al. 2015). Depuis le début de la métallurgie, on retrouve ainsi dans les sols une variété d'éléments métalliques (arsenic, bore, silicium, etc...) émis et dispersés par les activités anthropiques et qui, par leur toxicité, présentent des effets néfastes à la fois sur la santé et sur l'environnement (Nriagu 1996). Les activités industrielles récentes (utilisation des énergies fossiles, exploitations minières, incinération de déchets industriels, etc...) contribuent à l'abondance de ces éléments toxiques dans l'environnement (Pacyna & Pacyna 2001).

1.2.2.2 Les risques érosifs

La couverture végétale est un facteur important influençant les événements de glissement de terrain dus aux épisodes pluvieux (Glade 2003). Les changements d'occupation et d'usage du sol ont donc souvent des impacts marqués sur les risques érosifs et *a fortiori* sur ces phénomènes (Van Beek & Van Ash 2004). La déforestation pose notamment des soucis pour la gestion des risques liés à l'érosion des sols dans de nombreux espaces montagnards. Le rôle protecteur de la couverture forestière – prévention de l'érosion, du ruissellement, de la déflation – est bien connue sans parler de l'abaissement du risque d'avalanche ou de glissement de terrain (Etter et al. 2006). Paradoxalement, les dynamiques de reforestations peuvent également entraîner une augmentation, ou du moins une relocalisation, des risques érosifs. Ainsi, des processus de redistribution des eaux d'écoulement, suite à des précipitations prolongées, ont été observés dans les Pyrénées espagnoles. Ils sont liés à une modification de la localisation des zones de glissement de terrain – remodelant la topographie des versants et ainsi les schémas de ruissellement – suite à la reforestation d'espaces anciennement cultivés (Beguería 2006).

De manière générale, les risques érosifs induits par les changements d'occupation et d'usage du sol ont des impacts marqués sur les hommes, leurs activités et les infrastructures mises en place pour les soutenir (bâtiments professionnels, habitations principales et secondaires, remontées mécaniques, etc.). Les changements d'usage du sol influent ainsi sur la répartition spatiale des éléments présentant une vulnérabilité face à ce risque (Promper et al. 2014), ces impacts étant d'autant plus importants en montagne du fait de l'organisation spatiale de ces espaces et du relief.

1.2.2.3 Approvisionnement en denrées alimentaires et en matières premières

Depuis la sédentarisation des sociétés humaines, les espaces agricoles n'ont eu de cesse de s'étendre afin de répondre aux besoins mondiaux en denrées alimentaires. L'expansion des cultures reste très contrastée selon les régions du monde, reflétant le développement économique et démographique des sociétés (Richards 1990). Globalement, la demande mondiale en denrées alimentaires devrait augmenter durant le 21^{ème} siècle (FAO 2003) et ne peut être satisfaite que par une augmentation des surfaces de production ou de la quantité produite par unité de surface (« productivité ») (Ewert et al. 2005). L'exploitation quasi-généralisée des montagnes d'Europe avant les deux premières guerres mondiales témoignent qu'une ré-exploitation de ces milieux à long terme reste possible. Toutefois, les changements de pratiques laissent présager des conséquences sociales et environnementales potentiellement encore plus fortes.

La conversion de forêts, de pelouses, etc. en espaces agricoles au cours de ces dernières décennies entraîne aujourd'hui des problèmes environnementaux et sanitaires préjudiciables et s'effectue au détriment du maintien des écosystèmes. Les changements d'occupation et d'usage du sol peuvent avoir des implications sur certaines activités dépendantes de la présence d'espaces « naturels ». La conversion des forêts en espaces agricoles peut notamment réduire les bénéfices issus de ce secteur forestier, la forêt étant un pourvoyeur d'emplois, de revenus et de matières brutes pour l'industrie et le secteur des énergies renouvelables (production d'énergie renouvelable à partir de la biomasse, etc.). En parallèle, la réduction des espaces inoccupés, l'expansion d'autres types d'occupation et d'usage du sol et les problèmes que suppose le maintien des services

environnementaux restreignent l'expansion des espaces agricoles dans de nombreuses parties du monde (Ewert et al. 2005). De fait, depuis les 50 dernières années, les espaces agricoles (terres cultivables et pâturages) ne se sont pas tant étendus qu'intensifiés avec une augmentation de leur taux de productivité (Chhabra & Geist 2006) variant selon l'usage et le système de production. L'augmentation continue de la productivité des terres agricoles pourrait toutefois dégrader les ressources naturelles et affecter les secteurs d'activités qui en dépendent.

1.3 De l'intérêt de la modélisation prospective pour l'étude des changements d'occupation et d'usage du sol

L'analyse et l'évaluation des impacts des changements d'occupation et d'usage du sol sur les dynamiques environnementales et socio-économiques requiert l'utilisation de méthodes et d'outils adaptés pour prendre en compte les processus d'évolution, les dynamiques passées et actuelles et permettre d'évaluer de manière fine et quantifiée les futurs possibles (Godet 1986).

La prospective (Meadows et al. 1972) est ainsi utilisée comme démarche visant à construire des futurs possibles afin d'orienter des choix des décideurs de manière stratégique. Une meilleure prise en compte de la dimension spatiale a fait évoluer cette discipline vers la prospective territoriale (Delamarre 2002; Emsellen et al. 2012) avec pour objectif de construire une variété de futurs possible afin d'anticiper de manière stratégique l'évolution des territoires et aboutir à un diagnostic où les acteurs locaux prennent une place centrale dans la démarche de création des scénarios. Dans la continuité est apparu la géoprospective (Voiron 2006; Houet & Gourmelon 2014), ou prospective spatialisée (Houet & Hubert-Moy 2006), cherchant à modéliser les systèmes et leurs devenir possibles en plaçant la dimension spatiale au centre de la démarche de prospective. Alors que l'approche méthodologique de la prospective repose sur la combinaison de méthodes de construction de scénarios et des approches participatives, les modèles spatiaux permettent à la géoprospective de faire le lien entre « scénarios » et « participation » (Houet 2015) (Figure 1.1).

Les démarches de modélisation cherchant à retranscrire les changements d'occupation et d'usage du sol s'inscrivent dans le champ de la discipline du *Land System* (Kok et al. 2007; Dearing et al. 2010; Van der Leeuw et al. 2011), du *Land Change Science* (Turner et al. 2007), du projet *Land-Use and Land-Cover Change* (Lambin & Geist 2006) et de son successeur, le *Global Land Project* (GLP 2005). En s'intéressant à la modélisation des dynamiques de changements selon différents niveaux d'analyse, les travaux réalisés au sein de ces projets ont largement contribué au développement de la modélisation prospective (Lambin & Geist 2006). En associant modèles, scénarios et acteurs, ils visent à évaluer de manière quantitative et qualitative les changements et leurs impacts potentiels afin de planifier à moyen ou long terme des territoires et anticiper des situations souhaitables ou non (Gourmelon et al. 2008). De manière générale, trois types d'approches de modélisation peuvent être distinguées. Les approches combinant les modèles et les scénarios font parties du champ de la modélisation des changements d'occupation et d'usage du sol (Veldkamp & Lambin 2001; Lambin & Geist 2006; Houet et al. 2010b; Verburg et al. 2004). La prospective environnementale, fondée sur la prospective à la Française (Godet, 1986), associant les scénarios et la participation est plutôt qualitative (récits prospectifs) a rarement recours à des modèles (Mermet et al

2003). Enfin, la modélisation d'accompagnement combine la participation et l'usage de modèles avec un double objectif : produire des connaissances sur des systèmes complexes et accompagner des processus collectifs de décision (Antona et al. 2005; Etienne et al. 2003; Etienne et al. 2010; Bousquet et al. 1996). La géoprospective relève par essence d'une démarche de prospective : les méthodes permettant de mieux prendre en compte la dimension spatiale au sein de cette démarche méthodologique garantissent une évaluation fine et quantifiée, voire améliore le processus participatif (Etienne 2012).

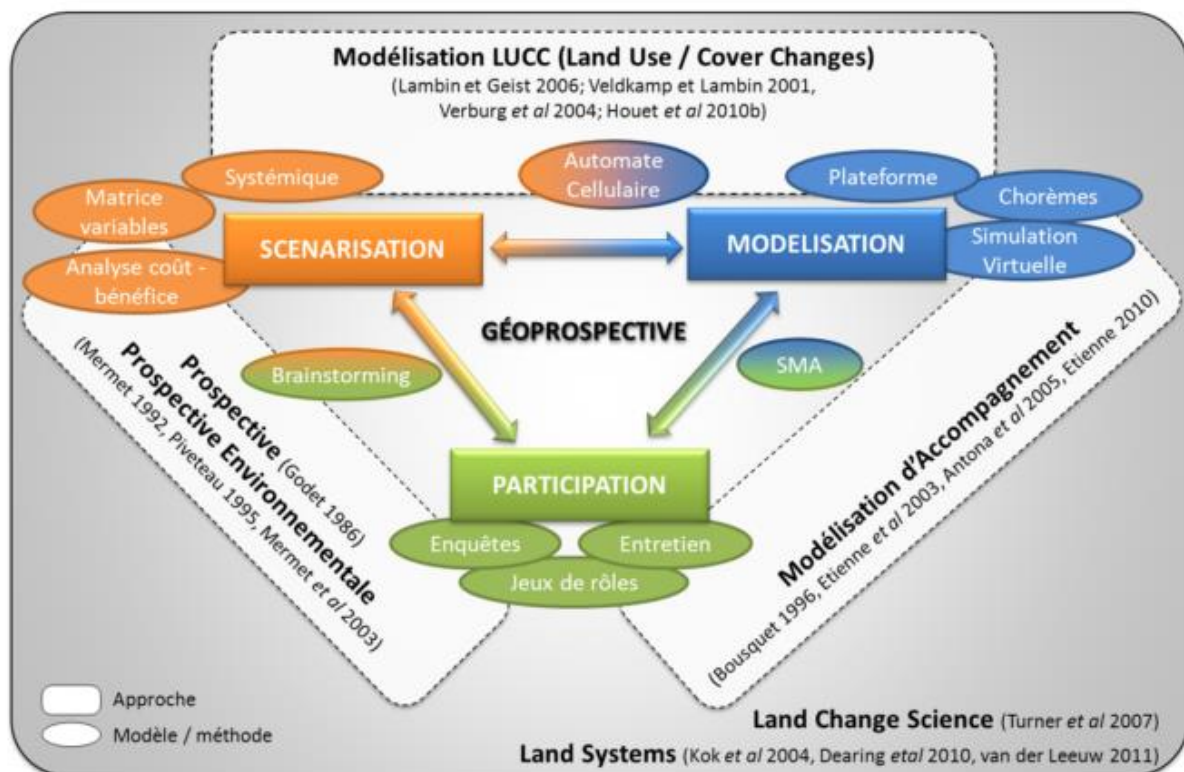


Figure 1.1. Les approches de modélisation associées à une démarche géoprospective (d'après (Houet & Gourmelon 2014))

Le couplage des approches de modélisation au sein des différents champs d'application de la prospective font appel à des méthodologies et sémantiques spécifiques qui requiert de distinguer les scénarios et les modèles. Les modèles peuvent être considérés comme des outils privilégiés dans une démarche d'exploration du futur mais restent cependant limités dans leur fonctionnement lorsqu'il s'agit de modéliser des situations futures variées. En parallèle, les scénarios se présentent comme une méthode répandue pour explorer une variété de futurs possibles. Diverses approches de construction de scénarios existent, la méthode de Godet (1986) étant considérée comme une méta-méthode dont la démarche méthodologique s'appuie sur deux étapes distinctes : (1) la construction de la « base » du système via l'identification des dynamiques de changements, des variables clefs des processus d'évolution et des enjeux futurs et (2) la construction des scénarios permettant de représenter simultanément les causes et les effets des variables explicatives des changements d'un système afin de décrire des images plausibles du futur (Poux 2003).

Les modèles de simulation spatiale peuvent être utilisés dans chacune de ces étapes. Ils constituent des outils privilégiés pour la modélisation prospective permettant (1) de spatialiser les facteurs d'évolution et quantifier les changements futurs d'occupation et d'usage du sol tels qu'ils ont été identifiés par les scénarios prospectifs, (2) d'identifier et de caractériser les espaces d'incertitude des changements lié aux futurs, c'est-à-dire les espaces où les changements à venir sont très (ou peu) probables selon les scénarios et (3) d'aider à la prise de décision par une prise de conscience des répercussions possibles des changements sur les différents enjeux futurs identifiés dans les scénarios.

1.4 Les études prospectives en montagne : des enjeux différenciés selon les échelles spatiales considérées

Les enjeux relatifs aux changements d'occupation et d'usage du sol sont multiples et touchent des thématiques très variées. L'usage de la prospective est désormais régulière pour identifier les leviers d'actions eu égard à un enjeu pré-identifié. Ces enjeux restent toutefois fortement dépendants de l'échelle spatiale considérée (Mustard & Fisher 2004). De fait, dans le domaine de la modélisation prospective, nous faisons l'hypothèse que les thématiques abordées sont liées aux échelles spatiales d'observation. Cette première partie vise notamment à identifier les thématiques privilégiées au sein des études prospectives en montagne selon l'échelle spatiale de modélisation. L'approche méthodologique suivie pour l'évaluation et l'analyse d'un corpus d'articles issus de la littérature scientifique est présentée ci-après, ainsi que les résultats préliminaires d'une analyse qualitative et quantitative des articles sélectionnés.

1.4.1 Cadre méthodologique pour le choix du corpus bibliographique

Afin d'identifier et d'évaluer les études scientifiques pertinentes (articles, thèses, rapport de recherche, etc.), un processus de sélection en trois étapes a été suivi (Figure 1.2). Une première étape a permis d'identifier 68 études s'inscrivant dans le champ de la modélisation prospective et portant sur les espaces montagnards grâce à (1) une recherche par mots clés (« montagne », « modélisation », « prospective », « scénarios » par exemple) dans des revues scientifiques et (2) une recherche d'études issues de rapports de recherche, de thèses, etc. et dont les champs de recherche portaient les thématiques ci-dessus. Dans un second temps, les études redondantes, c'est-à-dire s'inscrivant dans un même projet de recherche ou portant sur un même terrain d'étude à des périodes différentes, ont été supprimées. En parallèle, nous nous sommes assurés que les sujets traités correspondaient aux enjeux liés aux changements d'occupation et d'usage du sol identifiés dans la partie 1.2. En outre, au sein de ces textes, les modèles de simulation prospective utilisés devaient être présentés et la méthode de construction des scénarios explicitée afin de permettre une analyse ultérieure des approches de modélisation en montagne (cf. Chapitre 2). Il ne s'agit pas ici d'être exhaustif mais que l'échantillon choisi soit suffisamment significatif afin de permettre une analyse qualitative et quantitative représentative d'une variété de thématiques et d'approches de modélisation prospective. Au total, le corpus bibliographique se compose de 51 articles et rapports scientifiques.

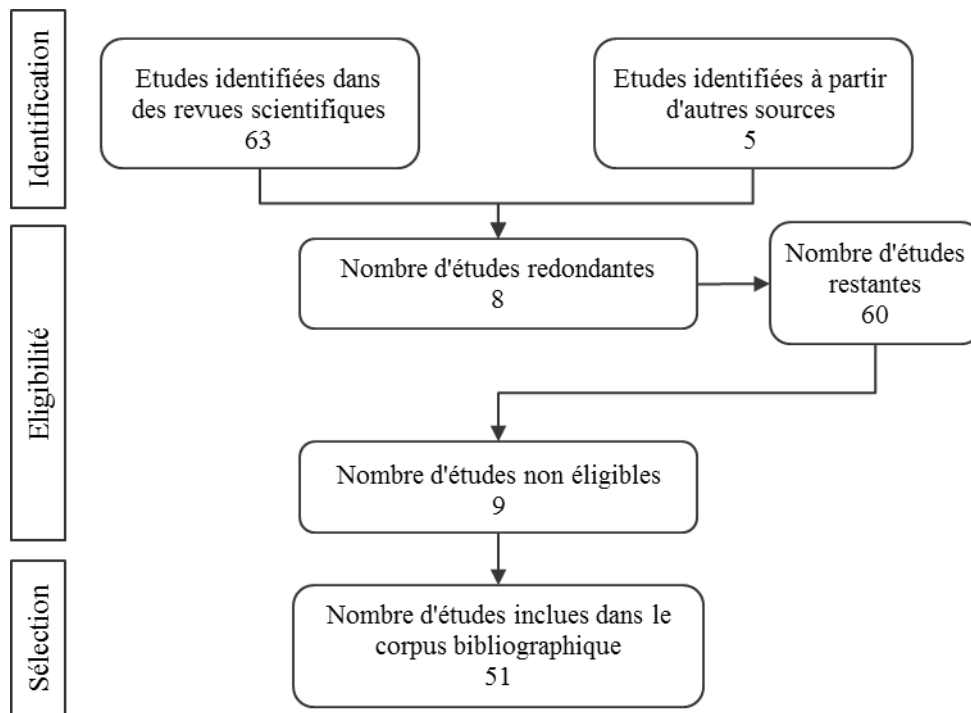


Figure 1.2. Processus de sélection des études scientifiques

A partir de ce corpus bibliographique, l'analyse porte sur la façon dont ces études appréhendent l'échelle spatiale. Lorsque nous parlons d'échelle spatiale, nous faisons ici référence à la zone géographique totale traitée (ou l'étendue spatiale) par le(s) modèle(s). Elle doit être distinguée de la résolution spatiale qui se définit comme l'unité géographique élémentaire d'un modèle. Nous avons choisi de hiérarchiser les échelles spatiales des études évaluées selon cinq niveaux emboîtés (internationale, nationale, régionale, locale et micro-locale) afin de les rendre comparables et d'améliorer la cohérence des résultats issus des analyses qualitatives et quantitatives. Le choix de hiérarchiser les échelles spatiales selon les niveaux d'organisation concernés, que ce soit un regroupement de pays à l'échelle internationale ou une sous entité étatique à l'échelle régionale, a été encouragé par la question de l'accessibilité aux sources de données. Sans considération pour l'étendue spatiale d'un espace, la disponibilité des données est généralement liée aux limites administratives d'un espace. En effet, il est plus aisé d'accéder à des données à des échelles étatiques qu'à des échelles spatiales inférieures qui nécessitent alors de recourir à des procédés d'inventaires extensifs, exhaustifs et plus coûteux.

Les termes « échelles spatiales larges » et « échelles spatiales fines » sont également définis afin de clarifier le propos. L'étude des changements d'occupation et d'usage du sol aux échelles spatiales larges fait référence à de grandes étendues spatiales et consiste à appréhender les dynamiques spatiales d'évolution d'un point de vue géographique et biophysique. A des échelles spatiales fines, les changements d'occupation et d'usage du sol sont mis en relation avec les comportements individuels et concernent des territoires relativement réduits (Corgne 2004). La Figure 1.3 illustre cette progression des échelles spatiales larges (1) à des échelles spatiales plus fines (5). A l'issue

de notre évaluation, 51 articles scientifiques ont été retenus. Leurs thématiques sont présentées de manière exhaustive en Annexe 1.

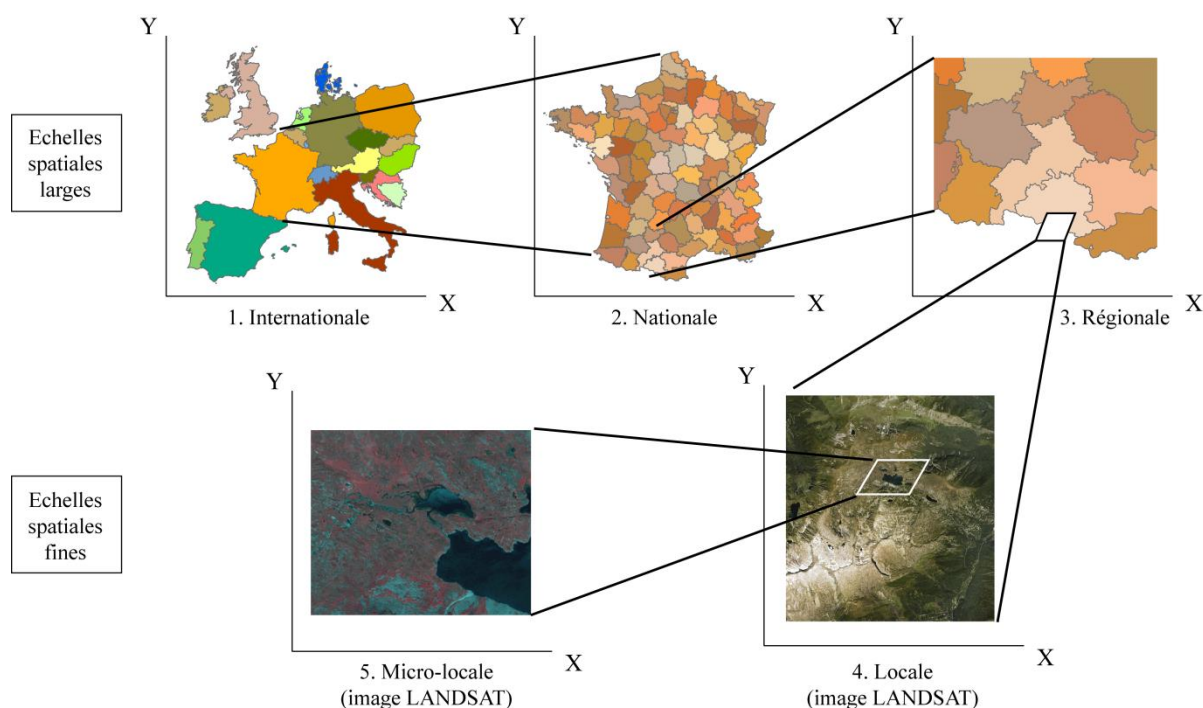


Figure 1.3. Hiérarchisation des échelles spatiales (adaptée selon Agarwal et al., 2002)

1.4.2 Quelles thématiques pour quelles échelles spatiales ?

La thématique prédominante au sein des études prospectives en montagne porte sur l'analyse et le suivi des changements d'occupation et de d'usage du sol, sans que des enjeux spécifiques ne soient abordés, avec un total de 25 articles soit 42% (Figure 1.4). Que ces changements soient la conséquence du changement climatique (Bambach et al. 2013; Gillet & Peringer 2012; Kok & Winograd 2002; Romanenko et al. 2007; Santini & Valentini 2010; Sleeter et al. 2012; Weng & Zhou 2005; Williamson et al. 2014), de dynamiques de déprise agricole (Forget 2014; Price et al. 2015; Paegelow & Olmedo 2005), de politiques de gestion (Maestriperi 2012; Meijl et al. 2006; Munsu et al. 2012; Renwick et al. 2013; Schirpke et al. 2012; Verburg et al. 2006b) ou la poursuite de dynamiques naturelles (Peringer et al. 2013; Prévosto et al. 2003; Simon 2004; Wallentin et al. 2008), le suivi des modes d'occupation et d'usage du sol constitue un enjeu scientifique majeur au sein des études analysées.

La question de la biodiversité et de la conservation des espaces naturels est également très présente (14 articles, soit 23%). Même si les changements d'occupation et d'usage du sol sont une entrée privilégiée pour aborder cette thématique (Anselme et al. 2010; Bonanno et al. 2013; Harrison et al. 2006; Komac et al. 2013; Gibon et al. 2010; Ni 2000), ils sont souvent associés aux changements climatiques (Bonanno et al. 2013; Ni 2000; Harrison et al. 2006) et aux activités anthropiques

(Bolliger et al. 2007; Mitchley & Price 2006; Yang et al. 2014) afin d'évaluer leur influence respective.

Dans une moindre mesure, les problèmes liés au climat sont abordés à travers la question de la séquestration du carbone (Lee et al. 2015; Romanenko et al. 2007; Metzger et al. 2006) et des événements atmosphériques (Lopez-Moreno & Beniston 2009; Lopez-Moreno et al. 2011). Les thématiques de la ressource en eau et de la qualité du sol sont globalement moins traitées. La première est généralement mise en relation avec les changements climatiques (Bharati et al. 2014; Klein et al. 2015) ou le tourisme (Manfredi et al. 2010) tandis que la seconde est essentiellement liée aux perturbations anthropiques (Marohn et al. 2013; Michel & Nambena 2003). Globalement, les enjeux socio-économiques semblent beaucoup moins répandus au sein des travaux de modélisation prospective en montagne. La question de l'approvisionnement en denrées alimentaires et en matières premières se présente comme le principal enjeu étudié dans ce domaine (Ewert et al. 2005; Metzger et al. 2006; Schroth et al. 2014; Viaggi et al. 2013) suivi par l'analyse des risques sanitaires (Manfredi et al. 2010) et des risques érosifs (Michel & Nambena 2003).

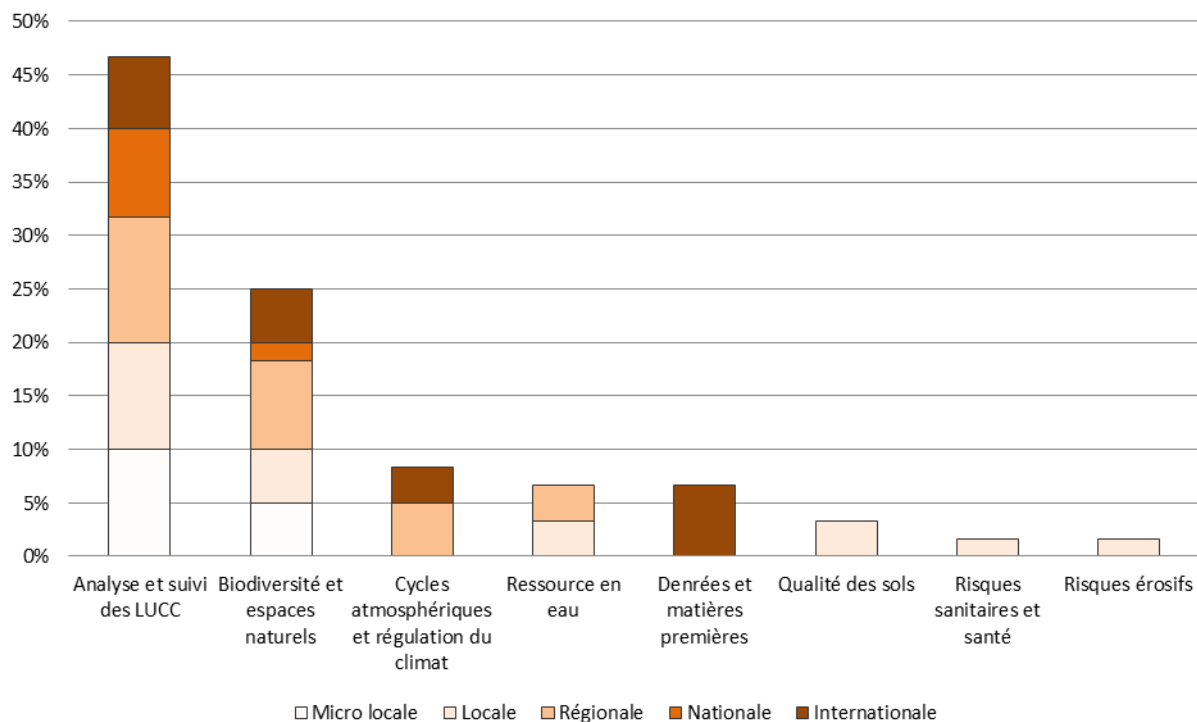


Figure 1.4. Thématiques privilégiées au sein des travaux de modélisation prospective en montagne selon l'échelle spatiale considérée (%)

Si l'on considère les thématiques identifiées du point de vue de l'échelle spatiale, il apparaît que les questions relatives à la ressource en eau ou à la qualité du sol sont nettement plus étudiées à des échelles spatiales fines. Il en va de même pour les problématiques de gestion des risques sanitaires ou des risques érosifs. Ces thématiques nécessitent généralement l'apport de connaissances expertes afin d'identifier précisément les impacts que représentent les changements d'occupation et d'usage du sol pour un lieu donné. A des échelles spatiales fines, les acteurs influant sur ces changements peuvent

ainsi être plus facilement identifiés et leurs interactions avec le milieu déterminées avec précision (Veldkamp & Lambin 2001). *A contrario*, certains enjeux relatifs aux changements d'occupation et d'usage du sol, tels que le stockage du carbone, les différents faciès que recouvre le terme changement climatique ou encore l'intensification des activités de production sont principalement étudiés à des échelles spatiales plus larges et sont de fait plus largement répandus au sein des études aux échelles régionales, nationales voire internationales. Les enjeux liés à la biodiversité, à la conservation des espaces naturels et plus généralement au suivi des changements d'occupation et d'usage du sol sont eux traités indifféremment à toutes les échelles spatiales.

1.5 Conclusion partielle

L'occupation et l'usage du sol ont de tout temps évolué et sont le corollaire de millénaires d'adaptation des sociétés humaines à leur environnement et à leurs besoins. Déjà difficiles à appréhender à l'échelle mondiale, les changements d'occupation et d'usage du sol le sont d'autant plus dès lors que les systèmes se complexifient à travers la prise en compte des interactions « hommes-milieu » à différentes échelles temporelles. Les montagnes ne font pas exception à la règle et se présentent comme des espaces présentant des enjeux particulièrement élevés.

L'évaluation des changements d'occupation et d'usage du sol porte sur des domaines socio-économiques et environnementaux variés. En montagne, cette évaluation semble directement liée à l'étendue géographique des espaces concernés ainsi qu'aux échelles spatiales d'analyse. Ainsi, les études portant sur l'évaluation des effets combinés des changements d'occupation et d'usage du sol avec les changements climatiques, la régulation du climat ou le stockage du carbone, ou encore à la durabilité des activités de production, sont prédominantes à des échelles spatiales larges. Inversement, celles s'intéressant à l'impact de ces changements sur les ressources en eau, la qualité du sol ou encore sur la prévention des risques, sont réalisées essentiellement à des échelles spatiales plus fines.

D'une manière générale, les changements d'occupation et d'usage du sol sont devenus au cours de ces dernières années une préoccupation majeure au sein de la communauté scientifique dans des domaines académiques variés. Les impacts sur les milieux et les sociétés humaines requièrent le développement d'outils permettant un suivi et une analyse de ces processus afin de fournir une base de connaissance pour la mise en place d'outils de gestion et de planification. C'est dans ce contexte que la modélisation et la prospective trouvent leur justification : la modélisation va aider à simuler et évaluer quantitativement l'impact des changements d'occupation et d'usage du sol, notamment d'identifier les espaces porteurs d'enjeux pour les gestionnaires des espaces montagnards ; la seconde va apporter un cadre méthodologique pour explorer les futurs possibles et, ainsi, éclairer l'action présente.

Chapitre 2 - Les échelles spatiales de la modélisation prospective des changements d'occupation et d'usage du sol en montagne : analyse méthodologique

Etant donné que les changements d'occupation et d'usage du sol ont des impacts marqués sur l'environnement et les différents secteurs socio-économiques des territoires, la modélisation de ces transformations est devenue au cours de ces dernières années un enjeu scientifique majeur : elle vise, par exemple, la compréhension des processus qui les régissent ou encore la simulation prédictive ou prospective de ces changements. Les approches de modélisation se retrouvent ainsi aujourd'hui au cœur de disciplines diverses telles que la géographie, l'écologie du paysage, l'agronomie, la biologie, etc. La modélisation prospective est ainsi devenue un outil privilégié afin d'explorer, à l'aide de scénarios prospectifs et de modèles de simulation dynamique et spatialement explicite, une variété de futurs plausibles et cohérents. De nombreux travaux prospectifs se sont développés ces dernières années sous l'impulsion de travaux de recherche mais également par l'émergence d'une réglementation prévoyant une gestion et un aménagement des territoires à moyen / long terme. Ils constituent alors des outils potentiels d'aide à la décision pour les gestionnaires.

Dans ce chapitre, nous faisons un état de l'art des approches de modélisation utilisées au sein des études prospectives des changements d'occupation et d'usage du sol en montagne selon les échelles spatiales d'application. L'objectif est ici de fournir un cadre conceptuel et méthodologique d'une démarche de modélisation prospective en montagne. L'approche adoptée consiste donc à analyser le corpus bibliographique au prisme du type de modèle de simulation utilisé (partie 2.1), de l'approche de construction des scénarios (partie 2.2) et des méthodes de validation des modèles et des scénarios (partie 2.3). Au sein de chaque partie, une synthèse des modèles et méthodes couramment utilisés est préalablement présentée.

2.1 Les modèles de changements d'occupation et d'usage du sol: quelles approches de modélisation pour quelles échelles spatiales ?

Au sein de systèmes complexes, la modélisation prospective de l'occupation et l'usage du sol renvoient généralement à l'utilisation de modèles dynamiques et spatialement explicites permettant *a priori* d'étudier les facteurs à l'origine des changements et de mieux comprendre leur évolution et les conséquences qui en découlent (Corgne 2004). Dans un premier temps, nous présentons les principaux types de modèles couramment utilisés en modélisation des changements d'occupation et d'usage du sol. Dans un second temps, le corpus bibliographique est analysé afin de comparer les approches de modélisation privilégiées en montagne selon les échelles spatiales auxquelles les modèles sont implémentés.

2.1.1 Les modèles dynamiques de changements d'occupation et d'usages du sol

Les modèles dynamiques et spatialement explicites portent une attention particulière à la dimension temporelle d'un système en tenant compte des changements d'occupation et d'usage du sol, de l'irréversibilité des évolutions antérieures et des trajectoires d'évolution prédéterminées (Verburg et al. 2006a). Ces modèles s'insèrent dans une approche systémique, approche privilégiée pour l'étude de systèmes géographiques complexes car tenant compte des interactions entre les phénomènes à différentes échelles temporelles et spatiales. Si les typologies de modèles font l'objet de travaux à part entière (Agarwal et al. 2002; Schaldach & Priess 2008; Haase & Schwarz 2009; Mas et al. 2011; Snow et al. 2014), nous avons choisi de distinguer trois grands types de modèle selon (1) les méthodes utilisées pour gérer les processus spatiaux, (2) la terminologie employée par les auteurs du corpus méthodologique : les automates cellulaires, les systèmes multi-agents et les réseaux neuronaux.

2.1.1.1 Les automates cellulaires

Les automates cellulaires ont été introduits pour la première fois par Ulan et Neumann en 1940 et ont été plus largement médiatisés à travers le « Jeu de la vie » développé par John Conway en 1970. Ils sont aujourd'hui fréquemment utilisés dans des domaines d'application variés tels que la géographie, l'écologie, la physique, etc...

Les automates cellulaires sont des modèles permettant de simuler des comportements simples ou complexes d'un système. Ils se définissent par une grille ou un maillage de cellules à n dimensions auxquelles sont attribués un état discret et fini à un instant t et dont l'évolution dépend de règles de transition communes basées sur l'état à $t-1$ de la cellule concernée et sur celui de ses cellules voisines (Langlois & Reguer 2005; Wolfram 1984; Wu 2002). Les deux notions de voisinage les plus répandues renvoient soit aux huit cellules entourant une cellule centrale, connue sous le nom de voisinage de Moore, ou aux quatre cellules adjacentes définissant le voisinage de Von Neumann (Figure 2.1).

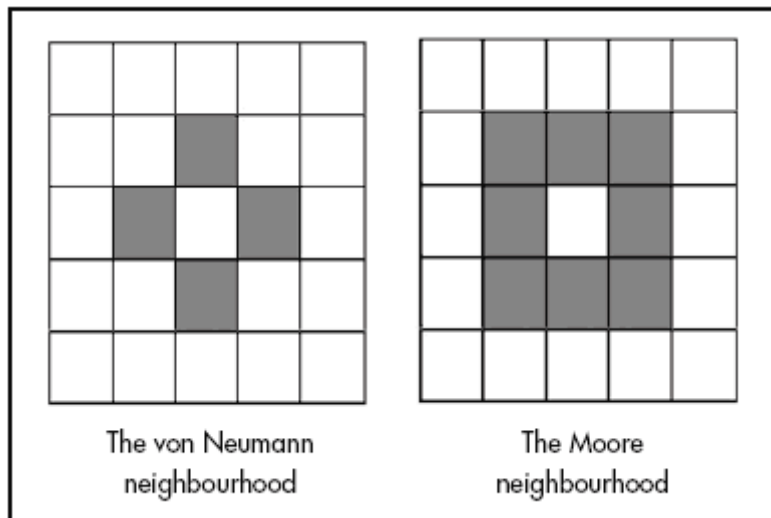


Figure 2.1. Voisinage de von Neumann et de Moore (d'après Hand, 2005)

Les automates cellulaires se basent une approche ascendante, dite *bottom-up*, où les changements modélisés à l'échelle de la cellule entraînent par la suite l'émergence de schémas globaux à l'échelle du système. Ils peuvent ainsi opérer à différentes échelles spatiales et temporelles au sein d'un environnement hétérogène, en prenant en compte des facteurs d'évolution endogènes et exogènes. Dubos-Paillard et al. (2003) utilisent par exemple un automate cellulaire (SpaCelle) afin de retranscrire l'évolution urbaine de la ville de Rouen sur les 50 dernières années en prenant en compte l'évolution propre au système mais également l'influence de facteurs extérieurs. Au sein des travaux de modélisation des dynamiques de croissance urbaine et d'évolution des usages du sol, le modèle SLEUTH est un des plus répandus (Figure 2.2) (Clarke & Gaydos 1998). Il intègre l'état de chaque cellule à différents pas de temps passés et utilise ses connaissances pour « entraîner » un automate cellulaire complexe. Ses applications sont multiples et concernent des domaines variés, depuis l'extension d'infrastructures en Afrique à l'urbanisation de zones défavorables au Brésil.

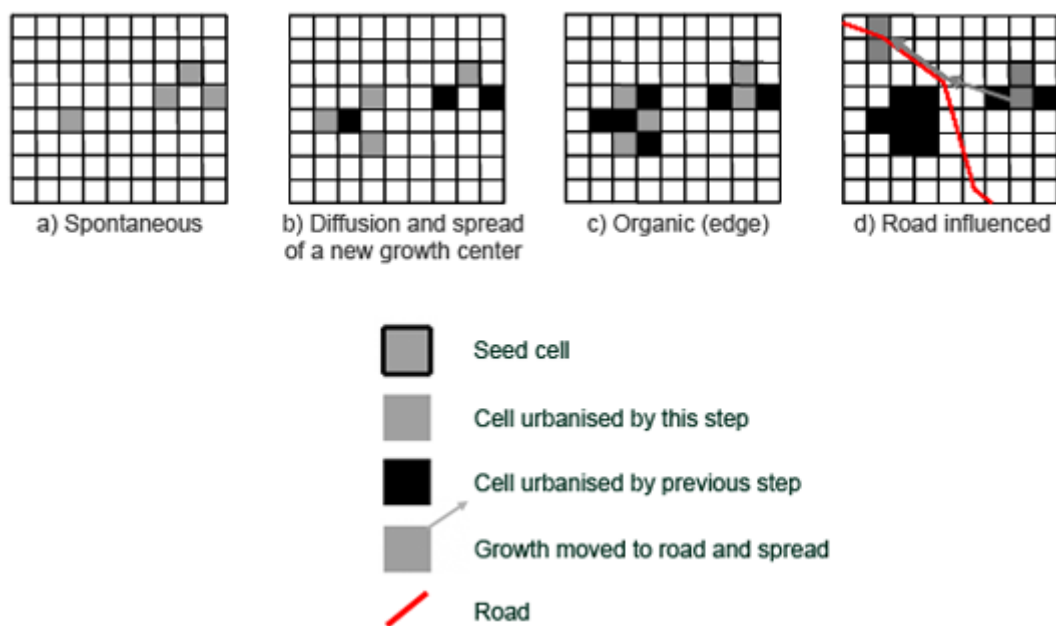


Figure 2.2. Exemple d'automate cellulaire (SLEUTH) et des règles de croissance implémentées (d'après Clarke et al., 1997)

Les facteurs de changements intégrables dans les modèles sont divers et regroupent généralement des variables biogéophysiques, pédologiques, démographiques et climatiques ; des variables économiques, politiques et sociales pouvant être ajoutées dès lors que des informations spatialement explicites sont disponibles (Kok & Winograd 2002). Les règles de transition peuvent également être complétées en associant aux automates cellulaires des méthodes ou des modèles complémentaires, telles que des chaînes de Markov permettant alors d'obtenir des probabilités de transitions entre différents états basées sur l'observation de transitions antérieures (Houet & Hubert-Moy 2006).

La littérature scientifique faisant appel à des automates cellulaires est riche, comme en témoigne la variété d'analyses des travaux dans ce domaine (Balzter 1998; Triantakoustantis & Mountrakis 2012). En outre, les automates cellulaires sont largement utilisés au sein de modèles de simulation tels que CLUE (Verburg et al. 2002), DINAMICA (Soares-Filho & Coutinho Cerqueira 2002), FORE-SCE (Sohl & Sayler 2008). Si les modèles tels que CA-Markov (Maestripiéri 2012) ou encore LCM (Lee et al. 2015; Munsu et al. 2012) ne s'apparentent pas intrinsèquement à des automates cellulaires eu égard à l'algorithme utilisé, fondé sur des filtres spatiaux, ils sont souvent assimilés à ce type de modèle car plus proches de leur philosophie de modélisation, comparativement aux deux autres types de modèles.

2.1.1.2 Les systèmes multi-agents

Ferber (1995) définit un agent comme « une entité autonome, réelle ou abstraite, qui est capable d'agir sur elle-même et son environnement, qui, dans un univers multi-agents, peut communiquer avec d'autres agents, et dont le comportement est la conséquence de ses observations, de ses connaissances et de ses interactions avec les autres agents ». Les modèles multi-agents sont

ainsi composés d'unités autonomes (ou agents) qui échangent des informations avec les autres agents et le territoire dans lequel ils évoluent (Figure 2.3). En appliquant des processus *bottom-up*, ils apportent une meilleure compréhension des systèmes en simulant les actions individuelles d'agents et en analysant le comportement du système résultant des simulations (Parker et al. 2003).

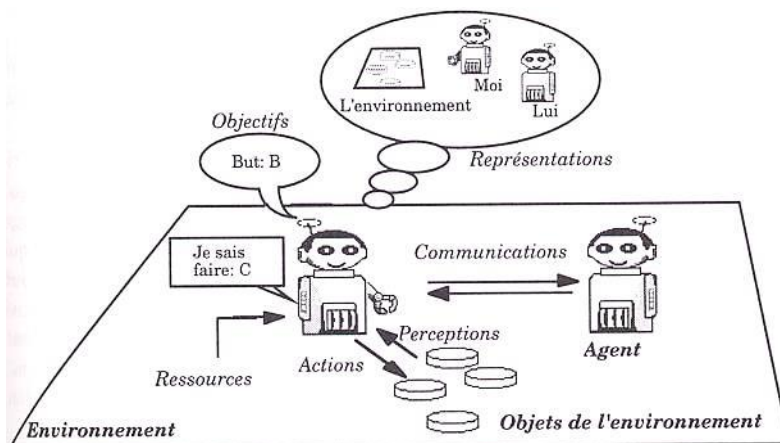


Figure 2.3. Fonctionnement général d'un agent au sein d'un système multi-agent (d'après Ferber, 1995)

Les modèles basés sur les systèmes multi-agents, développés récemment, permettent de simuler les effets de processus variés sur les changements d'occupation et d'usage du sol tout en tenant compte des interactions entre eux. Ils sont ainsi particulièrement adaptés afin de représenter des interactions spatiales complexes au sein de systèmes géographiques complexes et hétérogènes et de modéliser des processus d'évolution autonomes et exogènes.

De nombreux travaux sur l'étude des changements d'occupation et d'usage du sol ont été ainsi menés dans des domaines variés tels que le suivi du développement des fermes en Amazonie (Deadman et al. 2004) ou l'impact des politiques publiques sur les communautés de fermiers au Vietnam (Castella et al. 2005). Matthews et al. (2007) proposent une analyse détaillée des différents domaines d'application des modèles multi-agents pour le suivi de l'occupation et l'usage du sol.

Les modèles multi-agents sont donc des outils privilégiés afin de tester l'influence d'orientations de gestion contrastées et les effets de prise de décisions spécifiques. En d'autres termes, ils permettent de mieux prendre en compte les usages et changements d'usages du sol dans ce type de modélisation. La force, et la limite, de ce type de modèles est qu'ils se concentrent en général sur les comportements humains et sont donc globalement utilisés dans des situations présentant une forte composante humaine et/ou sociale. En tant qu'unité élémentaire du système en tant qu'acteur, un modèle multi-agents ne permet pas de bien prendre en compte les dynamiques spatiales inhérentes au système s'il n'est pas couplé à un automate cellulaire.

2.1.1.3 Les réseaux neuronaux artificiels

Les réseaux neuronaux artificiels s'inspirent de l'architecture du cerveau humain. Leur fonctionnement fait appel à des « neurones » (Figure 2.4-a) interconnectés entre eux par des synapses

(Figure 2.4-c), à l'instar du réseau neuronal biologique. Ainsi, un réseau neuronal artificiel est constitué de neurones artificiels (Figure 2.4-b) liés par des fonctions de seuil d'activation au niveau des synapses qui contrôlent la propagation des signaux vers le niveau suivant (Figure 2.4-d). Le poids des interconnexions entre chaque neurone régule le comportement dynamique des réseaux neuronaux (Le Page 2002).

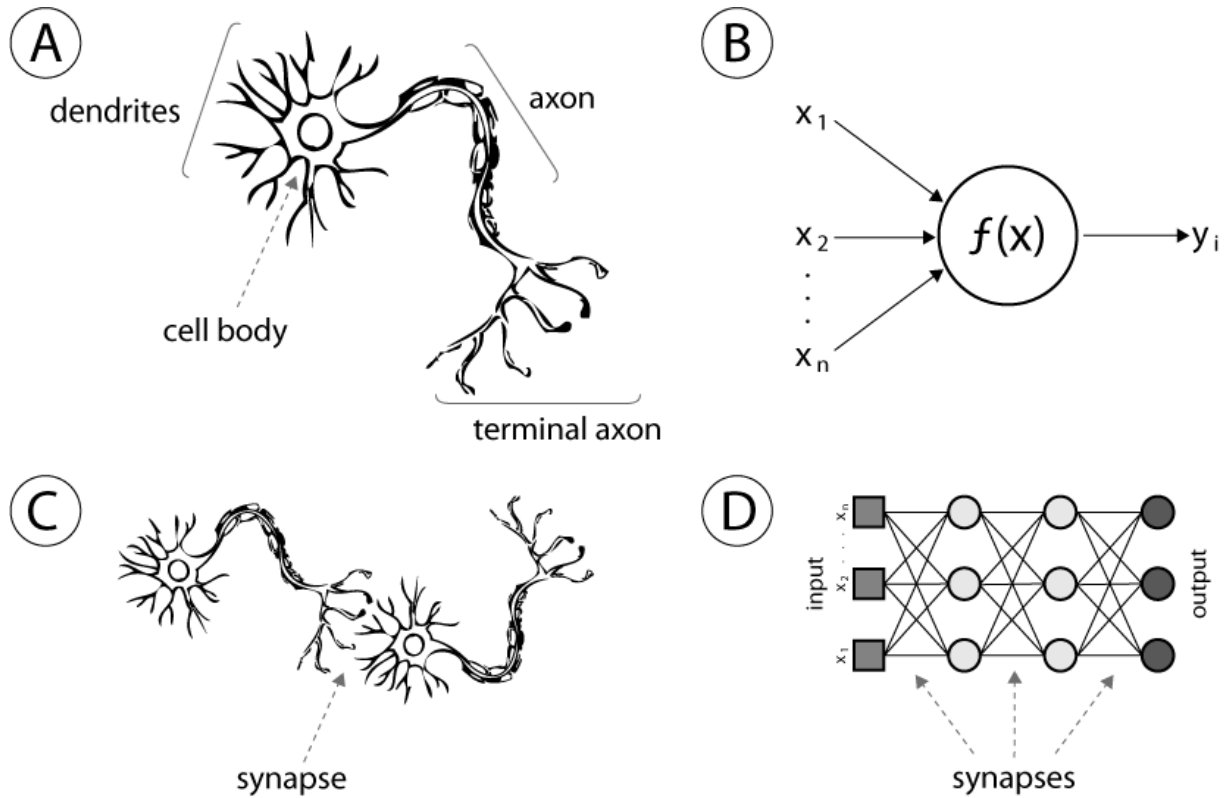


Figure 2.4. Représentations (a) d'un neurone biologique, (b) d'un neurone artificielle, (c) d'une synapse biologique et (d) d'un réseau neuronal artificiel (d'après Maltarollo et al., 2013)

Les différences entre les réseaux de neurones résident dans leur logique de fonctionnement liée à leur architecture, c'est-à-dire aux schémas de connexion entre neurones, qui guide la propagation de l'information entre la couche d'entrée et la couche de sortie. On peut ainsi distinguer les réseaux neuronaux artificiels composés de connexions unidirectionnelles (*feed-forward networks*) ou bidirectionnelles (*feedback networks*) (Figure 2.5).

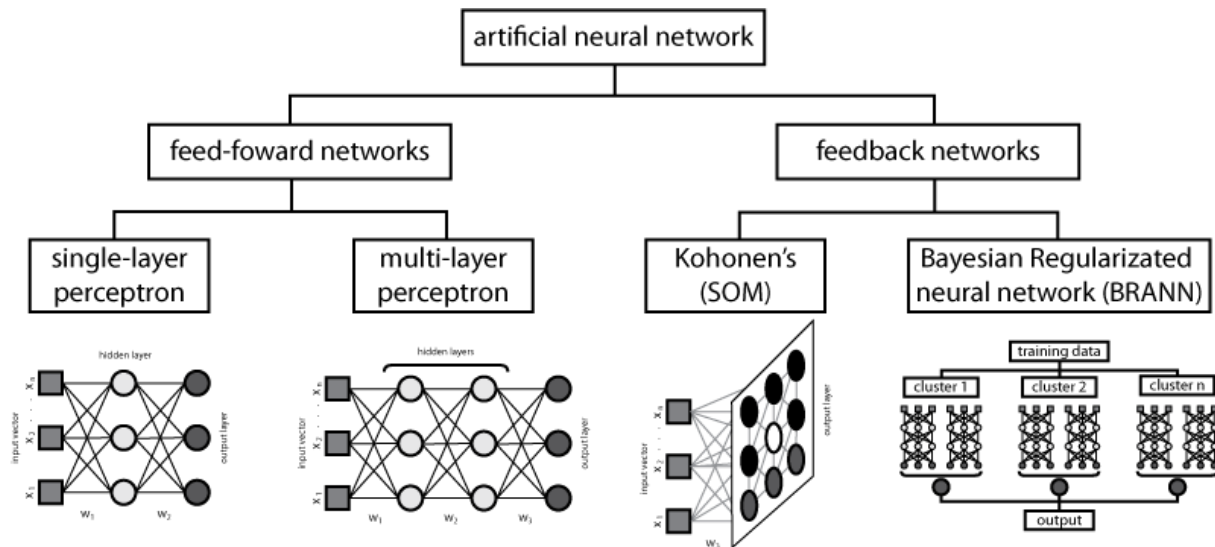


Figure 2.5. Exemples d'architecture des réseaux neuronaux artificiels les plus répandues (d'après Matarollo et al., 2013)

Dans le premier cas, les connexions entre chaque niveau de neurones s'effectuent en sens unique et le signal se propage directement de l'entrée vers la sortie. C'est le cas des perceptrons multicouches dont l'algorithme est le plus employé pour l'étude des changements d'occupation et d'usage du sol (Mas & Puig 2004; Paegelow & Olmedo 2005). Dans le second cas, les connexions sont propagées et rétro-propagées entre les couches offrant ainsi des boucles de rétroaction permettant au signal d'être renvoyé vers la couche émettrice afin de compiler des connaissances réutilisables par la suite (Matarollo et al. 2013). Les algorithmes basés sur des réseaux auto-organisant (*Self Organizing Map*), tels que le réseau de Kohonen, sont couramment employés pour la modélisation des changements d'occupation et d'usage du sol mais leurs capacités d'auto-apprentissage les ont rendus populaire dans de très nombreux domaines d'application (Figure 2.5). Dans ce type d'architecture, « les neurones de la couche de sortie possèdent des connexions avec les neurones voisins de façon à tenir compte de l'organisation spatiale pour améliorer la classification d'une image par exemple. Le poids des connexions d'un neurone est déterminé par les valeurs présentes en entrée, mais est pondéré par la prise en compte des valeurs des pixels voisins, c'est à dire par l'intégration de l'environnement ou voisinage de la cible » (Herauld & Juttern 1994).

2.1.1.4 Le fonctionnement « type » d'un modèle de simulation des changements d'occupation et d'usage du sol

Le fonctionnement des modèles de simulation des changements d'occupation et d'usage du sol repose sur un fonctionnement commun à tous les types de modèle (Mas et al. 2011; Mas et al. 2014a) : le calcul des quantités de changements et leur allocation spatiale (Figure 2.6). Les méthodes de calcul des quantités de changement sont variées. Elles peuvent provenir soit d'un apprentissage sur le passé (chaines de Markov, etc.), soit de sources externes issues d'approches empirique ou à dires d'experts, d'outils informatiques (Matlab, Excel, etc...) ou de modèles spécifiques (modèles macro-économiques, modèles climatiques, modèles de croissance de population, etc...). Afin d'allouer les quantités de changement calculées, les modèles nécessitent également des informations spatialisées,

souvent produites sous la forme de carte de probabilité, indiquant pour chaque cellule sa probabilité de passer d'un état vers un autre. Là encore, de nombreuses méthodes existent (méthode des poids d'évidence, évaluation multicritères, régression logistique, etc.), dont une liste non exhaustive est présentée en Annexe 3.

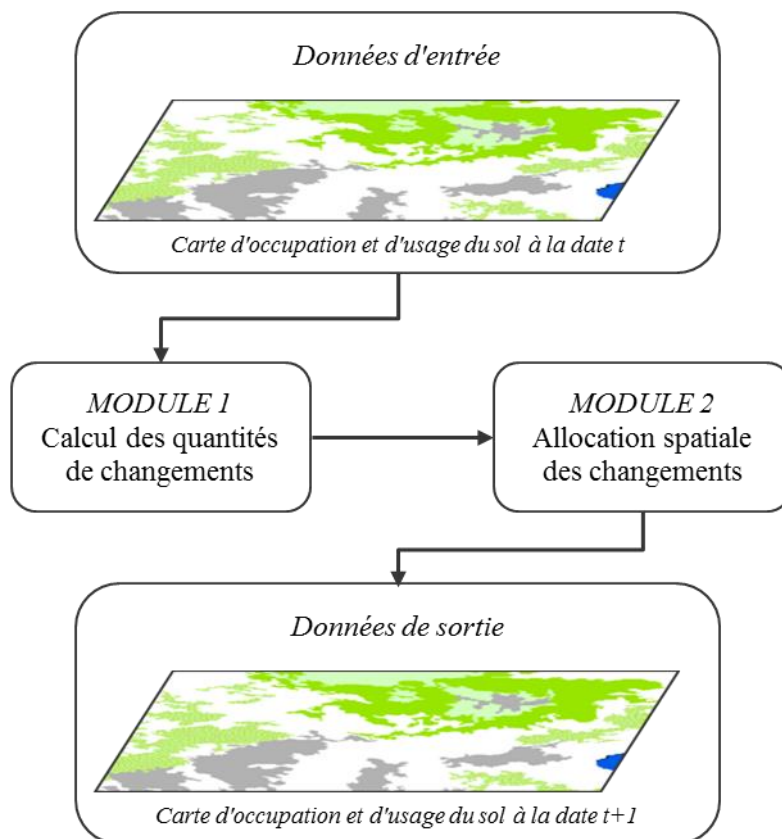


Figure 2.6. Fonctionnement type d'un modèle de simulation des changements d'occupation et d'usage du sol

Selon leur règle de spatialisation des changements, deux types de modèle de simulation peuvent être distingués : les modèles *process-based* versus *pattern-based* (Houet et al. 2014). Les modèles *pattern-based* cherchent à reproduire des patrons paysagers (fragmentation des habitats, homogénéisation de l'occupation du sol, etc...) issus de dynamiques spatiales passées en prenant en compte des dynamiques « naturelles » d'évolution (Houet 2015; Fortin et al. 2003). Ils utilisent des variables (géographiques, socio-économiques, etc.) afin de localiser les espaces où les changements sont les plus probables de subvenir, sur la base d'un apprentissage sur le passé. Les réseaux neuronaux artificiels présentent dans le cas présent une réelle plus-value car ils permettent d'estimer des non linéarités dans le poids de facteurs explicatifs de la localisation des changements contrairement à des méthodes statistiques plus conventionnelles telles que les régressions multiples. Les automates cellulaires interviennent également ici pour privilégier, selon le voisinage considéré, un type de changement plutôt qu'un autre dès lors qu'un « conflit » existe, par exemple lorsqu'il y a une même probabilité de changement vers deux types d'occupation ou d'usage du sol différents. Les modèles *process-based* cherchent à identifier des phénomènes émergents à travers la simulation des interactions et rétroactions de processus variés (modèles de dispersion d'espèces, de croissance, etc...)

(Dearing et al. 2010). Ils simulent des processus (règles conditionnelles, plus ou moins aléatoires) dont les paramètres sont généralement issus de mesures *in situ* ou observées et calibrées. Les modèles de type multi-agents ou les automates cellulaires sont particulièrement utilisés car ils permettent d'intégrer à la fois des dynamiques sociales et physiques. Il arrive également que ces deux approches soient couplées au sein de modèles où des règles conditionnelles d'allocation spatiale sont associées à des approches à dominante *pattern-based*. C'est notamment le cas de modèles comme CLUE (Verburg et al. 2002), DINAMICA (Soares-Filho & Coutinho Cerqueira 2002).

2.1.2 Quels modèles de simulation prospectives, pour quelles échelles spatiales ?

2.1.2.1 Méthode d'analyse du corpus bibliographique

De nombreuses analyses comparatives de modèles de simulation existent dans la littérature. Agarwal et al. (2002) et Schaldach & Priess (2008) proposent une évaluation assez large de différents modèles pouvant traiter les changements d'occupation et d'usages du sol dans des domaines variés (agriculture, sylviculture, urbanisation, etc.). Mas et al. (2014) se focalisent sur l'analyse détaillée de quatre modèles largement utilisés dans le domaine des changements d'occupation et d'usages du sol tandis que d'autres ont une entrée plus thématique : Snow et al. (2014) traitent des apports et des limites de différentes plateformes de modélisation pour l'analyse des systèmes agro-pastoraux ; Haase & Schwarz (2009) se focalisent sur les paysages urbains.

Dans le cadre de notre analyse, nous reprenons le corpus d'articles scientifiques présentés dans la Partie I suivant une entrée méthodologique. Une attention particulière a été portée à différents aspects de la modélisation à savoir : les types de modèles utilisés, leur approche de modélisation (mono-scalaire vs. multi-scalaire et *process-based* vs. *pattern-based*), les méthodes de calcul des quantités de changements et d'allocation spatiale, la résolution spatiale (échelle spatiale d'application), le recul temporel (date la plus ancienne des données utilisées pour la calibration du modèle), l'horizon temporel (durée de la simulation), les méthodes de calibration et de validation des modèles et d'identification des facteurs explicatifs. La typologie des modèles reprend les trois types de modèles dynamiques décrit dans la partie précédente, à savoir les automates cellulaires, les systèmes multi-agents et les réseaux neuronaux artificiels. Nous sommes conscients de l'aspect potentiellement restrictif d'une telle typologie, certains modèles ne pouvant être totalement définis comme appartenant à une seule catégorie. L'identification des différentes méthodes de calcul des quantités de changements et d'allocation spatiale des changements permet en ce sens d'affiner cette classification et d'apporter des précisions quant aux processus de modélisation sous-jacents. Un résumé des caractéristiques des articles analysés est présenté dans la Figure 2.7.

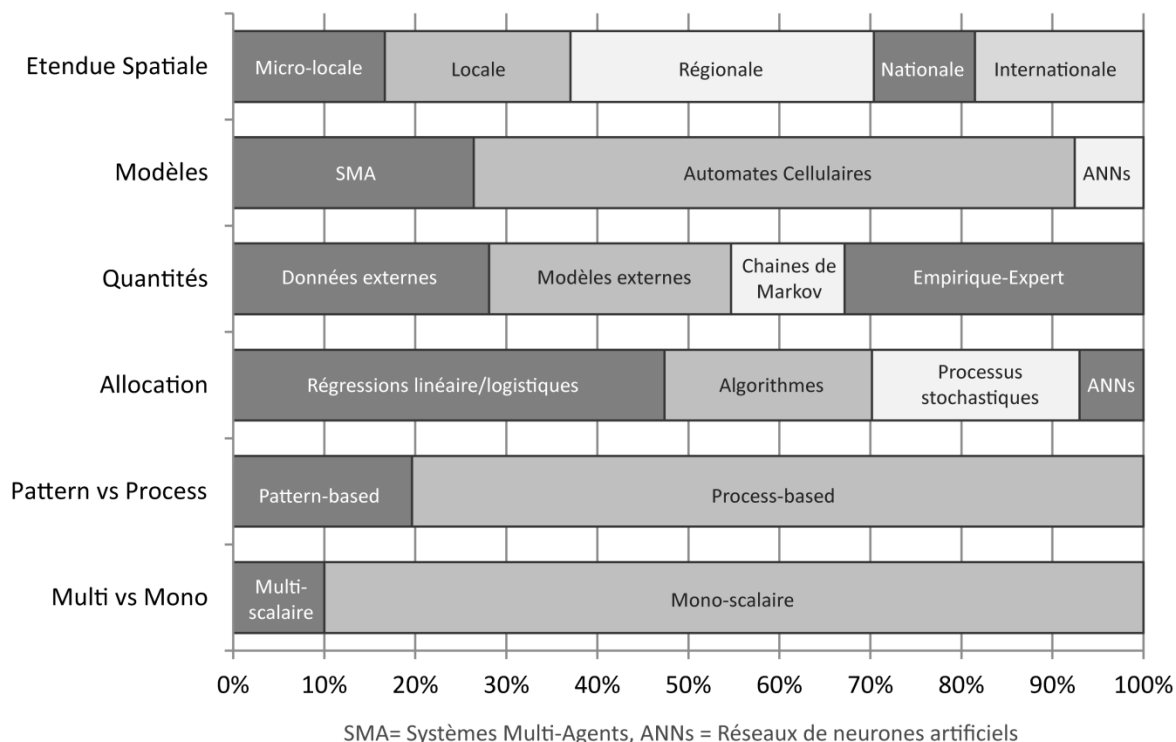


Figure 2.7. Caractéristique des articles scientifiques analysés(% sur un total de 51 articles)

2.1.2.2 Quels types de modèles, pour quelles échelles spatiales ?

Le choix d'un modèle de simulation dépend principalement de l'étendue spatiale de la zone d'étude mais également de la problématique étudiée, des objectifs visés, de son aptitude à simuler des processus ou des schémas spatiaux particuliers (*process-based* ou *pattern-based*) et à intégrer les interactions entre les ressources et les acteurs (Houet 2015). Il doit ainsi être apte à retranscrire la complexité d'un système en prenant en compte ses dimensions spatiale (résolution et étendue spatiale), temporelle (résolution temporelle, horizon temporel) et anthropique (interactions humaines, pratiques et activités anthropiques, comportements individuels) (Agarwal et al. 2002).

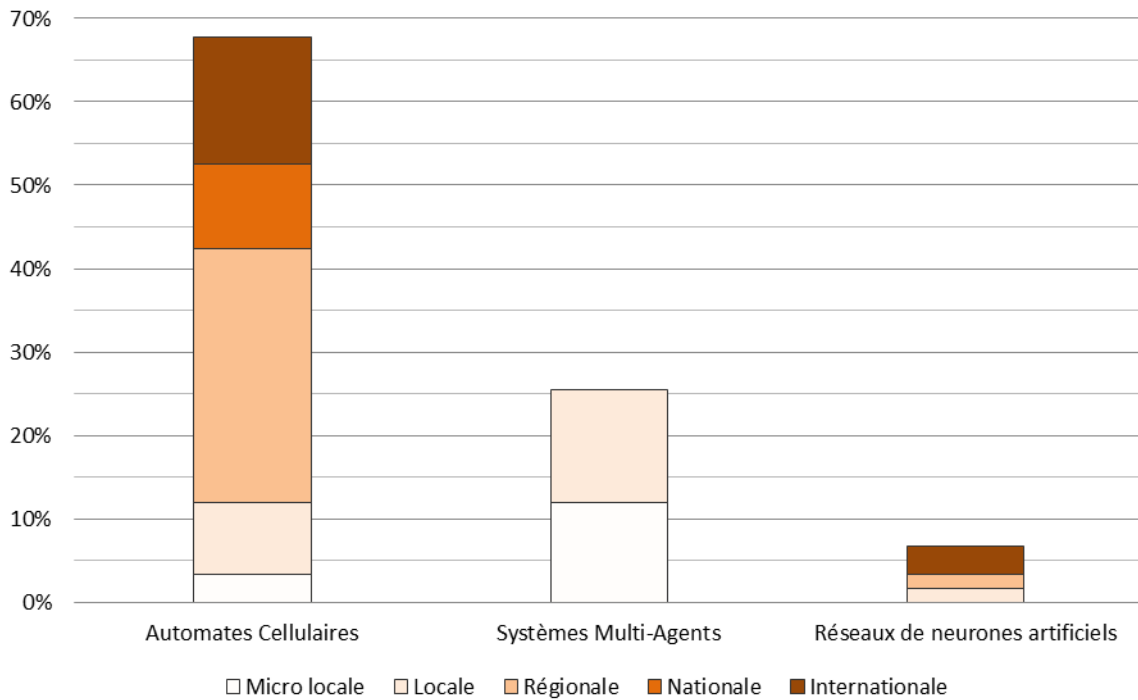


Figure 2.8. Types de modèles privilégiés selon l'échelle spatiale considérée

L'utilisation des automates cellulaires pour la modélisation des changements d'occupation et d'usage du sol se retrouve à toutes les échelles spatiales, ces modèles étant conçus pour reproduire une grande majorité des configurations spatiales ou temporelles existantes (Clarke & Gaydos 1998). Parmi les études en montagne, ils sont majoritairement utilisés aux échelles spatiales larges (56% d'entre eux sont appliqués aux échelles, régionales, nationales et internationales, Figure 2.8). Les automates cellulaires nécessitent d'avoir recours à un module, interne ou externe, permettant de gérer les quantités de changement que le modèle doit allouer. Ces quantités sont généralement renseignées sous forme de matrices indiquant les transitions possibles entre chaque état, leur probabilité et leur ampleur. Des chaînes de Markov sont souvent implémentées au sein même des modèles afin de quantifier les changements d'occupation et d'usage du sol (Forget 2014; Lee et al. 2015; Maestriperi 2012; Muni et al. 2012; Santini & Valentini 2010; Paegelow & Olmedo 2005) mais restent minoritaires (16% au total) (Figure 2.9-a). Certains automates cellulaires, tels que CLUE ou FORE-SCE, offrent la possibilité d'importer des matrices de transition calculées en parallèle à l'aide d'approches empirique ou à dire d'experts (Bone et al. 2007; Ni 2000; Swenson & Franklin 2000; Williamson et al. 2014; Yang et al. 2014; Viaggi et al. 2013), d'outils informatiques (Castella et al. 2007; Kok et al. 2001; Sleeter et al. 2012) ou de modèle spécifiques (Price et al. 2015; Reidsma et al. 2006; Verburg et al. 2006b), ces deux dernières méthodes étant privilégiées (31% et 33% respectivement). Les approches de modélisation utilisant des chaînes de Markov, même si elles demeurent fiables et éprouvées, sont souvent limitées par leurs méthodes de calcul fortement dépendantes des changements passés qui tendent à réaliser des projections essentiellement tendancielle. *A contrario*, les automates cellulaires, permettant d'intégrer des matrices issues de données ou de modèles externes, sont plus aptes à simuler

des dynamiques d'évolution contrastées. En isolant les processus de calcul des matrices, ils permettent ainsi de modifier les quantités de changement à chaque pas de temps via leur importation depuis une plateforme externe, et donc d'accélérer ou ralentir des processus spécifiques (dynamiques de reforestation exponentielle, plantation d'essences forestières suivie de coupe rase, etc...).

Plusieurs méthodes sont utilisées dans la littérature afin de permettre aux automates cellulaires d'allouer les quantités de changements calculées (Figure 2.9-a). Les techniques de régression (linéaires, logistiques ou multivariées), robustes et fiables, sont les plus répandues pour estimer l'importance qualitative et quantitative de facteurs continus ou discrets (Klein et al. 2015; Mitchley & Price 2006; Munsu et al. 2012; Sleeter et al. 2012; Verburg et al. 2006b). Des techniques basées sur des algorithmes génétiques ou bayésiens, tels que la méthode des poids d'évidence (Forget 2014; Swenson & Franklin 2000), l'entropie maximale (Schroth et al. 2014; Bambach et al. 2013) ou encore les fonctions allométriques (Bone et al. 2007) peuvent également être utilisées pour calculer les relations empiriques entre des variables spatiales et des changements d'occupation et d'usage du sol (Bonham Carter 1994). Des méthodes d'évaluations multicritères sont également implémentées au sein même de la structure de certains automates cellulaires tels que CA_Markov (Maestripiéri 2012; Paegelow & Olmedo 2005). Le recours à des réseaux neuronaux est plus rare. Une des méthodes les plus employées pour l'étude des dynamiques d'occupation et d'usage du sol sont les perceptrons multicouches intégrés dans plusieurs outils de modélisation tel que Land Change Modeler (LCM) (Munsu et al. 2012). Les réseaux neuronaux peuvent également être couplés avec des méthodes complémentaires telles que des régressions logistiques (Lee et al. 2015). Ils font partie, tout comme les algorithmes génétiques, des méthodes relevant de l'intelligence artificielle par auto-apprentissage souvent assimilées à des approches de modélisation ne nécessitant pas un fort degré d'expertise (Mas et al. 2011) et donc globalement plus utilisés à des échelles spatiales larges.

Aux échelles spatiales fines (locales et micro-locales), les approches de simulations font exclusivement appel aux modèles multi-agents car ils se présentent comme plus adaptés à la modélisation de dynamiques environnementales liées à des processus individuels (Figure 2.8). Les quantités de changement sont essentiellement renseignées par l'utilisateur et proviennent donc de sources externes (Figure 2.9-b). Le recours à des modèles externes de type modèles macro-économiques ou climatiques est rare (Manfredi et al. 2010) car plutôt conçus pour simuler des dynamiques socio-économiques et environnementales à des échelles spatiales généralement larges. Les outils informatiques restent également minoritaires (Anselme et al. 2010; Marohn et al. 2013; Simon 2004), les modèles à base d'agents s'insérant généralement dans des démarches de modélisation participative faisant appel à des connaissances expertes. De fait, la majorité des changements d'occupation et d'usage du sol sont calculées à partir d'approches empiriques développées au cours d'ateliers participatifs (Boissau et al. 2004; Lippe et al. 2011), d'enquêtes de terrain (Bourgoin & Castella 2011; Salerno et al. 2010) ou d'analyses expertes (Peringer et al. 2013; Prévosto et al. 2003; Wallentin et al. 2008).

De manière générale les quantités de changements et les processus d'évolution identifiés sont implémentés au sein d'une plate-forme de modélisation ; l'allocation spatiale des changements étant alors gérée par des processus stochastiques (

Figure 2.9-b), particulièrement adaptés pour la modélisation de systèmes complexes montagnards à travers des approches probabilistes (Anselme et al. 2010; Gillet & Peringer 2012; Wallentin et al. 2008; Peringer et al. 2013; Prévosto et al. 2003). Le recours à des algorithmes génétiques ou bayésiens est anecdotique (Marohn et al. 2013) et les approches empiriques et expertes se présentent comme une alternative possible aux démarches probabilistes. Ainsi, certaines approches de modélisation multi-agents choisissent de représenter spatialement le système sous la forme de plateaux de jeu, laissant libre court aux acteurs locaux de simuler les changements manuellement (Boissau et al. 2004; Bourgoïn & Castella 2011).

Les réseaux neuronaux, parce qu'ils sont basés sur des méthodes d'auto-apprentissage, ne nécessitent peu ou prou de connaissances *a priori* sur la distribution statistique des données (Houet 2006) et donc une compréhension experte et détaillée du système. Ils sont de fait globalement plus utilisés à des échelles spatiales larges (Figure 2.8). D'une manière générale, les méthodes employées par les réseaux neuronaux pour la quantification des changements est similaire à celles des automates cellulaires (Figure 2.9-c) et renvoient à l'utilisation de chaînes de Markov (Bambach et al. 2013), de matrices externes ou de modèles externes (Harrison et al. 2006; Schroth et al. 2014). Parmi les études recensées, une majorité d'entre elles utilisent des algorithmes génétiques ou bayésiens (Bambach et al. 2013; Schroth et al. 2014; Harrison et al. 2006) ainsi que des approches par régressions linéaires pour calculer des cartes de probabilité de changement facilitant l'allocation spatiales des quantités de changement d'occupation et d'usage du sol. Mais, bien que les réseaux neuronaux artificiels présentent des capacités de modélisation parfois supérieures aux automates cellulaires et aux systèmes multi-agents (Triantakou & Mountrakis 2012), ils sont peu représentés au sein des travaux de modélisation prospective en montagne.

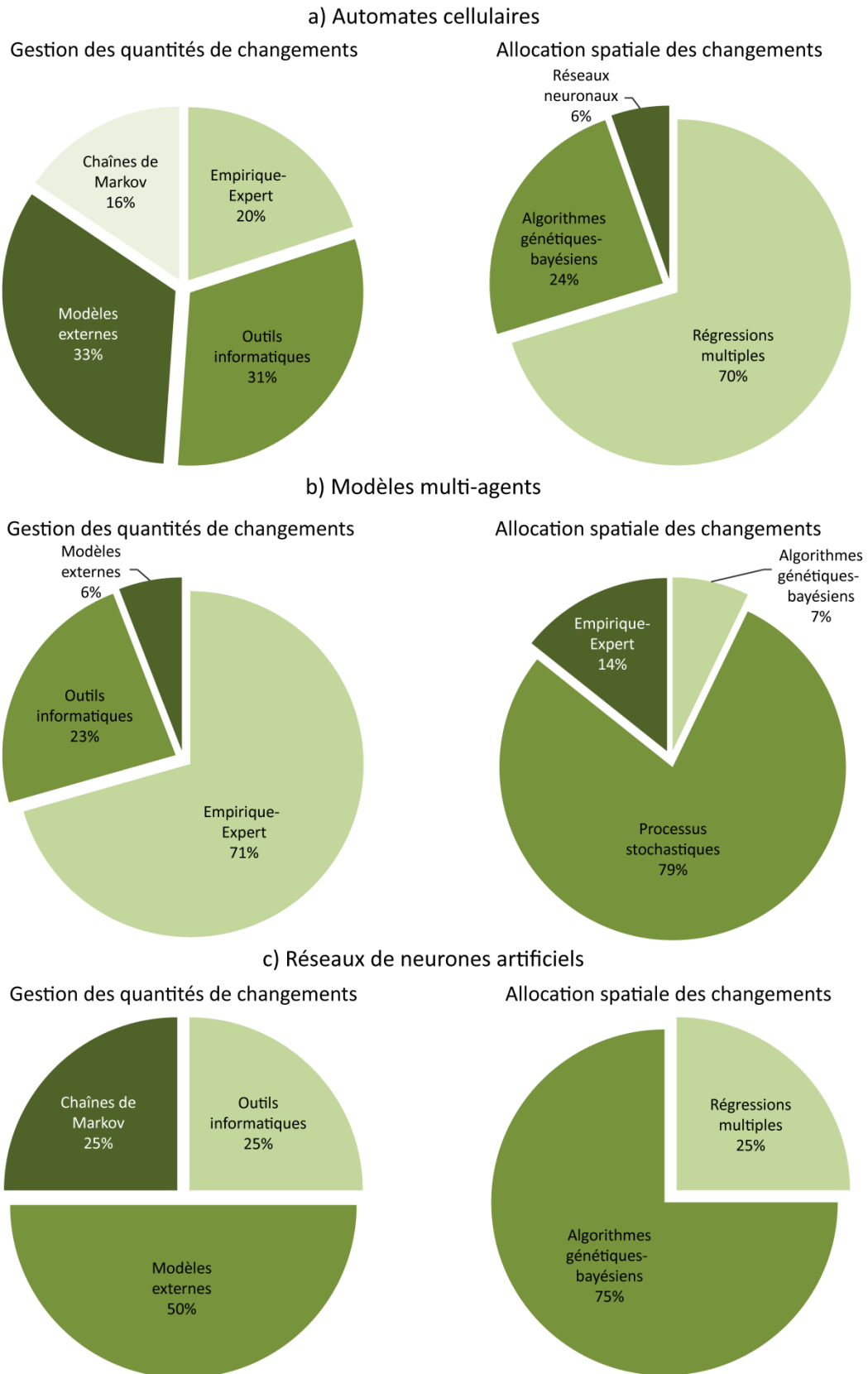
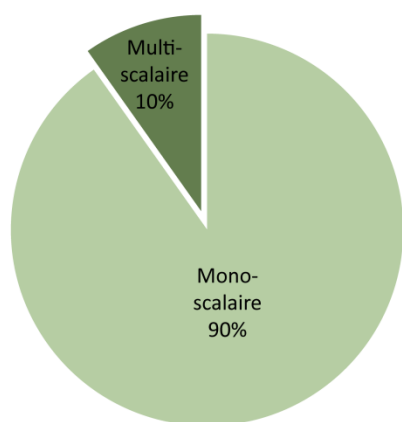


Figure 2.9. Méthodes de calcul des quantités de changements et de leur allocation spatiale privilégiées des (a) automates cellulaires, (b) modèles multi-agents et (c) réseaux neuronaux artificiels

Afin de simuler l'évolution de l'occupation et l'usage du sol, les modèles peuvent être combinés à d'autres types de modèles et d'approches permettant d'inclure la dimension spatiale au sein des chaînes d'analyse, l'idée d'une approche « taille unique » ('one size fits all') n'étant pas toujours la plus appropriée pour traiter les dynamiques de systèmes complexes (Munroe & Müller 2006). Les travaux de Castella et al. (2007) illustrent ce parti pris. L'utilisation de modèles différents mais complémentaires permettant d'évaluer leur utilité individuelle et la valeur ajoutée d'une utilisation combinée. Ils confirment l'hypothèse selon laquelle l'utilisation d'un seul modèle ne peut permettre de retranscrire la complexité des dynamiques d'occupation et d'usage du sol. Ils mettent l'accent sur le bien-fondé d'approches complémentaires se focalisant sur l'intégration de différents modèles plutôt que sur le développement de modèles individuels (Verburg et al. 2006b). Ainsi, lorsqu'il s'agit de reproduire une variété de processus et de schémas d'évolution modélisables à des échelles spatiales spécifiques, les approches multi-scalaires se présentent comme des solutions particulièrement adaptées (Castella et al. 2007). Toutefois, elles restent minoritaires pour la modélisation des changements d'occupation et d'usage du sol en montagne (Figure 2.10-a). De plus, aux échelles spatiales larges les modèles sont plus généralement orientés vers des approches *pattern-based* tandis que les approches de modélisation *process-based* se retrouvent généralement à des échelles spatiales plus fines (Figure 2.10-b).

a) Approches mono-scalaires vs. multi-scalaires



b) Approches process-based vs. pattern-based selon les échelles d'application

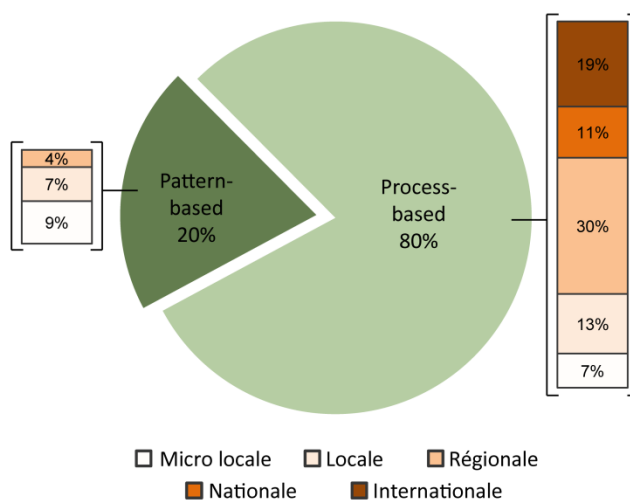


Figure 2.10. Comparaison de la représentativité des approches (a) mono-scalaire versus multi-scalaire et (b) process-based versus pattern-based au sein des études prospectives analysées

2.2 La construction des scénarios en prospective : quelles approches pour quelles échelles spatiales ?

Un grand nombre d'études en prospective ont adopté une approche de modélisation fondée sur l'usage de scénarios. Bien que les scénarios se distinguent entre eux par leur approche de construction ainsi que par leur échelle d'application, ils s'appuient tous sur une méta-méthode définie par (Godet 1992) comme la « méthode des scénarios » qui est présentée dans un premier temps. Nous présentons dans un second temps une typologie des différents types de scénarios existants. Enfin, nous procédons à une analyse comparative du corpus bibliographique afin de définir des approches méthodologiques de construction des scénarios communément utilisées en montagne.

2.2.1 « La méthode des scénarios » : vers l'infini et au-delà

La méthode de construction des scénarios de Godet (1992) et présentée par Hatem (1993) se décline en deux phases : la création de la « base » et la construction des scénarios.

2.2.1.1 L'élaboration de la « base » du système

La construction de la « base » consiste à comprendre le fonctionnement du système en identifiant les dynamiques de changements passés, sa situation à un instant t et les variables clefs des processus d'évolution (Houet 2006). La définition du système consiste dans un premier temps à identifier les variables (économiques, technologiques, démographiques, politiques ou sociales) qui le caractérisent. La dynamique du système est ensuite déterminée à travers une analyse rétrospective afin d'identifier les schémas d'évolution passés et de mettre en évidence les interactions entre les acteurs et les variables pertinentes susceptibles d'influer sur les changements futurs avec plus ou moins d'incertitude.

En partant du postulat qu'aucun modèle n'est pour l'instant capable de prendre en compte à la fois les facteurs d'évolution locaux et ceux opérant à des échelles englobantes, certaines approches privilégient à ce stade une approche dite « intégrée » que Kok et al. (2007) définissent comme « un processus structuré permettant de traiter des problèmes complexes en utilisant des connaissances issues de diverses disciplines scientifiques et/ou d'acteurs locaux, de telle sorte que ces connaissances soient mises à disposition des décisionnaires ». L'approche intégrée part du principe que les processus d'évolution ont un sens selon l'échelle spatiale envisagée et prend ainsi en compte l'interdépendance des échelles lors de la quantification des relations entre le système et les variables qui lui sont associés. Elle se base sur l'importance de la prise en compte des réalités du terrain et des questionnements des acteurs locaux pour la construction et la reconstruction de modèles comparables à un véritable « système à base de connaissance ».

2.2.1.2 Construction des scénarios prospectifs

Pour qu'ils puissent s'inscrire dans une démarche de prospective, les scénarios doivent répondre à plusieurs critères. Selon Godet (1992), ces principes fondamentaux sont la vraisemblance, la transparence, la cohérence et la pertinence. Rotmans et al. (2000) mettent l'accent sur ces deux derniers aspects, qu'ils présentent comme majeurs dans la création des scénarios. Alcamo et al. (2006)

soulignent également l'importance de la crédibilité, de la légitimité et de la créativité des scénarios. Ils définissent les scénarios comme des séquences d'événements hypothétiques, construites dans le but d'attirer l'attention sur les effets possibles de processus d'évolution et les conséquences possibles de certaines décisions. En pratique toutefois, les scénarios sont désignés comme des descriptions de représentations alternatives et dynamiques du futur créées à partir d'images mentales ou de modèles reflétant différentes perspectives quant aux évolutions passées, présentes et futures.

La construction des scénarios dépend alors des hypothèses choisies quant aux évolutions possibles du système, selon différents degrés d'incertitude. Cette « dimension d'incertitude » est définie par Hatem (1993) comme « une incertitude considérée comme décisive pour l'avenir du système, et dont les réalisations possibles seront utilisées comme hypothèses de base pour la construction des scénarios » (par exemple les réformes de la PAC, l'augmentation des prix du pétrole, etc.). Chaque événement va constituer la trame d'un scénario du présent vers le futur, à un horizon temporel défini. Le passage des hypothèses aux projections peut ensuite s'effectuer selon une approche qualitative ou quantitative. Les scénarios qualitatifs, ou récits, permettent de représenter simultanément les causes et effets des variables d'un système tout en restant lisibles et compréhensibles (Poux 2003). Ils présentent cependant des lacunes en termes de représentations spatiales. Les scénarios quantitatifs, ou modèles, sont créés à partir de modèles informatiques. Plus explicite qu'un récit, les modèles permettent de quantifier et/ou de spatialiser clairement les facteurs d'évolution en leur donnant une validité scientifique (Houet et al. 2008).

Les approches traditionnelles de construction des scénarios sont généralement basées sur des approches empiriques à dire d'expert. Des approches similaires, incluant une dimension participative, se sont également développées afin de mieux prendre en compte la dimension multi-scalaire. Ces approches participatives se présentent comme un moyen d'améliorer (1) la cohérence, en incluant toutes les interactions entre les différents processus et toutes les dimensions pertinentes quant au sujet de recherche et (2) la pertinence des scénarios, en s'assurant que les hypothèses émises lors de l'élaboration des scénarios soient vérifiées à différentes échelles et pour des thèmes d'étude variés, notamment à des échelles spatiales fines. Elles renvoient à des méthodes où les acteurs locaux non-initiés jouent un rôle actif dans l'élaboration des scénarios, les distinguant ainsi des scénarios dits experts développés par des techniciens et scientifiques. Les scénarios sont alors créés de manière itérative, évoluant progressivement grâce à l'amélioration des connaissances (D'Aquino et al. 2012), avec un double objectif : produire des connaissances sur des systèmes complexes et accompagner des processus collectifs de décision (Antona et al. 2005). Ainsi, les méthodes participatives sont souvent préconisées car elles permettent d'impliquer différents groupes d'experts et d'acteurs locaux, apportant différents types de savoirs et d'expertises permettant de développer des scénarios plus riches (Rotmans et al. 2000).

2.2.2 Typologie des scénarios

Nous distinguons ici deux grands types de scénarios : les scénarios « exploratoires » / « normatifs » et les scénarios « exploratoires » / « contrastés » très largement répandus au sein des travaux de prospective spatialisée. D'autres typologies existent mais ne sont exposées ici (Hatem 1993; Poux 2003).

2.2.2.1 Les scénarios « exploratoires » *versus* « normatifs »

Les scénarios exploratoires et normatifs, aussi appelés *forecasting* et *backcasting*, suivent une approche de construction opposée et se distinguent par leur direction temporelle. Les scénarios exploratoires partent d'une situation connue, initiale, pour explorer progressivement le futur. Ils illustrent les tendances les plus vraisemblables en mettant en avant la complexité des facteurs de changement. Ils sont pertinents dès lors qu'on cherche à mettre en avant des tendances d'évolution où les facteurs d'évolution se basent sur l'observation de tendances générales ou des stratégies d'aménagement prédéfinies (Houet et al. 2010a). A l'opposé, les scénarios normatifs partent d'une norme de désirabilité (optimiste, pessimiste ou neutre) et remontent du futur jusqu'au présent. Le cheminement est alors construit de façon rétrospective par des analyses diachroniques. Ils éclairent davantage les risques de ruptures et les moyens à mettre en œuvre pour parvenir à des objectifs prédéfinis (Hatem 1993).

2.2.2.2 Les scénarios « tendanciels » *versus* « contrastés »

Les scénarios tendanciels, ou « au fil de l'eau », sont un prolongement des tendances actuelles, de manière linéaire et sans ruptures (Poux 2003). Ils supposent une continuité des tendances basée sur des facteurs de changements déjà identifiés. Les scénarios contrastés décrivent quant à eux des situations extrêmes avec des hypothèses de ruptures plus ou moins probables mais présentant des impacts importants sur les changements futurs.

2.2.3 Quelles approches prospectives, pour quelles échelles spatiales ?

2.2.3.1 Méthode d'analyse du corpus bibliographique

Toujours selon une analyse centrée sur les échelles spatiales, nous présentons successivement (1) les approches de construction des scénarios prospectifs, (2) les méthodes d'identification des facteurs de changements et (3) les types de scénarios privilégiés au sein des travaux prospectifs en montagne.

2.2.3.2 Quelles approches de construction de scénarios, pour quelles échelles spatiales ?

Une analyse des approches privilégiées pour la construction des scénarios prospectifs en montagne montre que 72% des études suivent une approche empirique / à dire d'experts basée sur la « méthode des scénarios » Godet (1992) (Figure 2.11). Ce type d'approche est utilisé indifféremment à toutes les échelles spatiales. Seulement 5% des études privilégient une approche intégrée. La démarche de Reidsma et al. (2006) consiste ainsi à utiliser une combinaison d'approches quantitatives et qualitatives pour simuler les changements d'occupation et d'usage du sol à l'échelle internationale. Castella et al. (2007) identifient les variables des sphères environnementales, institutionnelles et socio-économiques à partir d'une approche participative à l'échelle locale pour ensuite utiliser des modèles quantitatifs afin de localiser les changements à des échelles spatiales plus larges, en lien avec les variables identifiées en amont. Kok & Winograd (2002) ont, quant à eux, modélisé un même processus (l'impact de l'ouragan Mitch sur l'usage du sol en Amérique Centrale) à deux échelles spatiales différentes (régionale et nationale) afin de déterminer si les schémas d'évolution diffèrent selon

l'échelle d'analyse. Les approches purement participatives, nécessitant l'implication d'acteurs locaux lors de la construction de la « base » du système et/ou de la construction des scénarios, sont logiquement plus utilisées à des échelles spatiales fines (16% aux échelles locales et 7% aux échelles régionales). A noter toutefois que, bien que ce type d'approches facilitent l'interprétation de processus d'évolution d'un espace donné, elles restent subjectives et impliquent des modèles appropriés (Rounsevell et al. 2005), en majorité des modèles multi-agents.

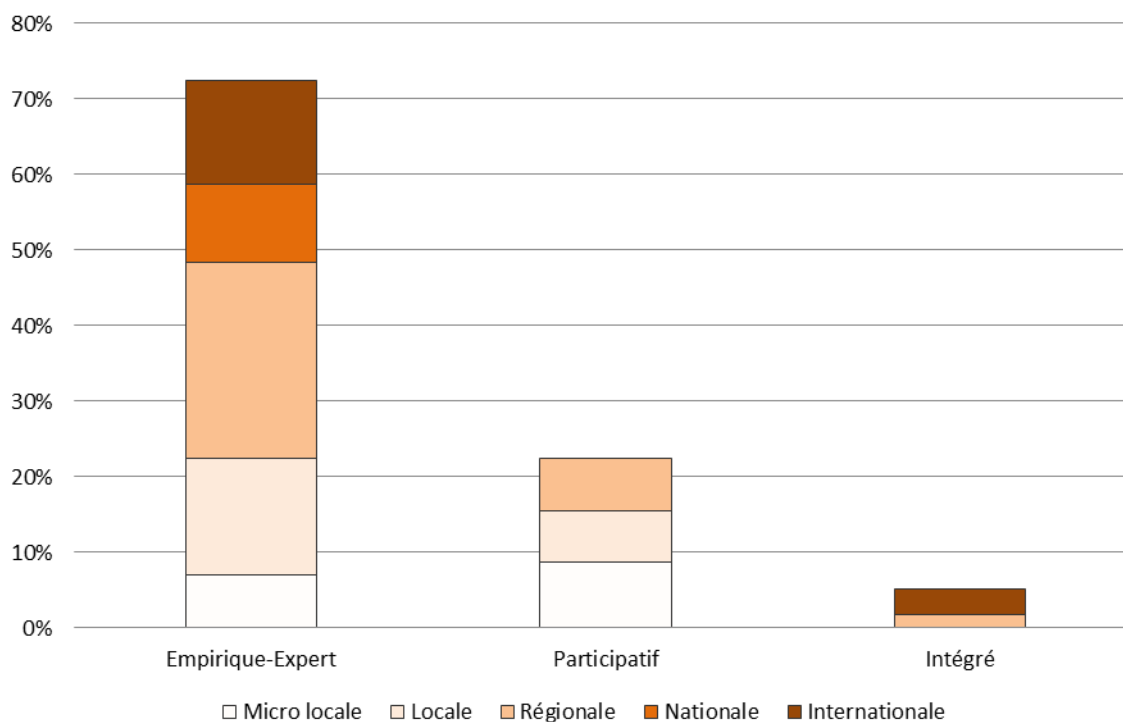


Figure 2.11. Approches privilégiées pour la construction des scénarios prospectifs en montagne selon l'échelle spatiale considérée (%)

2.2.3.3 Quelles méthodes de construction de la « base » des scénarios pour quelles échelles spatiales ?

L'identification des schémas d'évolution passés, utilisée par la suite pour le paramétrage et la calibration des modèles, se base en majeure partie sur des données historiques (climatiques, statistiques ou issues de cartographies d'occupation et d'usage du sol) à des résolutions temporelles (recul temporel des données de référence) qui varient de quelques années (Boissau et al. 2004; Bambach et al. 2013; Bone et al. 2007) à plusieurs décennies (Prévosto et al. 2003; Renwick et al. 2013; Romanenko et al. 2007) (Annexe 2). Aux échelles spatiales larges, de nombreuses études utilisent des données issues de cartographies régionales telles que Corine Land Cover (CLC) en Europe (Santini & Valentini 2010; Verburg et al. 2006b), ou issues du projet Land Cover Trends aux USA (Sleeter et al. 2012). Pour évaluer les changements d'occupation et d'usage du sol à des échelles spatiales fines, les cartographies de l'occupation et l'usage du sol proviennent plus souvent de classifications supervisées d'images aériennes ou satellitaires offrant une résolution spatiale plus fine et donc un suivi des changements plus précis et plus fiable (Forget 2014; Gibon et al. 2010).

Les méthodes d'identification et de validation des variables explicatives sont généralement liées aux données d'entrée du modèle et à leur mode de représentation spatiale. Ces données sont souvent utilisées en combinaison avec des informations sur les processus de prise de décision afin de mieux appréhender les relations de causalités entre les différents facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usage du sol (Sohl & Sleeter 2012). Aux échelles spatiales larges et pour des données présentant une résolution spatiale grossière, les facteurs explicatifs sont généralement analysés à l'aide d'approches statistiques (Figure 2.12) permettant de valider et de hiérarchiser leur influence respective vis-à-vis des changements observés. En combinant des données relatives aux modes d'occupation et d'usage du sol et des variables indépendantes exogènes (altitude, pente, données climatiques, etc.), les approches par régressions (linéaires, logistiques ou multiples) sont les plus répandues pour produire des cartes de probabilité de changements (Verburg et al. 2006b; Sleeter et al. 2012; Kok & Winograd 2002; Day 2013). Les analyses statistiques basées sur la méthode des poids d'évidence (Schroth et al. 2014; Forget 2014), les analyses de corrélation (Lee et al. 2015; Price et al. 2015) ou le coefficient V de Cramer (Maestriperi 2012; Munsu et al. 2012) restent également largement utilisées à ces échelles. A des échelles spatiales plus fines et pour des données présentant une meilleure résolution spatiale, les analyses statistiques sont souvent couplées voire remplacées par des approches empiriques/expertes telles que les enquêtes de terrain ou les sondages (Boissau et al. 2004; Bone et al. 2007; Peringer et al. 2013) et/ou par des méthodes participatives à travers des réunions de travail avec les acteurs locaux (Anselme et al. 2010; Lippe et al. 2011; Salerno et al. 2010; Manfredi et al. 2010).

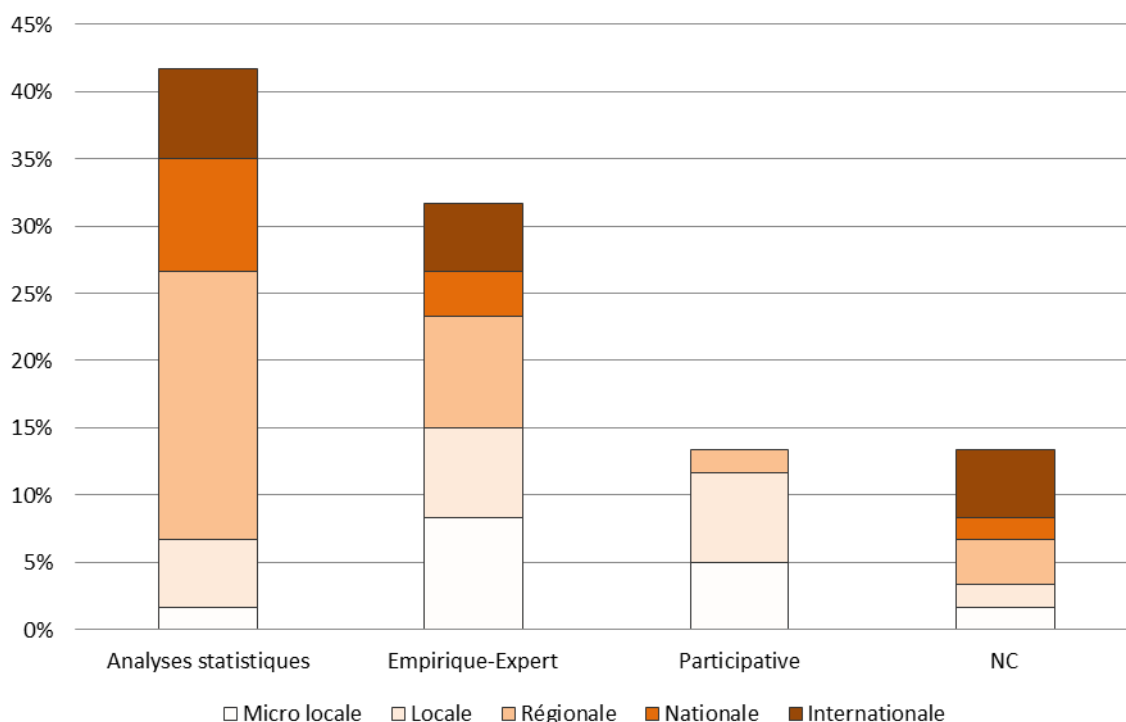


Figure 2.12. Méthodes privilégiées pour la validation des facteurs de changements selon les échelles spatiales considérées (%)

2.2.3.4 Quels scénarios, pour quelles échelles spatiales ?

Le choix d'un type de scénarios dépend ensuite largement de l'objectif thématique à atteindre puisqu'il détermine la situation finale que l'on cherche à modéliser. De nombreux travaux de modélisation prospective utilisent des scénarios tendanciels, basés sur une extrapolation linéaire des tendances passées, pour ensuite modifier certains de leurs paramètres et tester des hypothèses contrastées quant au futur (Bolliger et al. 2007; Kok & Winograd 2002). Quel que soit l'échelle spatiale, les scénarios exploratoires sont donc globalement plus utilisés pour les travaux de prospectives en montagne (169 scénarios exploratoires, soit 98% des scénarios développés) (Annexe 2) car ils demandent moins de spéculations que des scénarios normatifs (3 scénarios normatifs, soit 2% des scénarios développés) (Figure 2.13).

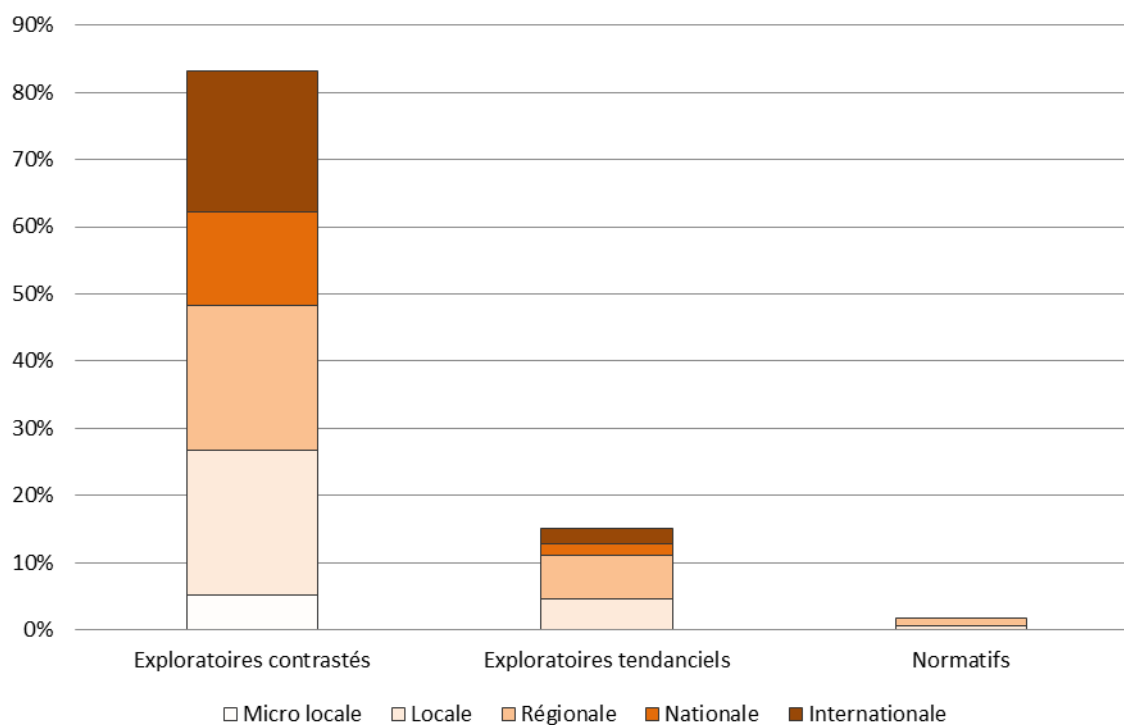


Figure 2.13. Types de scénarios privilégiés selon l'échelle spatiale (%)

2.3 Validation et évaluation des modèles et des scénarios prospectifs

Il est impossible d'estimer la véracité de ce qui est décrit dans les scénarios et donc de valider les résultats issus de travaux prospectifs. De plus, il n'existe à l'heure actuelle aucun modèle capable de simuler parfaitement les changements d'occupation et d'usage du sol (Mas et al. 2014b). D'après Houet (2015), la validation d'un modèle a plutôt pour objectif de renforcer la plausibilité des scénarios c'est-à-dire de démontrer que les dynamiques spatiales sont crédibles et vraisemblables. Elle permet de s'assurer que la représentation spatiale des processus simulés par les modèles respectent les

tendances, les processus de changements voire les patrons paysagers tels qu'ils sont préalablement envisagés dans les scénarios prospectifs.

Les approches de validation des travaux prospectifs sont présentées dans un premiers temps. La grille d'analyse qui en résulte permet de comparer les études du corpus bibliographique.

2.3.1 Les outils de validation des travaux prospectifs

La validation peut se faire de manière rétrospective en comparant les résultats de la ou des simulation(s) à la situation actuelle à l'aide d'indicateurs statistiques. Dès lors qu'un modèle est capable de reproduire des processus de changements (en terme de quantité et d'allocation spatiale) par rapport à une situation observée, cela renforce la confiance que peut avoir l'utilisateur envers le modèle (Houet et al. 2007). Toutefois, les évaluations pixel-par-pixel se révèlent souvent inadaptées lorsqu'elles sont utilisées individuellement ou pour valider des simulations issues de modèles stochastiques (allocation aléatoires des changements, par exemple) (Paegelow et al. 2014). En effet, elles sont principalement orientées vers une évaluation de la capacité prédictive du modèle sans considération pour son aptitude à reproduire des processus et des patrons paysagers spécifiques (Brown et al. 2005; Houet 2015). Elles sont donc souvent associées à d'autres méthodes de validation, des analyses statistiques complémentaires ou des évaluations visuelles par exemple, afin d'augmenter leur fiabilité (Verburg et al. 2006a). La validation d'un scénario peut ainsi s'effectuer de manière empirique selon les « dire d'expert » ou d'acteurs par l'élaboration participative de modèles et de scénarios (Leclerc et al. 2010).

D'autres approches consistent, non pas à évaluer les résultats des scénarios prospectifs, mais à valider la démarche de construction du modèle afin d'augmenter la transparence et la vraisemblance des résultats obtenus (Ratto et al. 2012). Elles se basent sur des analyses d'incertitude ou de sensibilité et permettent d'étudier le comportement du modèle et son aptitude à simuler convenablement les tendances d'évolution en s'assurant que les différents processus implémentés dans le modèle interagissent correctement. L'objectif des analyses de sensibilité est ainsi de déterminer l'influence individuelle des variables implémentées dans le modèle sur les résultats tandis que les analyses d'incertitude cherchent à déterminer l'in vraisemblance des résultats selon des paramétrisations spécifiques (Helton et al. 2006). Il est important de garder à l'esprit que, bien que le futur soit incertain, l'incertitude des travaux prospectifs provient également des modèles et de leur paramétrage. Il est donc tout aussi essentiel de considérer le paramétrage des modèles et son impact sur la quantité de futurs possibles comme une étape cruciale dans la validation des travaux prospectifs et l'évaluation de leur incertitude (Araujo & New 2007).

Au final, la validité d'un exercice prospectif dépend avant tout de la compréhension du système, de la description faite de son fonctionnement et de la capacité des modèles à prendre en compte les interactions entre les différents processus (Milne et al. 2009). Selon les échelles spatiales envisagées, certaines démarches de validation vont être privilégiées car fortement dépendantes des méthodes de formalisation du système.

2.3.2 Quelles approches de validation, pour quelles échelles spatiales ?

La validation des modèles reste un aspect largement sous développé au sein des travaux de modélisation prospective en montagne. Cette limitation provient plus souvent d'un manque de données que de la disponibilité de techniques de validation appropriées (Sohl & Sleeter 2012). En effet, le développement de cartographies précises, fiables et à des intervalles temporels constants, fournissant une base de connaissances continue des changements d'occupation et d'usage du sol, reste un challenge au sein des études prospectives (Giri et al. 2013). De fait, plus de 25% des études analysées ne procèdent à aucune démarche de validation ou n'en font pas mention, d'autant plus lorsqu'il s'agit de travaux à des échelles spatiales larges (Figure 2.14).

Pour les approches de modélisation utilisant des modèles multi-agents et nécessitant des données de validation relatives aux processus de prise de décision et aux interactions entre acteurs locaux (Turner et al. 2007), des analyses de sensibilité sont particulièrement pertinentes (Santini & Valentini 2010). Parce que ce type de modèle est essentiellement utilisé aux échelles locales et micro-locales (Figure 2.8), ces démarches de validation sont plus répandues à des échelles spatiales fines (7% aux échelles locales et 6% aux échelles régionales). Des scénarios de référence sont ainsi développés à partir de paramètres empiriques vraisemblables pour être ensuite modifiés afin d'évaluer la sensibilité et la fiabilité du modèle (Wallentin et al. 2008). La prise en compte des points de vue des acteurs locaux, à travers des démarches empiriques et/ou à dire d'experts, permet également de valider et d'améliorer la majorité des modèles aux échelles locales (11% des études) (Simon 2004; Bourgoïn & Castella 2011; Manfredi et al. 2010).

Les méthodes de validation reposant sur la comparaison d'une simulation avec une situation observée à l'aide d'indicateurs statistiques restent majoritaires et se retrouvent dans 46% des études analysées à des échelles spatiales indifférenciées. Différentes approches traditionnelles d'analyses pixel-par-pixel sont utilisées pour valider les simulations telles que la proportion d'occupation du sol (Komac et al. 2013; Lee et al. 2015; Peringer et al. 2013), le Kappa de Pontius (2002) (Harrison et al. 2006; Munsu et al. 2012; Weng & Zhou 2005), la courbe de ROC de Pontius & Schneider (2001) (Bambach et al. 2013; Bolliger et al. 2007; Harrison et al. 2006; Schirpke et al. 2012) ou les *LUCC budgets* de Pontius, Huffaker, et al. (2004) et Pontius, Shusas, et al. (2004) (Maestripiéri 2012; Paegelow & Olmedo 2005). Castella et al. (2007) ont choisi d'utiliser plusieurs de ces indicateurs et de les combiner à des métriques paysagères afin d'augmenter la validité des simulations. Cette approche combinée est également préconisée par Houet (2015). En effet, ces indicateurs, pris individuellement, peuvent apparaître inadaptes car ils évaluent le pouvoir prédictif d'un modèle alors que leur usage combiné permet d'accroître la confiance que l'on peut avoir dans un modèle à simuler des changements futurs non-tendanciels.

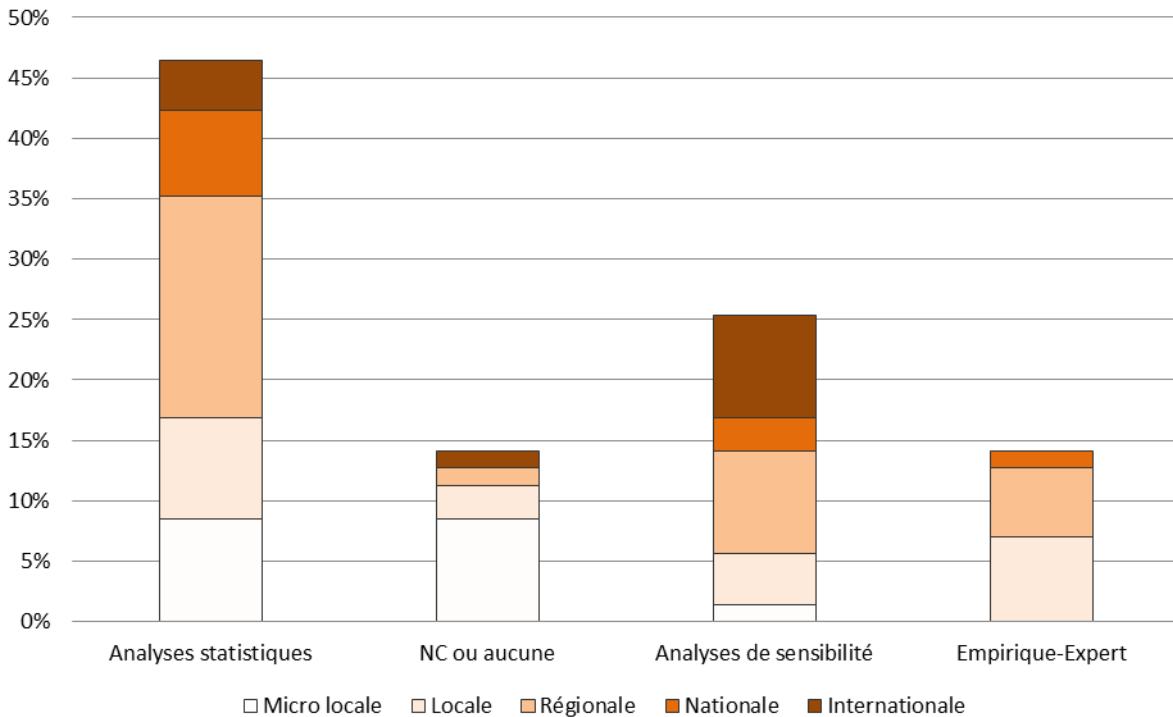


Figure 2.14. Méthodes de validation privilégiées selon l'échelle spatiale considérée (%)

2.4 Conclusion partielle

L'émergence de la prospective spatialisée, appelée géoprospective en France au début du 21^{ème} siècle, et sa généralisation auprès d'institutions nationales et internationales a permis plus récemment le développement d'approches de modélisation variées permettant d'analyser le devenir possibles des systèmes spatiaux et concevoir des territoires durables (Emsellen et al. 2012).

La construction de scénarios prospectifs spatialisés s'appuie sur une méthode générique développée par (Godet 1992) et se décompose en deux phases distinctes (Poux, 2003) : la construction de la « base » du système étudié et la construction de scénarios prospectifs. Le recours à des modèles de simulation dynamique et spatialement explicite permet de spatialiser les changements futurs à différentes échelles spatiales dès lors qu'ils sont couplés à des scénarios prospectifs. Trois grands types de modèles permettent de modéliser de manière dynamique et spatialement explicite l'évolution de l'occupation et l'usage du sol : les automates cellulaires, les réseaux de neurones artificiels et les modèles multi-agents. De par leur méthode de quantification et d'allocation spatiale des changements, ils présentent chacun des avantages et des inconvénients suivant l'étendue spatiale de la zone d'étude et les objectifs thématiques et méthodologiques fixés.

Pour conclure, deux types d'approches se distinguent clairement dans la littérature:

- Une approche de type *pattern-based*, cherchant à reproduire les dynamiques spatiales et temporelles de changements observés à une échelle spatiale donnée plus ou moins large à l'aide majoritairement d'automates cellulaires. Les études relevant de cette approche sont

les plus nombreuses. Les méthodes de validation associées relèvent essentiellement de l'usage d'indicateurs statistiques et d'analyses de sensibilité ;

- Une approche de type *process-based*, qui vise à simuler les mécanismes d'évolution de l'occupation et l'usage du sol en lien avec de multiples facteurs (biophysiques, socio-économiques, démographiques, etc.). Cette approche est, logiquement, essentiellement liée à des échelles spatiales fines rendant plus complexe leur utilisation appliquée à diverses thématiques et leur validation (tests de sensibilité, approche à dires d'experts...) faute de données précises ou adaptées.

Enfin, si les étapes de validation des travaux prospectifs sont essentielles afin de renforcer la confiance des utilisateurs à la fois dans la démarche prospective mais également dans les simulations, la question de l'évaluation de l'incertitude liée au futur (voire aux modèles) reste cependant peu traitée par la communauté scientifique, notamment en montagne.

Chapitre 3 - Modélisation prospective appliquée aux Pyrénées françaises : le choix d'une approche multi-scalaire

Les changements d'occupation et d'usage du sol sont le résultat de processus complexes et présentant des enjeux à la fois environnementaux et socio-économiques (Houet et al. 2012; Galop et al. 2011). L'étendue de ces changements en montagne reste difficile à prédire car résultant de facteurs multiples intervenant à des échelles spatio-temporelles variées et affectant l'organisation des systèmes montagnards à des degrés divers. Les Pyrénées françaises se présentent comme un terrain d'étude particulièrement approprié pour la mise en place d'une démarche de modélisation prospective des changements d'occupation et d'usage du sol selon une approche multi-scalaire permettant *a priori* d'appréhender ces processus dans leur intégralité. Cette approche multi-scalaire est définie ici comme des modélisations prospectives réalisées à trois échelles différenciées, emboîtées, qui seront ensuite comparées : la chaîne des Pyrénées françaises, une vallée Pyrénéenne et une estive.

Dans la première partie de ce chapitre, nous présentons le contexte particulier des Pyrénées françaises en décrivant leurs principales caractéristiques. Les enjeux pour l'aménagement et la gestion de ces territoires sont également décrits et ne peuvent se passer d'un suivi des changements d'occupation et d'usage du sol (partie 3.1). En nous basant sur les enseignements tirés du chapitre 2, la deuxième partie expose les démarches méthodologiques suivies pour la construction de scénarios prospectifs spatialisés (partie 3.2). Enfin, les sites d'étude choisis dans le cadre de ce travail sont présentés (partie 3.3).

3.1 Le contexte Pyrénéen français : un système complexe et contrasté

3.1.1 Un espace construit et entretenu par l'Homme

Le système agro-sylvo-pastoral pyrénéen a connu depuis des siècles une évolution marquée, façonnant les paysages tels que nous les connaissons aujourd'hui. A l'apogée du système agro-sylvo-pastoral, entre le milieu du 18^{ème} et le milieu du 19^{ème}, les Pyrénées forment un territoire aux paysages cultivés et exploités à toutes les altitudes et où un système agricole prédomine. Considérablement étendues, les forêts pyrénéennes subissent une pression croissante avec le développement d'industries fortement consommatrices de bois telles que les forges, les arsenaux, etc. C'est à la charnière entre le 16^{ème} et le 17^{ème} siècle que s'effectuent les prélèvements maximum de bois à des fins métallurgiques. Dès lors, les modes de gestion et d'usages de la forêt ne cesseront d'évoluer. Ainsi l'usage de la forêt dans les Pyrénées se spécialise : les coupes usagères pour le bois d'œuvre et le bois de chauffage se développent en aval des vallées tandis que le charbonnage continue de se développer en amont. Ce développement industriel s'accompagne d'une envolée du système agro-sylvo-pastoral. Toutefois, afin de préserver certaines forêts de la surexploitation, des restrictions, voire des interdictions totales, du

charbonnage sont mises en place dès le début du 18^{ème} siècle. Les forêts subissent tout de même de nombreux défrichements à des fins agro-pastorales et restent rentabilisées au maximum afin de satisfaire les besoins locaux en bois et entraînant une pression sur les milieux considérables.

De fait, le milieu du 19^{ème} siècle est marqué par une importante période de crise affectant profondément l'organisation des Pyrénées. Un grand nombre de "forêts de protection" conservées jusqu'alors autour des hameaux disparaissent au cours de ce siècle car très largement exploitées et pâturées. Des paysages déforestés se retrouvent depuis les fonds de vallées jusqu'aux estives entraînant une importante crise érosive qui atteindra son paroxysme à la fin du siècle. Le minimum forestier est ainsi atteint vers le milieu du 19^{ème} siècle. A cette époque, l'Etat se voit dans l'obligation de mettre en place des politiques de restauration des terrains en montagne (RTM) afin de faire face aux effets néfastes engendrés par l'ampleur de la déforestation. Les premiers travaux de reboisement en montagne sont effectués en 1860. Les processus de reboisement amorcés à cette époque, combinés aux dynamiques d'exode rural quelques décennies plus tard (1^{ère} guerre mondiale) et d'abandon des terres dans les zones des Pyrénées les plus touchées par la crise, vont entraîner une évolution majeure des espaces montagnards pyrénéens et aboutir à des paysages tels que nous les connaissons aujourd'hui (Métailie 2006).

Au cours de la première moitié du 20^{ème} siècle, l'industrialisation se développe entraînant avec elle des effets contrastés le long du massif pyrénéen. Tandis que, dans certaines vallées, les exploitants locaux vivent de leur production agro-pastorale et parfois de revenus complémentaires en travaillant ponctuellement pour les industries, ailleurs des agriculteurs abandonnent leur statut en lui préférant celui d'ouvrier offrant des salaires plus attractifs. De fait, tandis que les activités agro-pastorales subsistent dans les espaces les plus productifs, elles se raréfient dans les vallées les plus touchées par l'industrialisation. On observe globalement un vieillissement de la population dans le massif, conséquence d'un exode rural massif après 1914. Celui-ci s'accompagne d'une intense déprise agricole entraînant un enrichissement et une extension des boisements sur les versants, résultat à la fois d'un épaissement des haies bocagères et d'une fermeture progressive d'anciennes cultures et prairies auxquelles il faut ajouter les plantations RTM.

Depuis la fin du 20^{ème} siècle, le paysage pyrénéen est marqué par la succession de crises sociales et les conséquences de la globalisation des marchés rendent difficile la compétitivité des exploitations de montagne. Dans certaines vallées, la déprise agro-pastorale et la crise des activités industrielles sont le corollaire d'un enforestement généralisé avec une augmentation constante des surfaces boisées sur tout le massif. En moins d'un siècle, la mutation paysagère de certains paysages est totale : autrefois très productifs et largement ouverts, ils sont aujourd'hui massivement recolonisés par la forêt et largement fermés. La gestion durable et raisonnée des activités agro-sylvo-pastorales pyrénéennes est aujourd'hui un enjeu majeur pour le maintien de ces espaces et des services écosystémiques et usages (tourisme) associés. Une poursuite de l'abandon pourrait engendrer de profondes conséquences socio-économiques et environnementales, directes et indirectes. Cette gestion reste cependant contrainte par une organisation complexe, composée de multiples acteurs et usagers, dont les niveaux d'intervention mettent en exergue l'intérêt d'une approche multi-scalaire.

3.1.2 Une gestion de l'espace dépendante de multiples niveaux d'organisation

Selon qu'ils sont exploités à des fins agricoles, pastorales ou forestières, les espaces pyrénéens sont gérés de manière individuelle ou collective grâce à diverses structures et sont soumis à des politiques de gestion spécifiques. L'utilisation et la gestion collective des espaces est une caractéristique essentielle du système pyrénéen, issue de règles d'usages parfois séculaires. Dans cette optique, la propriété foncière est le principal catalyseur des enjeux de gestion, permettant le maintien du tissu pastoral. En 2010, on totalisait près de 670 structures collectives sur le massif dont les principales sont répertoriées dans la Table 3.1.

Table 3.1. Les structures collectives du massif des Pyrénées en 2010 (d'après ACAP, 2010)

| Départements | Commissions Syndicales | Associations Foncières Pastorales | Groupements Pastoraux | Groupements Forestiers | Total |
|---------------------------|------------------------|-----------------------------------|-----------------------|------------------------|-------|
| Pyrénées Orientales (66) | 0 | 33 | 45 | 0 | 83 |
| Aude (11) | 1 | 6 | 19 | 0 | 29 |
| Ariège (09) | 0 | 63 | 80 | 0 | 153 |
| Midi-Pyrénées (31) | 0 | 1 | 35 | 0 | 41 |
| Hautes-Pyrénées (65) | 13 | 9 | 45 | 7 | 124 |
| Pyrénées Atlantiques (64) | 11 | 21 | 120 | 0 | 238 |
| Total | 25 | 133 | 344 | 7 | 668 |

La Figure 3.1 permet de synthétiser le fonctionnement du système pyrénéen où l'usage du sol est dépendant des acteurs impliqués de leurs choix de gestion et de leurs activités de production. Ce modèle conceptuel se base sur la méthode ARDI (Acteurs, Ressources, Dynamiques, Interactions) développée par Etienne (2006). Il nous permet d'identifier les acteurs ayant un impact direct sur les dynamiques paysagères par leurs pratiques et les acteurs ayant un impact indirect en orientant les choix de gestion et de représenter les pratiques des exploitants.

La gestion des parcelles destinées aux activités agro-pastorales dépend essentiellement de leur localisation. Les fonds de vallées et les zones intermédiaires de versants où l'on retrouve les cultures, les prairies de fauche et les pâturages, appartiennent pour moitié à des propriétaires privés, l'autre moitié pouvant appartenir à l'Etat, à des communes ou des commissions syndicales (regroupements de communes ayant une propriété indivise de plusieurs parcelles). La gestion de ces parcelles se fait généralement à l'échelle des exploitations. Les prairies de fauche et les pacages de zones intermédiaires, lorsqu'ils ne sont pas gérés et/ou exploités par leur propriétaire, peuvent être gérés par des Associations Foncières Pastorales (AFP) ou des Commissions Syndicales. Les AFP (133 en 2010) sont des regroupements de propriétaires (Etat, communes, propriétaires privés) de surfaces pastorales souvent morcelées et dispersées, permettant une mise à disposition collective de ces espaces délaissés (Charbonner & Romagny 2012). Les Commissions Syndicales peuvent, quant à elles, accorder un droit d'usage aux éleveurs. Concernant les estives, et hormis quelques exceptions, ce sont des espaces

publics appartenant à l'Etat, à des communes ou des associations de communes. Près de 80% d'entre elles sont donc gérées de manière collective (Daubet et al. 2007). Même si les AFP se destinent principalement à la gestion des zones intermédiaires, on retrouve de plus en plus d'estives regroupées sous cette forme d'association, notamment par certaines Commissions Syndicales. A noter que, même si on ne dénombre qu'une centaine de ces structures, elles peuvent gérer de vastes espaces, pouvant couvrir des vallées entières. Dans les montagnes basques, 40 000 ha sont gérés par des Commissions Syndicales, dont 30 000 ha sont situées en zone d'estive (Daubet et al. 2007). Les Groupements Pastoraux (GP) restent toutefois la structure privilégiée pour la gestion des estives d'altitude. La gestion d'un GP est directement organisée par un collectif d'éleveurs auxquels le(s) propriétaire(s) a (ont) délégué la gestion des espaces pastoraux, afin d'améliorer leur utilisation. Les GP sont aujourd'hui perçus comme des interlocuteurs privilégiés avec les propriétaires des espaces pastoraux et des collectivités publiques, et sont de véritables gestionnaires de ces territoires.

La gestion des espaces forestiers dépend essentiellement de leur statut foncier. Les espaces forestiers pyrénéens sont à 55% privés, principalement en zones de bordure de massif aux altitudes les plus basses, avec un morcellement foncier important. Des variations sont cependant observables selon un gradient est/ouest où les forêts du massif aquitain sont privées à 52% en zone de piedmont et à seulement 24% en zone de montagne, tandis que les forêts du massif Midi-Pyrénées sont à 80% privées en zone de piedmont et à 50% en zone de montagne. Parmi les 45% de forêts publiques restantes, 31% sont des forêts communales et 14% sont des forêts domaniales dont la moitié se situe en Ariège et dans les Pyrénées Orientales (Daubet et al. 2007). Au niveau national, les Directives et des Orientations Nationales d'Aménagement et de Gestion (DNAG, ONAG), élaborées par l'ONF, définissent les politiques de gestion des forêts de l'Etat et des collectivités. Au niveau régional, les Orientations Régionales Forestières (ORF) fixent les grandes orientations forestières. Elles encadrent trois documents : les Directives Régionales d'Aménagement (DRA) pour les forêts domaniales, les Schémas Régionaux d'Aménagement (SRA) pour les forêts des collectivités et les Schémas Régionaux de Gestion Sylvicole (SRGS) pour les forêts privées. Contrairement aux espaces agropastoraux, on retrouve peu de structures pour la gestion collective des forêts privées avec seulement 7 Groupements Forestiers répertoriés en 2010. Les forêts de protection, issues des RTM sont quant à elles soumises à un régime forestier spécifique, interdisant généralement leur exploitation contre dédommagements lorsqu'il concerne des forêts privées.

dernières années du volume de bois récolté (-20% en moyenne) sur les six départements du massif empêche un renouvellement d'une forêt déjà vieillissante. On estime ainsi que les prélèvements représente environ 2m³/ha/an contre 4 à 5m³/ha/an pour un accroissement naturel (Comité de massif des Pyrénées 2009). La tempête de 1999, même si elle n'a pas touchée les Pyrénées, a également eu des répercussions sur l'économie forestière du massif, entraînant une baisse de 40% de la consommation de bois en 7 ans (IFN 2010).

Les techniques de production industrielles sont de plus en plus « spécialisées » avec des exigences de volume, de qualité, etc... et les modes d'exploitation répondent mal à la demande et à l'exigence du marché. Ces exigences sont d'autant plus difficiles à satisfaire que l'on note une disparition de nombreuses petites scieries « mixtes » de vallées et donc une raréfaction des entreprises de 1^{ère} transformation entraînant une diminution des volumes de sciage dans les Pyrénées françaises chaque année. Au niveau national, la crise de la filière du bois a ainsi entraîné la perte de 500 emplois entre 1996 et 2005 (-45%) et une diminution de 40% du nombre de scieries entre 1996 et 2005 (AGRESTE 2010). La production de bois dans les Pyrénées est très diversifiée et hétérogène ce qui complique leur valorisation tout au long des circuits de transformation. Le sciage du hêtre notamment, très présent sur le massif, a quasiment disparu et cette essence se vend désormais difficilement.

Au final, la part du bois d'œuvre diminue dans la production et la non-commercialisation nuit à la sylviculture avec des reports ou des non-réalisations des coupes de premières éclaircies par les propriétaires forestiers. La forte capitalisation de bois et le manque d'entretien dû à une sous-exploitation de la forêt provoquent le vieillissement de la forêt pyrénéenne avec des conséquences sur l'environnement et une plus grande vulnérabilité aux risques. En effet, l'absence d'éclaircie des peuplements et l'accumulation de gros bois provoquent une augmentation de l'instabilité et de la fragilité des peuplements face aux évènements climatiques ainsi qu'une surcharge des bassins-versants avec des risques pour les secteurs en aval. L'augmentation des taux de boisement provoque également une fermeture des paysages accompagnée d'une perte de biodiversité (Daubet et al. 2007).

3.1.3.2 Le cas particulier des estives

Les estives (ou pâturages d'altitudes) se présentent comme des espaces particuliers, à l'interface entre dynamiques naturelles de végétation et activités humaines (Galop et al. 2011). Leur dynamique se fonde sur d'étroites interactions entre ces espaces d'altitude et les espaces agropastoraux de versant et de fond de vallée. En période estivale, les éleveurs utilisent les estives, riches en fourrage, où ils laissent pâturer les troupeaux sous leur propre surveillance ou celle d'un gardien. Durant cette saison, les éleveurs produisent le fourrage hivernal en fond de vallée qui sera redistribué en hiver comme complément alimentaire. A l'automne, les zones intermédiaires font office de pâturages d'intersaison avant la montée en estives ou la descente des troupeaux vers les fonds de vallée. En hiver, les troupeaux restent dans les exploitations, situées dans la vallée, et ne pâturent que quelques heures par jour dans les prairies entourant les bâtiments, si le temps le permet, complété par la récolte de foin faite durant l'été. L'équilibre écologique des estives dépend donc des usages de la vallée et des choix de gestion des acteurs locaux. Selon les contextes socio-économique et géographique, les orientations de gestion de ces espaces pastoraux d'altitude peuvent ainsi tendre vers une intensification de l'utilisation des ressources et une stabilité des milieux (Rao & Pant 2001), ou

vers une utilisation extensive entraînant l'embroussaillage et la reforestation (McDonald et al. 2000; Gartzia et al. 2014). De manière générale, les pratiques pastorales ont un impact majeur sur la structure des estives en agissant sur les dynamiques végétales et les processus d'afforestation (Julien et al. 2006; Balent & Gibon 2011).

Ainsi, les estives revêtent le rôle d'indicateur pour le suivi et l'analyse des changements d'occupation du sol car elles reflètent les conséquences de dynamiques socio-économiques et environnementales issues de pratiques locales. Elles sont d'autant plus intéressantes qu'elles témoignent depuis la fin du 20^{ème} siècle de dynamiques d'enfrichement et de reforestation sensibles dans certains secteurs (Cohen et al. 2011; Beguería 2006; Camarero & Gutierrez 2004; Batllori & Gutierrez 2008; Houet et al. 2012). De manière générale, plus on s'intéresse à l'échelle locale plus les interactions entre les acteurs présentent des enjeux de gestion importants. Ce sont également à ces échelles spatiales que peuvent être observés les effets des interactions entre usages et occupations du sol et qu'il est plus facile d'identifier les acteurs dont les activités et les usages influencent l'organisation des espaces (Veldkamp & Lambin 2001). Cela nécessite de recourir à des approches de modélisation spécifiques et adaptées.

3.2 Démarche méthodologique de modélisation à différentes échelles spatiales

La démarche méthodologique de construction de scénarios prospectifs spatialisés se base sur les conclusions tirées de l'analyse bibliographique effectuée dans le Chapitre 2. Elle se décline en quatre étapes : (1) le choix d'un ou plusieurs sites d'étude représentant des enjeux quant à la problématique étudiée, (2) la construction de la « base » du système par la reconstitution des trajectoires d'évolution et l'identification des facteurs explicatifs de changements, (3) la construction des scénarios prospectifs et leur spatialisation à l'aide de modèles adaptés, et (4) l'évaluation et la validation des scénarios.

3.2.1 Le choix des sites d'étude

Les changements d'occupation et d'usage du sol s'opèrent à toutes les échelles, aucune n'étant *a priori* à privilégier pour les appréhender. Toutefois, ils sont le résultat de phénomènes multiples dictés par des processus de causalité qui pour leur part s'opèrent à différentes échelles spatiales, ces processus ayant une influence plus ou moins marquée sur l'état passé, actuel et futurs du système. Une compréhension claire et précise des changements d'occupation et d'usage du sol à différentes échelles est donc primordiale (Verburg et al. 2008) et une échelle appropriée doit être choisie selon les objectifs attendus (Santini & Valentini 2010).

Dans le cas des changements d'occupation et d'usage du sol en montagne, une approche multi-échelle est privilégiée afin d'appréhender les facteurs d'évolution de ce système complexe dans son intégralité en prenant en compte l'interaction de processus à différentes échelles. Ainsi, nous avons choisi d'analyser ces changements à l'échelle du massif Pyrénéen français (régionale), d'une vallée Pyrénéenne (locale) et d'une estive (micro-locale). L'intérêt d'une approche régionale est

d'appréhender les changements dans leur intégralité en intégrant des facteurs socio-économiques et environnementaux. En parallèle, l'approche micro-locale a pour but d'identifier plus précisément les impacts de processus locaux sur les changements. Enfin, l'approche locale se veut comme intégratrice des dynamiques de changements régionaux et des pratiques micro-locales permettant de faire le lien entre ces deux échelles spatiales. Parce qu'il n'existe pas d'approches de modélisation prospective « à taille unique », des méthodes spécifiques de modélisation sont utilisées à ces trois échelles.

3.2.2 La construction de la « base »

3.2.2.1 Reconstitution des trajectoires d'évolution

La reconstitution des trajectoires d'évolution de l'occupation et l'usage du sol a pour objectif de déterminer et de quantifier les changements et à en déduire la localisation, l'ampleur et la vitesse. Dans le contexte pyrénéen français, elle peut notamment permettre d'évaluer les processus de fermeture des paysages à travers l'analyse de l'évolution des surfaces boisées. La quantification des changements repose sur des méthodes variées (cf. partie 2.1.2.2) et est fortement dépendante des échelles spatiales et temporelles d'analyse. Lorsque la résolution spatiale décroît, et de fait lorsque l'étendue géographique augmente, il devient plus difficile d'identifier les processus clés d'évolution (Gibson et al. 2000). Une occupation ou un usage du sol détecté comme relativement homogène à une résolution spatiale faible peut s'avérer hétérogène à une échelle spatiale plus fine, influant ainsi sur les quantités de changements calculées. De même, le recul temporel est également un élément à prendre en compte. L'analyse doit permettre de quantifier les changements d'occupation et d'usage du sol sur une période suffisamment longue afin de mettre en exergue les trajectoires d'évolution, mais à un pas de temps adapté pour identifier les différents processus de changement.

Les méthodes et les outils choisis doivent donc tenir compte de l'étendue des sites d'étude et des types de changements (changements des motifs spatiaux *versus* mécanismes et processus de recolonisation végétale par exemple), mais restent fortement dépendants de la disponibilité des données. A l'échelle régionale, comme Santini & Valentini (2010) et Verburg et al. (2006b), la détermination des trajectoires d'évolution est réalisée à partir d'une analyse multi-date de données Corine Land Cover sur une période relativement courte (inférieure à 16 ans). Aux échelles locales en montagne, Gibon et al. (2010), Houet et al. (2012) ou encore Wallentin et al. (2008) se basent sur une analyse multi-date de photographies aériennes et d'images satellitaires à haute résolution sur une période plus longue (supérieure à 50 ans).

3.2.2.2 Identification et validation des facteurs de changements

Suivant la démarche de Verburg et al. (2006a), des analyses à des échelles spatiales larges (échelles régionales et locales) vont permettre d'identifier des tendances générales de l'organisation spatiale de l'occupation et l'usage du sol. Les facteurs explicatifs de changements à cette échelle sont déterminés de manière experte grâce à une analyse bibliographique approfondie permettant à la fois de synthétiser les connaissances relatives au système pyrénéen français et d'appréhender la diversité des mécanismes liés aux pratiques anthropiques dans un espace géographique donné. Comme Sleeter et al. (2012) et Sohl & Sayler (2008), cette analyse sera combinée à une approche statistique (régression logistique) afin de valider les facteurs identifiés et de déterminer l'influence plus ou moins importante

de différentes variables exogènes (topographiques, climatiques, pédologiques, etc.) sur la répartition spatiale de l'occupation et de l'usage du sol sur de larges superficies. A des échelles spatiales plus fines (échelle micro-locale), en se basant sur les démarches méthodologiques de Simon (2004) et Wallentin et al. (2008), les facteurs de changements d'origine naturelle (climat, topographie, dynamiques végétales, etc.) sont déterminés et validés de manière empirique tandis que les facteurs de changements d'origines anthropiques (activités agro-pastorales, etc.) sont identifiés et validés en collaboration avec des gestionnaires et des acteurs locaux.

3.2.3 Construction et spatialisation des scénarios prospectifs spatialisés

3.2.3.1 Définition des scénarios prospectifs

Le choix des scénarios à développer pour des travaux prospectifs dépend des hypothèses à tester, des enjeux identifiés par le(s) gestionnaires ou acteurs impliqués dans la démarche, ou encore de l'objectif que le modélisateur cherche à atteindre. Ils doivent apporter une vision approfondie de situations contrastées afin d'apporter des connaissances utiles aux décisionnaires et aux gestionnaires. La construction de plusieurs scénarios est indispensable afin d'augmenter le champ des possibles. Qu'ils soient exploratoires ou normatifs, tendanciels ou contrastés, les scénarios doivent dans tous les cas reposer sur une base méthodologique rigoureuse.

L'objectif sous-jacent des scénarios est de pouvoir caractériser, à travers des hypothèses contrastées, la part d'incertitude des changements d'occupation et d'usage du sol liés aux évolutions futures. A l'échelle micro-locale, des scénarios exploratoires vont nous permettre de retranscrire des modes d'usage agro-pastoraux différenciés et leurs impacts sur l'occupation du sol. Aux échelles régionales et locales, le croisement des résultats issus des scénarios exploratoires (associé à une évaluation de l'influence du paramétrage des modèles à l'échelle locale) doivent en outre nous permettre d'identifier les espaces les plus susceptibles de subir les effets des changements.

3.2.3.2 Spatialisation des scénarios prospectifs

La spatialisation des scénarios nécessite l'utilisation d'outils et de méthodes adaptés, dépendantes des types de scénario et de l'échelle spatiale à laquelle ils sont appliqués. Dans le cas de scénarios exploratoires, représentant la majorité des scénarios prospectifs développés en montagne (Figure 2.13), les modèles dynamiques restent des outils de spatialisation privilégiés. Parce qu'elles sont très largement répandues aux échelles régionales, nationales et internationales, une approche de modélisation basée sur des modèles de type automate cellulaire est privilégiée aux échelles régionales et locale. A l'inverse, à l'échelle micro-locale nous optons pour une approche de modélisation couplant une dimension participative et un modèle de type multi-agents, à l'image des travaux de Prévosto et al. (2003).

3.2.4 Validation et évaluation des modèles et des scénarios

La validation et l'évaluation des scénarios dépendent des approches de modélisation choisies et des échelles spatiales auxquelles sont spatialisés les scénarios. En se basant sur les observations faites à partir de l'analyse bibliographique de la partie 2.3, les analyses de sensibilité sont privilégiées

pour valider le modèle multi-agents développé à l'échelle micro-locale. Une démarche de validation rétrospective nous permettra également d'évaluer la qualité des simulations en termes de quantité de changements et de *patterns* paysagers. Une approche de validation mobilisant des analyses statistiques et une approche rétrospective est adoptée aux échelles régionales et locales.

En outre, l'approche multi-scalaire est une manière d'augmenter la crédibilité et la pertinence des observations et d'harmoniser et standardiser les travaux de recherche à différentes échelles. A des échelles spatiales larges, les approches multi-scalaires peuvent en ce sens servir de cadre limitant les conditions d'évolution à des échelles inférieures. Inversement, les observations / simulations faites à des échelles spatiales fines peuvent fournir des éléments de compréhension quant aux dynamiques paysagères à des échelles plus larges. L'approche multi-scalaire se présente ainsi comme une solution supplémentaire afin de valider *in fine* les travaux prospectifs en comparant les résultats issus des simulations entre les échelles régionales, locales et micro-locales.

3.3 Présentation des sites d'étude

Afin d'analyser les changements d'occupation et d'usage du sol à différentes échelles spatiales, plusieurs sites d'étude ont été sélectionnés. Dans cette partie nous présentons les caractéristiques (1) du massif pyrénéen (échelle régionale), (2) de trois vallées pyrénéennes supposées représentatives des changements observés à l'échelle *supra* suivant un gradient Ouest / Est (échelle locale) et (3) d'une estive pyrénéenne (micro-échelle).

3.3.1 Le massif pyrénéen français

A l'échelle régionale, l'étude porte sur le massif pyrénéen français (Figure 3.2). Il s'étend sur plus de 430 kilomètres de long et 100 kilomètres de large, et couvre une superficie d'environ 23 000 km². Il est composé de trois régions administratives, six départements et 1182 communes et totalise environ 510 000 habitants (INSEE 2010).

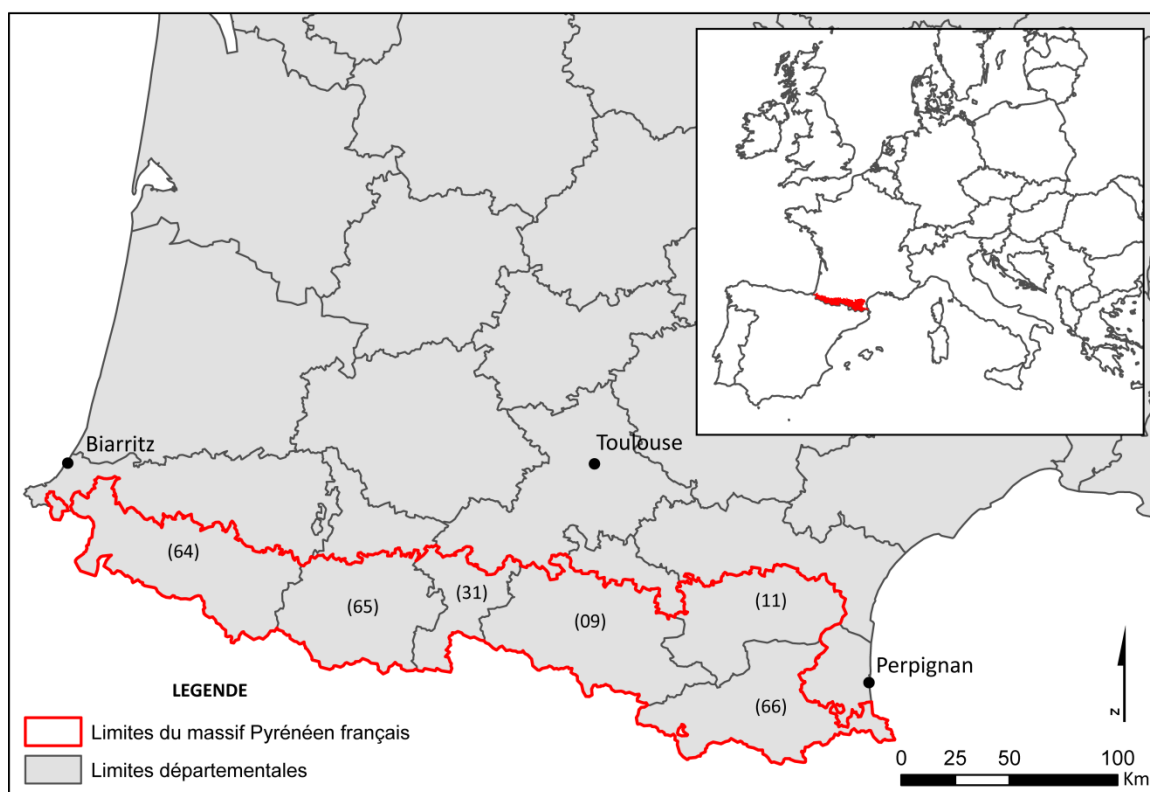


Figure 3.2. Localisation du massif pyrénéen français, et ses départements (Pyrénées Atlantiques (64), Hautes Pyrénées (65), Midi-Pyrénées (31), Ariège (09), Aude (11) et Pyrénées Orientales (66))

Le massif pyrénéen s'organise autour d'un partage entre activités agro-pastorales et sylviculture (Figure 3.3). Principalement rural, il présente un paysage très forestier, contrasté, couvrant près de 40% de l'espace et dont l'accroissement est d'environ +0.5%/an (Comité de massif des Pyrénées 2009). La partie centrale du massif est la plus boisée avec des taux pouvant atteindre 70% dans le cœur des Pyrénées françaises. Le cœur du massif présente ainsi les plus grands massifs forestiers (187 900 ha) alors que les bordures ouest (basques) et est (catalane), traditionnellement très pastorales, sont relativement peu boisées avec des taux inférieurs à 25%. La forêt de feuillus du piedmont pyrénéen fut fortement enrésinée (pin, douglas, épicéa) vers la fin du 20ème siècle. Les résineux sont aujourd'hui vieillissants, notamment ceux issus des reboisements de protection contre l'érosion (Restauration des Terrains de Montagne) plantés au 19ème et début du 20ème siècle (Daubet et al. 2007). L'agriculture utilise 24% du massif et utilise deux types d'espaces différents : les parcelles agricoles de fond de vallée, lieu d'implantation des exploitations - où l'on retrouve des cultures de blé, de maïs, d'orge... - et les près de fauche occupant certaines parcelles de fond de vallée et les zones intermédiaires. Les zones de pâturage (pelouses, landes, surfaces en herbe), s'étendent sur environ 17% du massif et sont situées à es étages intermédiaires et en estives occupant la majorité de l'espace. Certaines zones intermédiaires et certaines estives, parce qu'elles sont soumises à une pression pastorale moindre, montrent depuis plusieurs années des signes d'embroussaillage. Il est ainsi fréquent de voir apparaître à la limite basse des estives des signes d'enfrichement et de reboisements spontanés.

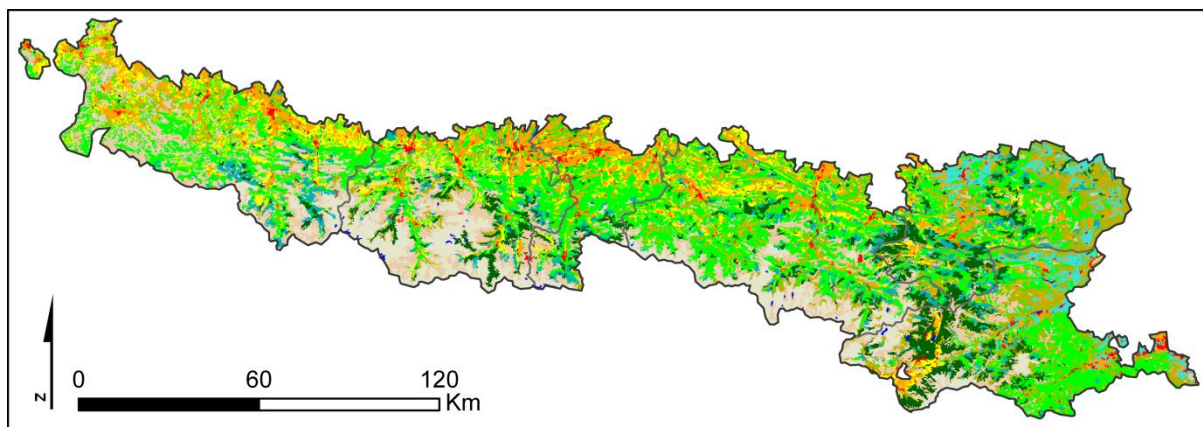


Figure 3.3. Carte d'occupation et d'usage du sol des pyrénées françaises (source : Corine Land Cover 2006)

L'agriculture pyrénéenne repose essentiellement sur l'élevage, avec 69% de la SAU (Surface Agricole Utile) toujours en herbe et 13% consacrées aux cultures fourragères (Comité de massif des Pyrénées 2009). De fait, les surfaces fourragères principales (somme des Surfaces Toujours en Herbe et des cultures fourragères) représentent 82% de la SAU du massif (Killmayer 2008). En 2010 on décomptait environ 13 000 exploitations agricoles sur la zone du massif dont près de 30% sont dites pastorales, c'est-à-dire ayant recours aux pâturages. Sont considérées comme exploitations pastorales les exploitations ayant leur siège sur une commune de la zone du massif et dont la part de la STH peu productive dans la SAU est supérieure ou égale à 50% ou ayant recours à des pacages collectifs (Daubet et al. 2007). Le pastoralisme est donc la composante essentielle de l'activité agricole pyrénéenne. Mais le nombre d'exploitations agricoles (EA) baisse sensiblement : en France : -23% pour les EA du massif et -26% du nombre d'EA entre 2000 et 2010 à l'échelle nationale (AGRESTE 2010). Malgré tout, les exploitations agricoles du massif ont su conserver un certain dynamisme face aux évolutions conjoncturelles. Cette résistance s'explique par la diversité des pratiques agro-pastorales de montagne, qui ont su s'adapter aux potentialités de l'ensemble du massif. Cette diversité des formes d'agriculture de montagne se retrouve au travers des orientations technico-économiques du massif (Figure 3.4-a), qui se partagent en trois régions géographiques suivant un gradient est/ouest.

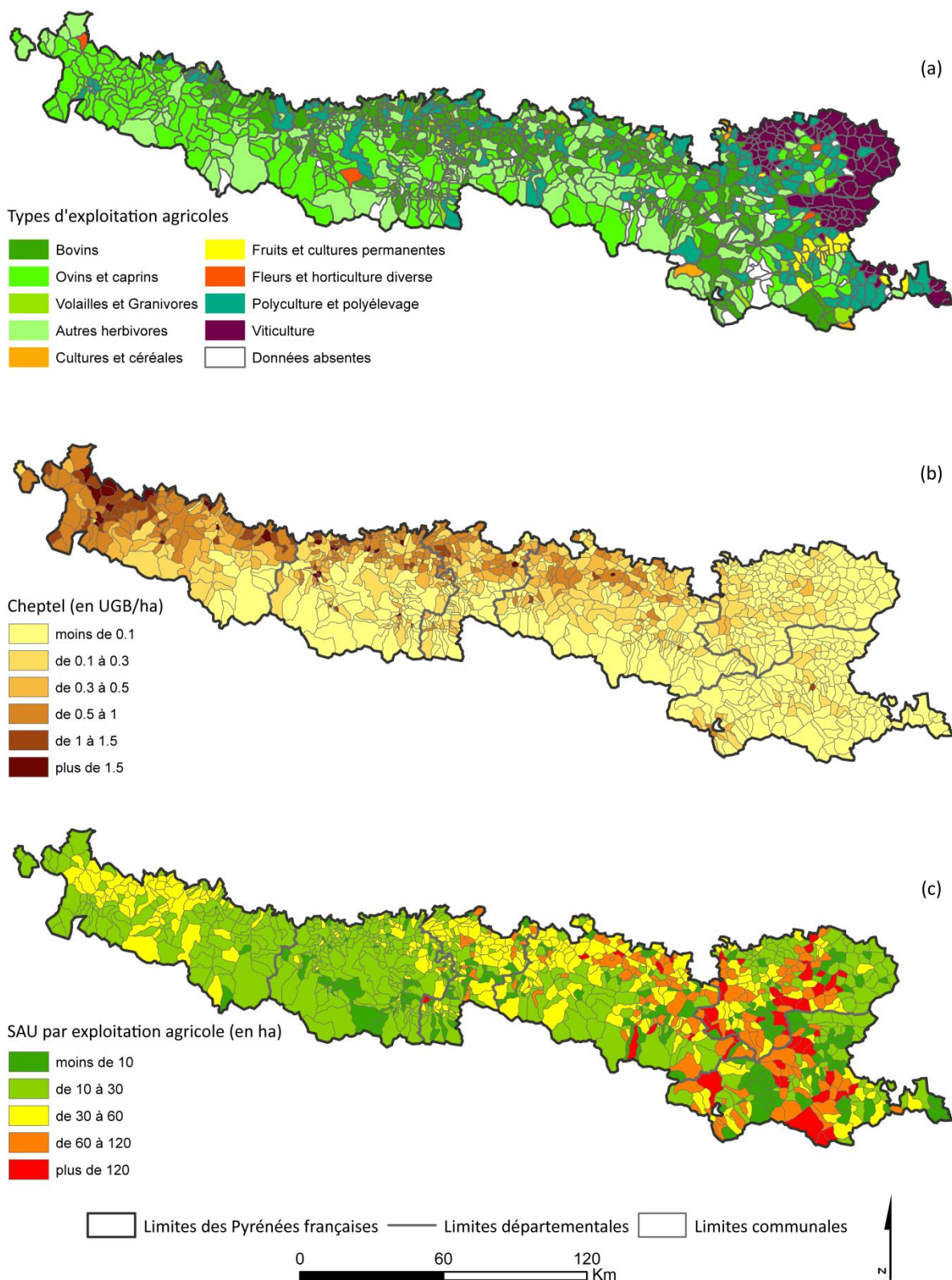


Figure 3.4. Spatialisation (a) des orientations technico-économiques, (b) du nombre de cheptel et (c) de la SAU par EA dans le massif Pyrénéen (source AGRESTE 2010)

La région basco-béarnaise des Pyrénées atlantiques, par son climat océanique, est la zone d'activité pastorale la plus importante du massif (Figure 3.4-b). De nombreuses exploitations

d'élevage y sont présentes, avec des structures petites mais intensives, qui profitent de pâturages de qualité. Le système d'exploitation majoritaire est orienté vers la production laitière (plus de 80% des herbivores sont des brebis laitières) pour la production de fromage (Figure 3.4-a). Ces exploitations doivent en général utiliser des pacages collectifs en complément de leur petite SAU (Figure 3.4-c) pour des troupeaux relativement conséquents. La transhumance s'y présente comme un apport indispensable de ressources fourragères, les troupeaux étant la plupart du temps gardés par les éleveurs eux-mêmes. Dans les Pyrénées centrales (Hautes-Pyrénées, Midi-Pyrénées, Ariège), la densité des exploitations agricoles et le nombre de cheptel sont plus faibles (Figure 3.4-b). Le pastoralisme est axé sur la production de viande. Plus de 80% des herbivores sont des « allaitants » bovins et ovins (Figure 3.4-a). Les exploitations pastorales sont de petite taille (entre 20 et 50 ha en moyenne) (Figure 3.4-c) mais extensives. Les troupeaux transhument vers les estives pour trouver un complément fourrager. La partie catalane du massif (Aude, Pyrénées-Orientales) est la plus spécialisée avec 50% des revenus provenant des activités touristiques, pour seulement 10% issus des activités productives (Comité de massif des Pyrénées 2006). Les exploitants utilisent des surfaces très peu productives (Figure 3.4-c) du fait du climat méditerranéen avec une densité de cheptel plus faible. Les exploitations pastorales y sont donc beaucoup moins présentes que dans les parties centrales et occidentales du massif et se caractérisent par un système extensif à dominante viande, de type *ranching*. Les Pyrénées Orientales sont cependant le lieu d'une grande diversité de cultures permanentes (viticulture et fruits) (Figure 3.4-a).

3.3.2 Les vallées pyrénéennes

Le choix des sites locaux résulte de la convergence d'intérêts scientifiques (projets de recherches) et techniques (disponibilité de données satellitaires, de relevés terrain et de cartographies d'occupation du sol). A noter que, bien qu'ils soient tous utilisés au sein de notre étude, notamment pour alimenter la base de connaissances à l'échelle régionale, un seul site local - la vallée du Vicdessos - est considéré dans nos travaux de modélisation prospective car il présente les plus fortes dynamiques de reforestation. La Figure 3.5 localise les trois sites d'étude locaux :

- la vallée du Davantaygue, située dans les Hautes-Pyrénées (65), est suivie depuis 2003 par le laboratoire DYNAFOR de Toulouse (INRA / Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse) ;
- la vallée du Vicdessos, située dans les Pyrénées ariégeoises (09) fait partie de l'Observatoire « Hommes-Milieus » (OHM) du Haut-Vicdessos, dispositif scientifique de suivi du CNRS - Institut Ecologie et Environnement et intégré au Labex DRIIHM, et est suivie par le laboratoire GEODE depuis 2009. A une échelle spatiale plus fine, un focus est réalisé également sur l'estive de Bassiès, située sur la commune d'Auzat ;
- la vallée des Garrotxes, située dans les Pyrénées Orientales (66) est étudiée depuis 1994 par le laboratoire GEODE.

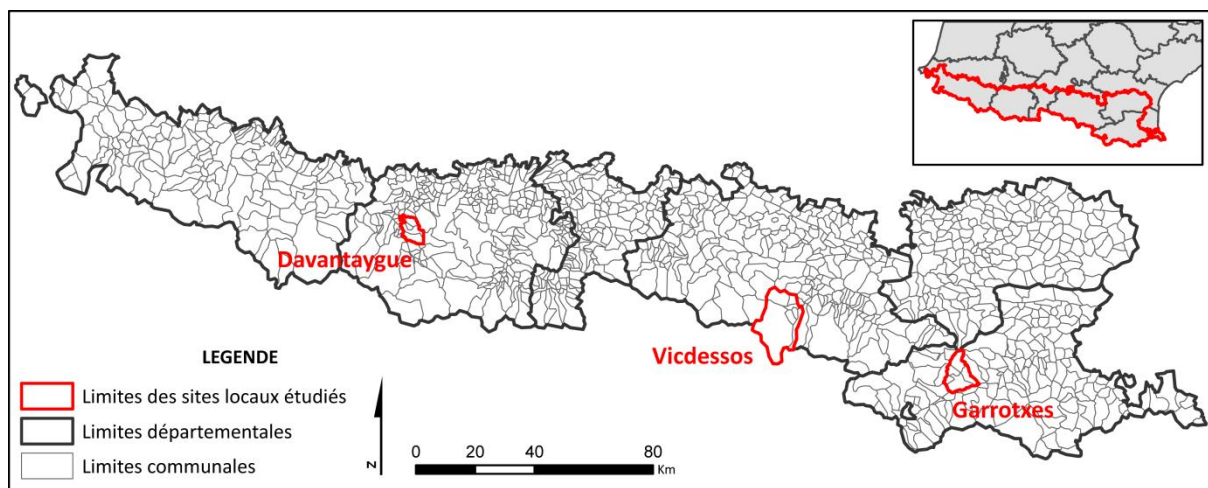


Figure 3.5. Localisation des sites d'étude locaux

3.3.2.1 La vallée du Davantaygue

La vallée du Davantaygue représente une superficie de 76 km² et englobe 6 communes administratives : Ayros Arbouix, Prèchec, Vier-Bordes, Artalens-Souin, Beaucens et Villelongue. Elle est située en périphérie du Parc National des Pyrénées et connaît des altitudes variant de 400 m en fond de vallée à 2500 m (Figure 3.6-a). La vallée est soumise à un climat montagnard avec des influences océaniques (températures moyennes annuelles de 12.5°C et 900 mm de précipitations).

Le fond de vallée est le lieu d'implantation des exploitations agricoles, auréolées de prairies et de parcelles agricoles (maïs grain, orge). Les près de fauche occupent la plupart des parcelles des zones intermédiaires, entre 500 m et 1200 m d'altitude. Les zones d'altitude, généralement situées au-dessus de 1200 m sont occupées par des pelouses et des landes rocheuses ainsi que par des forêts de frêne (*Fraxinus excelsior*) (Figure 3.6-b).

La vallée du Davantaygue est spécialisée dans l'élevage bovin et ovin. La majorité de la SAU est composée de pelouses, tandis que l'on retrouve au-dessus des cultures et prairies de fond de vallée des prairies de fauche exploitées en été pour la production de fourrage hivernal. En 1995, environ 120 exploitations agricoles étaient dénombrées dans la vallée ; il n'en restait que 42 en 2010 (Gibon et al. 2010). De fait, certains espaces, soumis à une moindre pression pastorale, montrent des signes d'embroussaillage. On peut ainsi voir apparaître à la limite basse des estives les premiers signes de reboisements spontanés.

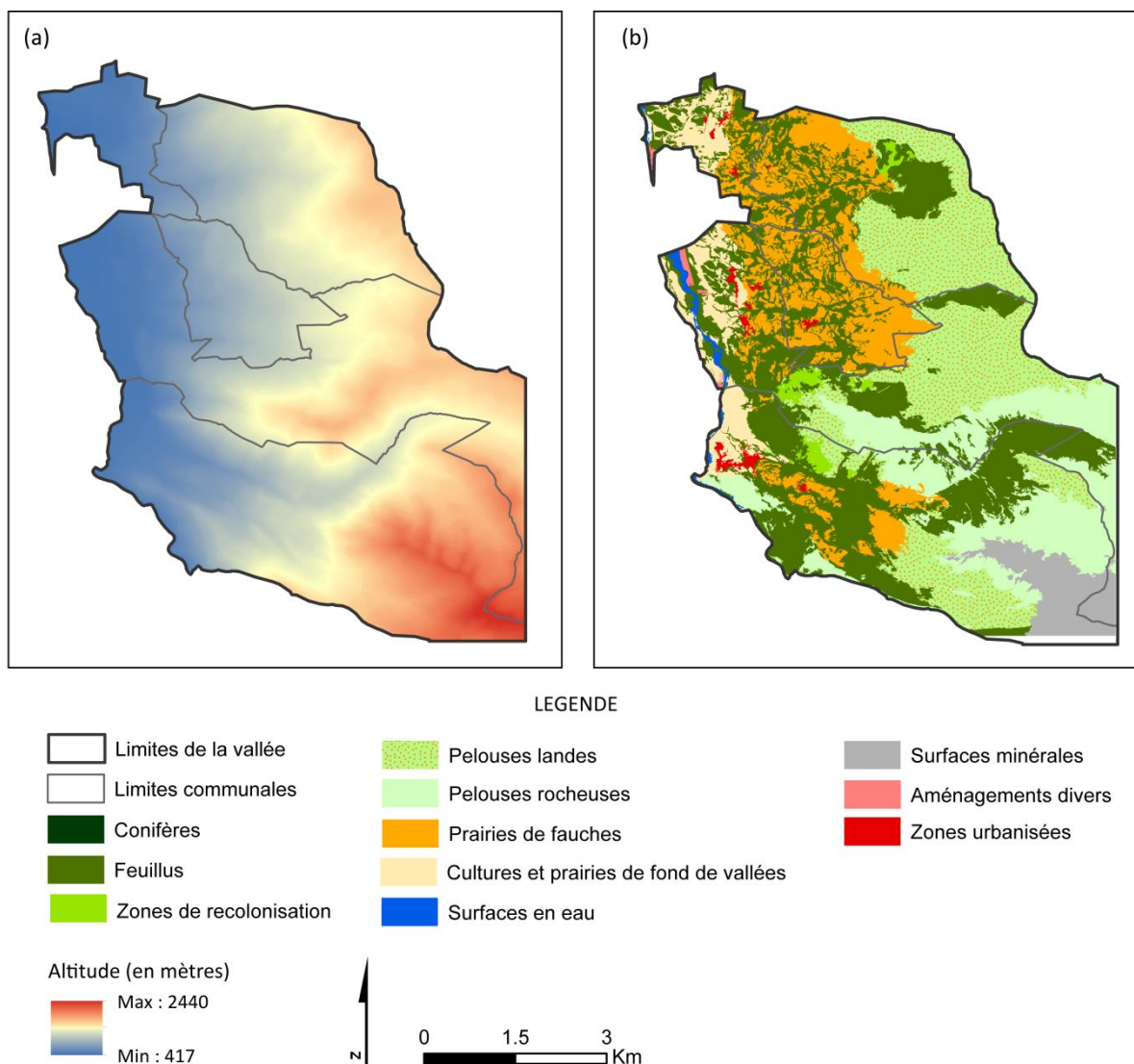


Figure 3.6. Cartographies (a) altitudinale et (b) de l'occupation et l'usage du sol de la vallée du Davantaygue en 2001

3.3.2.2 La vallée du Haut-Vicdessos

La vallée du Vicdessos s'étend sur 244 km² et comprend sept communes administratives du Parc Naturel Régional d'Ariège : Suc-et-Sentenac, Orus, Vicdessos, Sem, Goulier, Lercoul et Auzat. Elle se délimite au nord par le Pic des Trois Seigneurs (2199 m), à l'ouest par le Port de l'Artigue (2481 m) et au sud par la frontière avec l'Espagne et la Principauté d'Andorre. L'altitude varie de 600 m environ dans les fonds de vallées à plus de 3000 m, le point culminant étant le Pic d'Estats à 3143 m d'altitude (Figure 3.7-a). Sa localisation lui confère un climat de type montagnard.

La zone de fond de vallée, entre 600 et 900 m d'altitude est occupée par des cultures permanentes et des prairies. On y retrouve de manière ponctuelle les villages entourés de près ou de pâtures et des résidences habitées de façon permanente ou occasionnelle. Les zones intermédiaires, approximativement entre 900 et 1600 m, sont caractérisées essentiellement par des forêts de feuillus et de résineux issus des travaux RTM. Les zones d'altitude, au-dessus de 1600 m présentent des paysages

de pelouses et de landes, ainsi que de vastes zones de roches et d'éboulis au dessus de la limite supra-forestière (Figure 3.7-b).

La vallée du Vicdessos est représentative des bouleversements qu'ont connus de nombreuses régions des Pyrénées depuis le milieu des années 1950. Dans un contexte d'exode rural et de crise économique, la population a lentement diminué entraînant l'abandon progressif des exploitations agricoles (Galop et al. 2011). Avec une diminution de la pression pastorale, les espaces d'altitude (estives) bien que voués au pâturage estival, sont sous-utilisés depuis plusieurs années et progressivement reforestés (Houet et al. 2012). Les troupeaux se localisent essentiellement dans la partie sud de la vallée qui offre les meilleures ressources fourragères (Eychenne 2008).

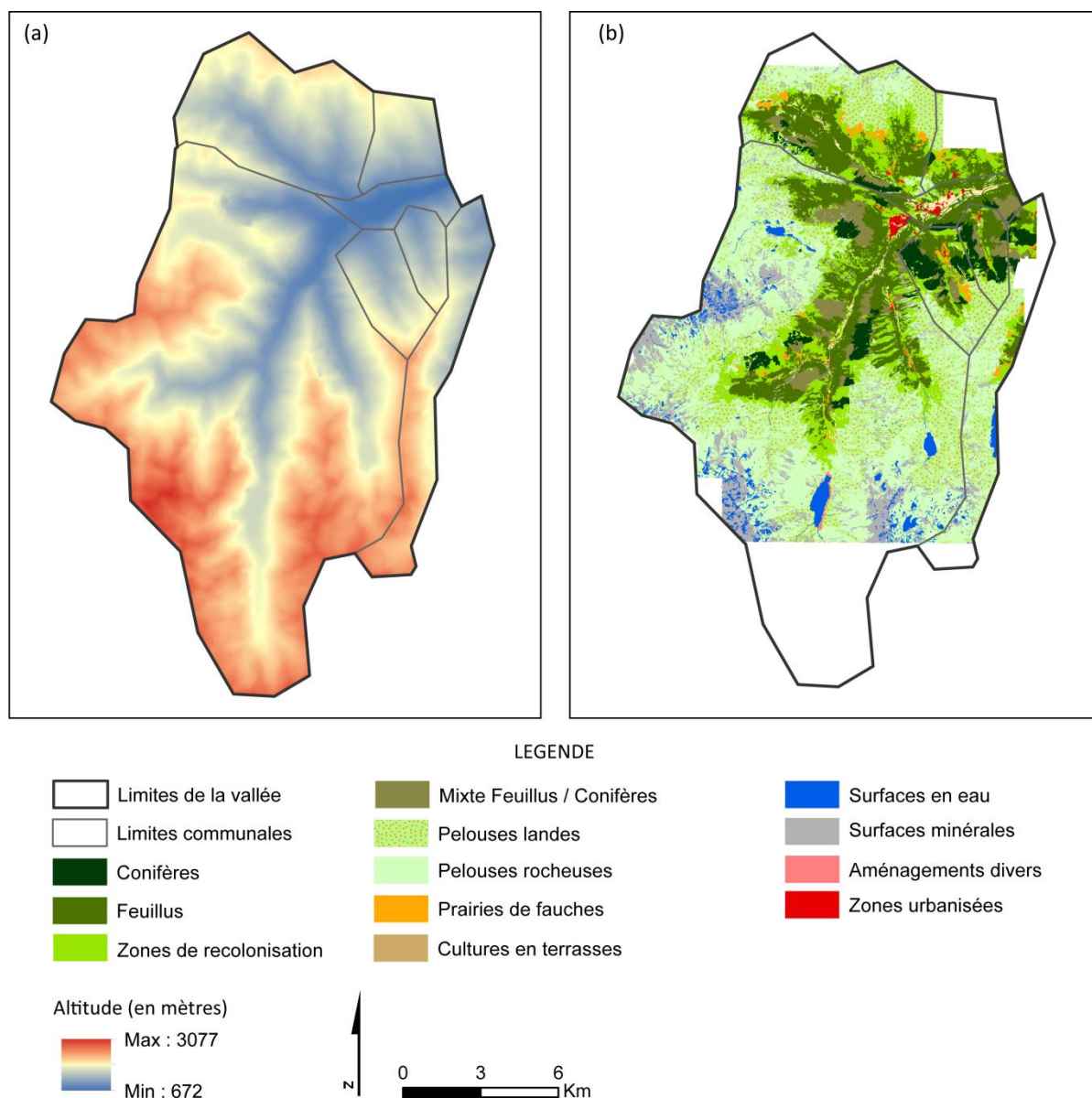


Figure 3.7. Cartographies (a) altitudinale et (b) de l'occupation et l'usage du sol de la vallée du Vicdessos en 2003

3.3.2.3 La vallée des Garrotxes

D'une superficie de 85 km², la vallée des Garrotxes comprend cinq communes: Sansa, Caudiès-de-Conflent, Oreilla, Railleu et Ayguatebia-Talau. Le site se situe en partie dans le Parc Naturel Régional des Pyrénées Catalanes. Il est délimité au nord par le massif du Madrès (2469 m) qui s'étend par la crête de Lloumet à l'est, à l'ouest par le massif de Cami Ramader culminant à environ 1600 m et au sud par les massifs de Puig de la Tossa et de Serrat del Cordal atteignant 2000 m (Figure 3.8-a). La vallée présente un climat montagnard à influence méditerranéenne atténuant la rudesse du froid hivernal.

La vallée des Garrotxes est principalement occupée par la forêt où le chêne vert (*Quercus ilex*) domine sur les versants en soulane jusqu'à 900m, remplacé par le chêne pubescent aux étages supérieurs. En ombrée, c'est le hêtre qui domine, associé à des forêts de pins à crochets (*Pinus uncinata*) et de pins sylvestre (*Pinus sylvestris*). Le versant est en grande partie occupé par des formations de pelouses et de landes majoritairement ligneuses (*Genista purgans*, *Calluna vulgaris*). Très isolée, cette vallée reste encore aujourd'hui très faiblement urbanisée. La forêt occupe la majorité de l'espace, tandis que l'agriculture (prairies de fauche) occupe un espace réduit (Figure 3.8-b).

Cette vallée est l'exemple classique de l'évolution des vallées montagnardes subissant les effets de l'exode rural et de la faible exploitation de ses ressources. De manière générale, les terres labourées ont d'abord été converties en près de fauche puis progressivement dédiées aux pacages extensif avant d'être abandonnées. Aujourd'hui, elles sont colonisées par la forêt.

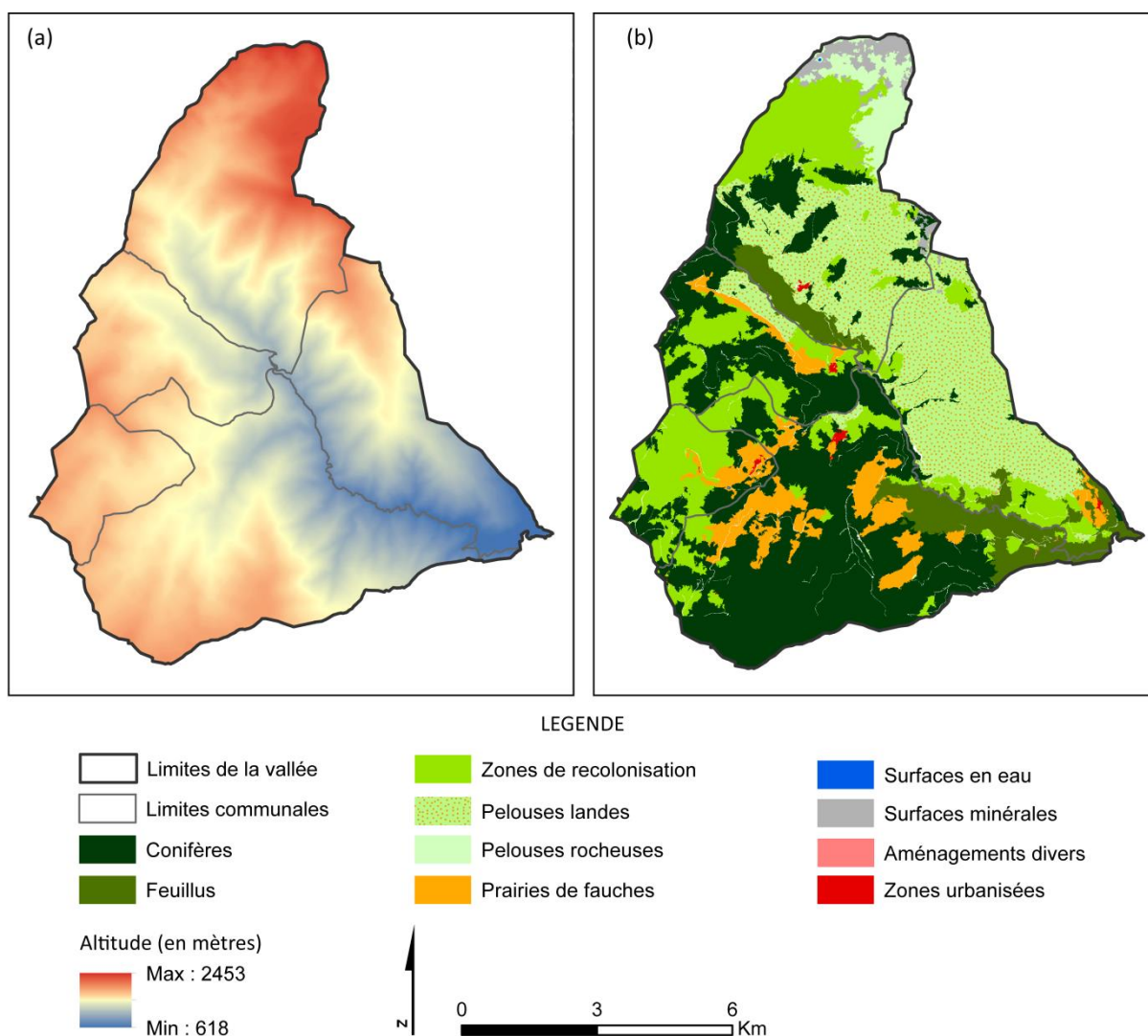


Figure 3.8. Cartographies (a) altitudinale et (b) de l'occupation et l'usage du sol de la vallée des Garrotxes en 2009

3.3.3 L'estive de Bassiès

L'estive de Bassiès est située dans la vallée du Vicdessos et représente une superficie de 13 km². Le site s'étend d'une forêt subalpine de hêtres à environ 1200 m aux pelouses d'altitude à près de 2500m (Figure 3.9-a). On retrouve au-dessus de 1800 m une forêt de pin à crochets (*Pinus uncinata*), espèce très répandue dans les Pyrénées capable de survivre dans des conditions bioclimatiques difficiles et présentant une forte capacité à s'implanter dans des espaces abandonnés (Cantegrel 1984). On retrouve aux étages inférieurs, sur les zones de versants, une forêt de hêtres (*Fagus sylvatica*) (Figure 3.9-b) dont la limite supérieure augmente progressivement depuis plusieurs décennies du fait de la disparition de la pression pastorale (Eychenne 2008) et probablement du changement climatique (Bolliger et al. 2007).

Historiquement, les pratiques pastorales étaient basées sur un système de rotation où l'estive était divisée en quatre quartiers (Figure 3.9-a): les quartiers de (1) "Bassies" (290 ha), (2) "Fum" (270 ha), (3) "Levants de l'Escale" (350 ha) et (4) "Serrette" (440 ha). Chaque quartier est délimité selon des déterminants morphologiques (altitude, pente, accessibilité) et pastoraux (points d'eau, cabanes pastorales, parcours). Ils influent sur le type de bétail pouvant être placé sur chaque quartier et sur le calendrier de pâturage (nombre de bêtes, durée du pâturage, etc.).

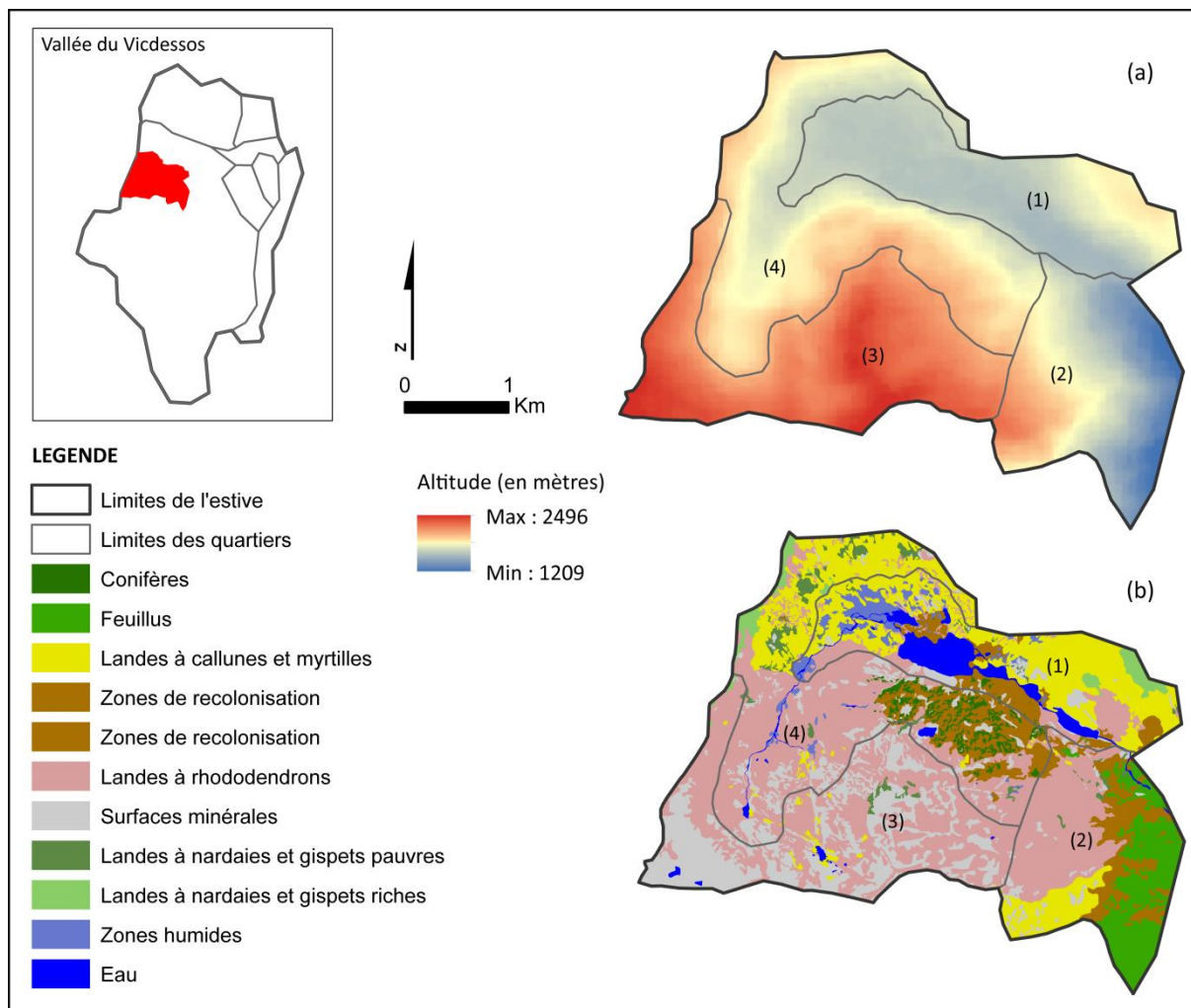


Figure 3.9. Cartographies (a) altitudinale et (b) de l'occupation et de l'usage du sol en 2008 et des quartiers de (1) "Bassies", (2) "Fum", (3) "Levants de l'Escale" et (4) "Serrette", sur l'estive de Bassies, dans la vallée du Vicdessos

3.4 Conclusion partielle

Le massif pyrénéen français a fait l'objet de changements sociaux et paysagers majeurs au cours des trois derniers siècles, en lien avec l'évolution des usages et des activités agricoles, sylvicoles et métallurgiques. Les changements qui y ont pris place après la seconde guerre mondiale, sont issus et influencés par les pratiques passées d'une part, et ont conduit à inversion totale des dynamiques

paysagères tendant vers un nouvel optimum forestier d'autre part. Ainsi, l'avenir des Pyrénées, à travers l'évolution de l'occupation et l'usage du sol, pose question, et ce, à différentes échelles.

Les dynamiques de reforestation se présentent ainsi comme la tendance actuelle prédominante et qui devrait se prolonger et s'intensifier dans les années à venir. De manière générale, les dynamiques de reforestation et de fermeture des espaces anciennement utilisés sont perçues par les acteurs locaux comme une perte de l'identité culturelle montagnarde. Certains espaces, tels que les estives, sont particulièrement touchés par ces changements, et témoignent des effets de la déprise et de l'abandon des activités agro-pastorales traditionnelles.

A l'échelle du massif les changements d'occupation et d'usage du sol restent très contrastés et varient d'est en ouest de la chaîne mais également selon les échelles spatiales considérées (micro-locale, locale, régionale). De plus, les démarches de modélisation à des échelles spatiales indépendantes soulèvent des problèmes d'interprétation (à des échelles plus fines) ou encore de généralisation (à des échelles plus larges). Nous tentons d'y répondre en adoptant une approche multi-scalaire de modélisation prospective, c'est-à-dire à trois échelles spatiales distinctes qui seront ensuite comparées. D'après Bürgi et al. (2004), seule une approche multi-scalaire permet de mieux appréhender les changements d'occupation et d'usages du sol tenant compte de l'interaction de processus à des échelles spatiales différenciées.

Conclusion

Le système Pyrénéen, sous sa forme actuelle, est un système complexe qui s'articule autour d'activités agro-pastorales, sylvicoles et touristiques présentant de fortes interdépendances. Leurs évolutions peuvent conduire à des conséquences à la fois sociales, économiques et environnementales présentant de forts enjeux pour les gestionnaires. La gestion des activités et des paysages requièrent donc des outils adaptés aux différentes échelles spatiales de gestion. Les évolutions récentes des activités et des paysages soulèvent la question de l'avenir de ce système, notamment vis-à-vis des dynamiques forestières. A travers l'exploration des futurs possibles, par le biais de scénarios tendanciels et/ou contrastés couplés avec des modèles de simulation spatiale, nous assumons qu'il est possible d'éclairer l'action présente à l'aide d'une approche quantitative et, par corollaire, d'aider les politiques de gestion en identifiant d'éventuels leviers d'actions.

Un état de l'art des recherches menées en modélisation prospective sur les espaces montagnards a mis en évidence une grande diversité d'échelles d'approches, de modèles et de scénarios. S'il n'existe pas encore de modèle permettant d'intégrer l'ensemble des facteurs socio-économiques, climatiques, etc. influençant l'évolution des types d'occupation et d'usage du sol, cette analyse bibliographique a démontré la nécessité d'adapter les méthodes liées à la modélisation prospective suivant l'échelle considérée.

Ainsi, eu égard à la pertinence d'une approche multi-scalaire, nous avons choisi de réaliser trois modélisations prospectives à trois échelles différentes (la chaîne pyrénéenne, une vallée et une estive) qui seront ensuite comparées. A chaque échelle, l'enjeu scientifique consiste à évaluer les changements d'occupation du sol futurs ainsi que l'incertitude spatiale associée. Pour ce faire, et sur la base de la méthode des scénarios (Godet 1992), il convient préalablement de reconstituer quantitativement les trajectoires d'évolution de l'occupation et l'usage du sol et d'identifier les facteurs qui régissent ces changements aux différentes échelles.

Partie II – Détermination des trajectoires et processus d'évolution de l'occupation et l'usage du sol aux échelles régionales et locales

Introduction

Cette partie est consacrée à l'élaboration de la « base » du système agro-pastoral Pyrénéen en suivant une démarche multi-scalaire. L'objectif est d'améliorer la compréhension de ce système en identifiant les changements d'occupation et d'usage du sol, les facteurs explicatifs de ces changements et leur influence sur les trajectoires d'évolution. Cette phase d'acquisition des connaissances se positionne à la base de la démarche de prospective de Godet (1992) et est effectuée à différentes échelles spatiales afin de mieux appréhender la complexité du système.

Le premier chapitre de cette partie (chapitre 4) s'attache à reconstruire les trajectoires d'évolution de l'occupation et l'usage du sol à l'échelle des trois sites locaux. Il présente la méthodologie choisie et les résultats obtenus. Ces résultats sont ensuite comparés aux dynamiques observées à l'échelle du massif Pyrénéen afin d'analyser la cohérence de nos observations. Le chapitre 5 vise à identifier et à analyser les facteurs explicatifs des changements observés aux échelles locales et régionales identifiés dans le chapitre précédent ainsi qu'à les spatialiser et les valider.

Chapitre 4 - Reconstitution des trajectoires d'évolution de l'occupation et l'usage du sol

Ce chapitre a pour but d'identifier les trajectoires d'évolution de l'occupation et l'usage du sol sur les trois sites d'étude locaux pour la période 1942/2008. Elles sont déterminées à partir de descripteurs statistiques permettant de les caractériser et d'analyser leur ampleur, leur vitesse et leur localisation. L'analyse rétrospective se focalise spécifiquement sur les dynamiques de reforestation analysées à trois étages montagnards distincts : les zones de fonds de vallées, de versant et d'altitude. Ces dynamiques sont prédominantes à l'échelle des trois sites depuis les cinquante dernières années et permettent de témoigner de la tendance générale d'évolution de l'occupation et l'usage du sol en lien avec les activités agro-pastorales. L'approche multi-scalaire permet ensuite de comparer les trajectoires identifiées à l'échelle locale à celles observées à l'échelle des Pyrénées françaises sur la période 1990/2006.

Ce travail a fait l'objet d'une communication orale au colloque national SAGEO 2013, suivie de la publication d'un article à comité de lecture publié dans les actes du même colloque qui s'est déroulé à l'Institut Universitaire Européen de la Mer (IUEM), à Brest du 23 au 26 septembre 2013. Cet article se base sur une méthodologie développée par Houet et al. (2012). Les cartographies d'occupation et d'usage du sol des trois sites ont été développées en amont de ce travail dans le cadre de différents projets de recherche (projets ANR MODE RESPYR et OPA OHM Haut-Videssos). Le calcul des indicateurs et l'analyse des résultats est un travail original effectué dans le cadre de cet article.

Vacquié L, Houet T et Vigneau C (2013) Caractérisation des trajectoires d'évolution de l'occupation et de l'usage des sols. Approche multi-scalaire appliquée aux Pyrénées. Actes du colloque national SAGEO, 23-26 septembre 2013, Brest, France. pp. 155-167

http://sageo2013.sciencesconf.org/conference/sageo2013/pages/SAGEO_2013_actes.pdf

4.1 Résumé étendu

L'introduction replace la problématique des changements d'occupation et d'usage du sol dans le contexte Pyrénéen et reprend les objectifs présentés ci-dessus. Afin d'analyser les dynamiques d'occupation et d'usage du sol, nous nous basons sur des cartographies issues de photographies aériennes classifiées selon une approche semi-automatique GEOBIA (GEOgraphic Object-Based Image Analysis). Cette méthode, développée par Blaschke (2010) et appliquée dans les Pyrénées par Houet et al. (2012) et Sheeren et al. (2012), nous permet de considérer les entités géographiques comme des objets contextuels homogènes afin d'améliorer la qualité des classifications. L'utilisation d'indicateurs cartographiques et statistiques vont ensuite nous permettre de quantifier et de spatialiser

les changements afin de caractériser l'évolution des sites locaux. Un taux annuel de changements forestier (R) et un taux d'accroissement moyen annuel (A2) nous permettent d'analyser la vitesse des changements, tandis que le calcul de la part de surface boisée retranscrit leur ampleur. Afin d'appréhender plus finement les changements d'occupation et d'usage du sol, nous avons choisi de réaliser notre analyse à l'échelle de trois zones d'usages agro-pastorales : les zones de fonds de vallées, les zones intermédiaires de versant et les zones d'altitude, ou estives. Ces zonages dépendent à la fois de facteurs géographiques (altitude, pente, exposition) et agronomiques (type d'utilisation des espaces) et sont donc spécifiques à chaque site.

Les résultats montrent des dynamiques de reforestation similaires sur les trois sites locaux où les espaces anciennement utilisés à des fins agro-pastorales (cultures, prairies de fauche, etc...) sont progressivement recolonisés par des landes avant d'être totalement reforestés. Nous observons toutefois des disparités dans leur répartition spatiale selon les secteurs agro-pastoraux, témoignant de la complexité des changements au sein de ces espaces. De manière générale, les dynamiques de reforestation des trois sites sont dues à une diminution de l'intensité des pratiques agro-pastorales. Les processus de déprise sont apparus à des périodes différentes selon les sites : la reforestation est d'autant plus précoce que l'on se situe à l'est des Pyrénées, et inversement. En comparant ces résultats aux tendances régionales analysées à partir des données Corine Land Cover, nous observons que ces dernières ne sont pas représentatives des dynamiques identifiées aux échelles locales et tendent à sous-estimer la quantité de changements pour tous les types d'occupation et d'usage du sol.

4.2 Article « *Caractérisation des trajectoires d'évolution de l'occupation et de l'usage du sol - Approche multi-scalaire appliquée aux Pyrénées* »

Caractérisation des trajectoires d'évolution de l'occupation et de l'usage du sol - Approche multi-scalaire appliquée aux Pyrénées

Laure Vacquié¹, Thomas Houet¹ et Christelle Vigneau¹

¹ Laboratoire GEODE, Université Toulouse 2 Le Mirail, 5 allée Antonio Machado, 31000 Toulouse, France

RESUME. La reforestation des espaces montagnards est un phénomène global dont l'ampleur et la vitesse s'amplifient depuis plus d'un demi-siècle, affectant l'organisation paysagère des vallées Pyrénéennes. Cet article vise à caractériser les changements d'occupation et d'usage du sol à différentes échelles spatiales et temporelles. Une approche de classification semi-automatique (GEOBIA) est proposée pour la cartographie de l'occupation du sol depuis les années 1940 sur trois sites d'étude locaux. Les résultats témoignent d'une fermeture des espaces agro-pastoraux par des processus d'enfrichement et de reforestation spontanée. La distribution spatiale de ces changements présente toutefois des dynamiques différentes selon les sites. Même si les facteurs explicatifs de ces transformations sont les mêmes, des disparités locales apparaissent du fait de facteurs naturels et anthropiques spécifiques. Ces résultats sont ensuite confrontés aux tendances régionales afin d'analyser la représentativité des vallées par rapports aux dynamiques observées à plus large échelle.

ABSTRACT. Natural reforestation in mountain regions is a well-known phenomenon that has been developing for the last fifty years, affecting landscape dynamics of Pyrenean valley. This paper aims at assessing land-cover and land-use changes in the French Pyrenees at various spatial and temporal scales. A semi-automatic GEOBIA approach is applied to produce land cover maps since the 1940s in three local study sites. The results indicate a landscape enclosure due to forest encroachment and spontaneous reforestation. However, the spatial distribution of changes differs from a site to another. Although main drivers of encroachment are the same, local disparities appear because of specific natural and anthropogenic factors. Results are then compared to regional LUCC trajectories to assess valley's representativeness of regional trends.

1. INTRODUCTION

A partir des années 70, il a été admis que l'occupation et l'utilisation du sol a une influence sur les échanges énergétiques entre terre et atmosphère, impactant à la fois sur le climat (Pielke 2002), la qualité de l'eau ou du sol, les cycles biogéochimiques, la biodiversité, etc. (Steffen et al. 2004, Gillson 2009) à des échelles globales, régionales et locales (Lambin et al. 2006). Les milieux montagnards sont représentatifs de ces enjeux en ce sens qu'ils ont connu au cours des derniers siècles une évolution marquée (Métailié 2006), cet héritage ainsi que la diversité des activités agro-pastorales actuelles influant encore aujourd'hui sur l'organisation des paysages de vallée. Mais, même si ces activités ont de tout temps modelé et entretenu ces espaces, on observe depuis les cinquante dernières années des dynamiques d'afforestation et de fermeture des milieux liées à un déclin des activités de production en zone de montagne et un exode rural massif (Galop et al. 2011).

L'objectif de cet article est de caractériser les trajectoires d'évolution de l'occupation et de l'usage du sol à une échelle locale, en comparant trois sites, et de les comparer aux dynamiques régionales afin (1) de montrer l'intérêt d'une approche multi-scalaire dans la caractérisation des processus de fermeture de paysage et (2) d'identifier les facteurs explicatifs de ces changements. Ce travail se base sur des cartographies issues de photographies aériennes des soixante dernières années permettant, à un pas de temps décennal, d'analyser les dynamiques d'occupation du sol. L'utilisation d'indicateurs cartographiques et statistiques permet de quantifier et de spatialiser les changements afin de caractériser l'évolution des vallées. On part de l'hypothèse que des disparités locales existent à l'échelle du massif, les changements d'occupation et d'usage du sol étant influencés à la fois par des facteurs naturels (climat, géomorphologie, pédologie...) et anthropiques (pression urbaine, usages...).

2. SITES D'ETUDE

Cette recherche est réalisée à l'échelle de trois sites d'étude (**Figure 1**) suivant un gradient d'ouest en est le long de la chaîne Pyrénéenne : le Davantaygue (76km²), le Haut-Vicdessos (244km²) et les Garrotxes (85km²). Le premier site est situé à la périphérie du Parc National des Pyrénées. Le second site comprend plusieurs communes du Parc Naturel Régional d'Ariège, et le troisième site se situe dans le Parc Naturel Régional des Pyrénées Catalanes. Le choix de ces trois sites résulte de la convergence d'intérêts scientifiques (projets de recherches) et techniques (disponibilité de données satellitaires, de relevés terrains et de cartographies d'occupation du sol).

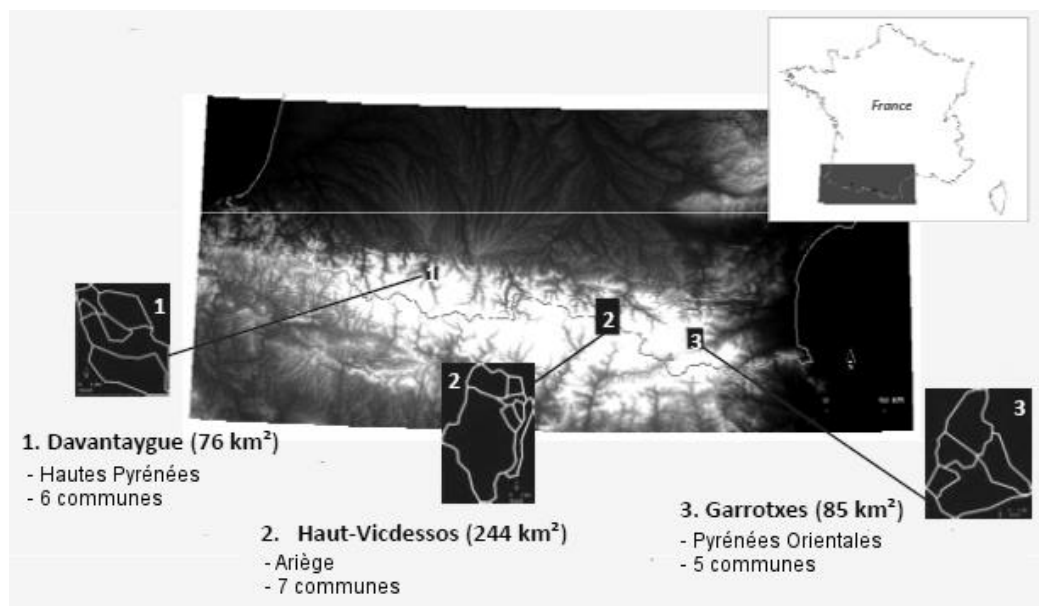


Figure 1. Localisation des sites d'étude locaux

3. MATERIELS ET METHODES

3.1 Données disponibles

Les changements d'occupation du sol ont été identifiés à partir de photographies aériennes. Les photographies aériennes panchromatiques couvrent la période des années 1940 aux années 1990, et sont complétées pour la période récente (1990-2010) de photographies couleurs. Chaque zone d'étude

compte entre six et huit orthophotoplans historiques, présentant un pas de temps quasi décennal (**Table 1**).

Table 1. Caractéristiques des photographies aériennes

| | Années | Nb de clichés | Emulsion | Echelle | Résolution |
|-------------|--|---------------|----------------------|------------------------|------------|
| Davantaygue | 1948 / 1959 / 1971 / 1978 / 1989 / 2001 | 67 | Panchro / Couleur | 1 :15000 à 1 :30000 | 0.5 m |
| Vicdessos | 1942 /1953 / 1962/ 1976 / 1983 / 1993 / 2003 / 2008 | 286 | | 1 :25000 à 1 :30000 | |
| Garrotxes | 1942 / 1962 / 1980 / 1989 / 2000 / 2009 | 104 | | | |

3.2. Cartographie des modes d'occupation et d'usages du sol

La méthode développée pour produire chaque cartographie d'occupation du sol se base sur les principes du GEOBIA (GEOgraphic Object-Based Image Analysis), une méthode de classification qui considère les entités géographiques comme des objets contextuels homogènes (Blaschke 2010). Les traitements appliqués consistent à (1) segmenter chaque orthophotoplan en objets homogènes, ou polygones, selon des critères de teinte, de texture, de taille et de forme puis à (2) classifier l'image en affectant manuellement chaque objet à la classe d'occupation du sol correspondante. Les polygones contigus d'un même type d'occupation du sol sont ensuite fusionnés afin de permettre une meilleure représentativité des entités de même classe. Afin de limiter les éventuelles erreurs de sur-détection liées aux petits décalages persistants entre les orthophotoplans, la segmentation pour une date t tient compte des limites vectorielles de la carte classifiée à la date $t-1$ (**Figure 2**). La méthodologie est présentée en détail dans Houet et al. (2012). Les classifications sont ensuite validées en utilisant des données de terrain (pour les dates récentes) ou des vues historiques obliques (pour les périodes plus anciennes) lorsqu'elles sont disponibles.

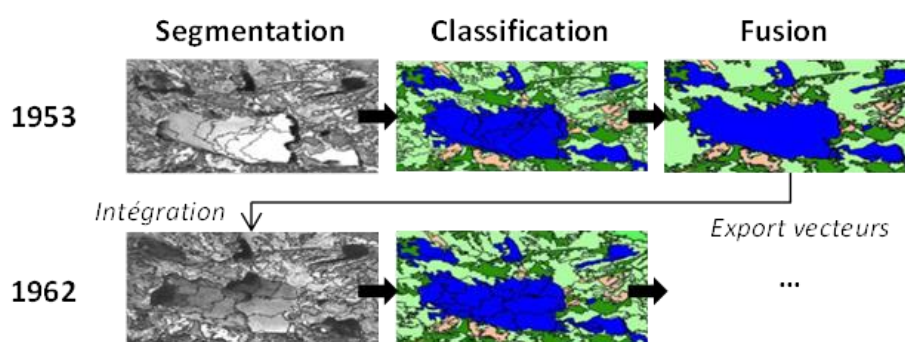


Figure 2. Méthodologie GEOBIA de classification à partir d'orthophotoplans historiques destinée à éviter les erreurs de sur/sous détection liées aux décalages spatiaux inhérents au contexte topographique montagnard

3.3. Analyse des dynamiques d'évolution

3.3.1. Une approche comparative par zonage altitudinal

Les espaces agro-pastoraux se structurent autour de zones d'usages spécifiques : les zones de fonds de vallées, les zones intermédiaires et les estives. Leurs limites, principalement altitudinales, sont spécifiques à chaque vallée, et varient selon la période considérée (Houet et al. 2012). Afin d'appréhender plus finement leur évolution, il est nécessaire de distinguer ces secteurs géographiques. On choisit donc de subdiviser chaque vallée en trois zones (altitude, versant, fond de vallée) les plus représentatives des espaces fonctionnels, à la date la plus ancienne. Les zones d'altitude sont assimilées aux zones de pâturages estivaux (présence de cabanes pastorales et d'orris). Les zones de versant regroupent les secteurs de granges, utilisés à l'intersaison par les éleveurs tandis que les zones de fond de vallées correspondent aux bâtiments d'exploitation. La définition des zonages se base ainsi sur des critères à la fois géographiques (altitude, pente, exposition) et agronomiques (type d'utilisation des espaces) déterminés par les cartes d'occupation du sol les plus anciennes et par des recherches bibliographiques. Ces critères ont été établis de manière générique pour chaque vallée afin d'assurer au maximum la comparabilité des espaces agro-pastoraux entre les sites et leurs dynamiques d'évolution.

3.3.2. Analyse des changements d'occupation du sol

L'analyse des changements d'occupation et d'usages du sol s'effectue en deux temps : (1) le calcul d'indicateurs retranscrivant l'ampleur et la vitesse de fermeture des milieux et (2) la caractérisation des changements et de leur répartition spatiale.

L'ampleur et la vitesse de fermeture des paysages sont évaluées grâce à deux indicateurs simples calculés à partir des statistiques d'occupation du sol. L'ampleur est mesurée par l'évolution de la part de surface boisée par rapport à la zone considérée (zone entière, d'altitude, de versant et de fond de vallée). La vitesse est mesurée à travers deux indicateurs, calculés pour chaque site et pour chaque zone :

– le taux annuel de changements forestiers (R , en %) mesure un taux moyen annuel de gains ou de pertes nettes des surfaces forestières sur une période donnée, une valeur positive traduisant un phénomène d'afforestation, et inversement (FAO, 1995).

$$R = \left[\left(\left(\frac{A_{n+1}}{A_n} \right)^{1/t} \right) - 1 \right] * 100 \quad (1)$$

Où A_n = surfaces en forêt à la date n
 A_{n+1} = surfaces en forêt à la date $n+1$
 t = durée de la période n - $(n+1)$

– le taux d'accroissement moyen annuel ($A2$, en %) des surfaces boisées permet de témoigner d'une accélération ou non de la fermeture des paysages. Ce taux est normalisé par la taille de la zone concernée ce qui permet de comparer les dynamiques de fermeture entre les différentes vallées.

4. RESULTATS

A l'échelle des trois vallées, on observe une modification des paysages, passant de milieux agricoles et pâturés à des étendues recolonisées par la forêt. Toutefois, l'ampleur et le rythme de ces changements diffèrent selon les sites et les zones d'usages.

La vallée des Garrotxes est l'exemple classique de l'évolution des vallées montagnardes subissant les effets de l'exode rural et de la faible exploitation de ses ressources depuis les années 50 : les terres labourées sont d'abord converties en près de fauche puis progressivement laissées au pâturage extensif avant d'être abandonnées et aujourd'hui colonisées par la forêt à tous les étages. L'indicateur R (**Figure 3**) rend compte d'une modification dans la vitesse de fermeture. A l'échelle du site, on observe des dynamiques similaires à tous les étages jusqu'au début des années 1990 avec un taux annuel de changements forestiers en baisse constante (+0.70% entre 1942/1962, +0.55% entre 1962/1980 et +0.19% entre 1980/1989). Si l'on considère les zones de versant, on observe une forte progression de ce taux durant la période 1989-2000 (+1.03%), suivie d'un très net ralentissement pour la période 2000-2009 (+0.54%). A l'inverse, les zones d'altitude connaissent une faible évolution jusqu'en 2000 (R inférieur à +0.05%/an soit moins de 1ha de forêts en plus par an) pour atteindre +0.28%/an après 2000 soit un gain net de 5.8ha/an de surfaces boisées. Cette relative stabilité s'explique par le fait que plus de deux tiers des surfaces en 1942 sont déjà occupées par des forêts, laissant peu d'espace à une extension supplémentaire. Ces dynamiques d'abandon s'expliquent principalement par l'extrême isolement de cette vallée où l'accessibilité constitue un réel frein à l'exploitation des ressources, qu'elles soient sylvicoles ou pastorales (Paegelow et al. 2004).

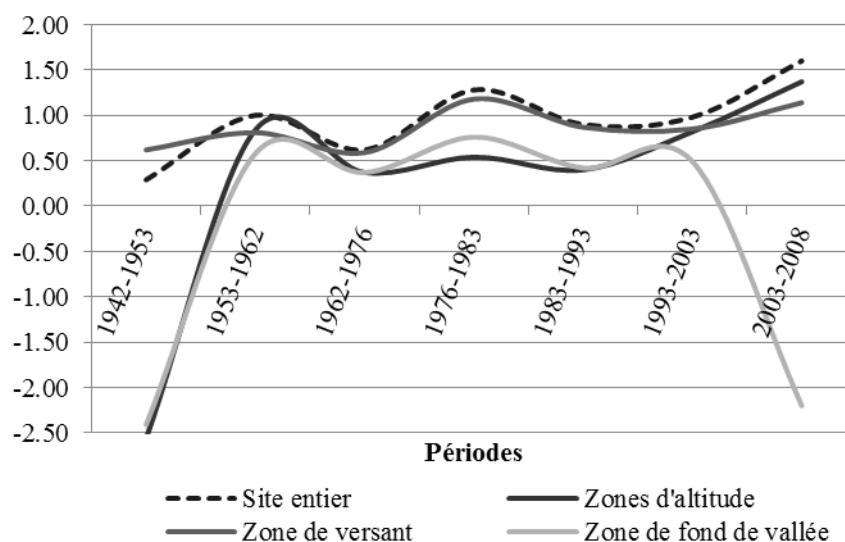


Figure 3. Taux annuel de changements forestiers (R en %) dans les Garrotxes

Dans le Vicdessos (**Figure 4**), la fermeture des zones de versant est progressive et suit les tendances observées à l'échelle de la vallée. Des coupes forestières effectuées entre 1942 et 1953 expliquent le faible taux de R à cette période dans les zones d'altitudes et de fond de vallée. Au niveau de ces dernières, la fermeture est plus importante à partir des années 60 (R entre +0.37% et +0.58%). Cet enrichissement marque le début de l'abandon des petites parcelles agricoles, s'exprimant par un phagocytage progressif par les haies bocagères les délimitant. La diminution de R entre 2003 et 2008

s'explique par le court intervalle de temps entre les deux cartographies et par un taux de surfaces boisées déjà élevé dès les années 2000 (66%). Les zones d'altitude présentent une faible évolution avant 1962. On note cependant une accélération à partir des années 90 (R entre +0.82% et +1.37%/an). La fermeture des estives est, de façon relative aux espaces considérés, plus forte que l'évolution observée à l'échelle du site entier sur certaines périodes, avec un décalage d'environ 30 ans. Globalement, on observe à l'échelle de la vallée une homogénéisation des paysages avec des versants forestiers qui empiètent à la fois sur les estives et les fonds de vallées dû à un ralentissement des activités agro-pastorales et l'extension des arbres issus des travaux de reboisement (Carré 2010).

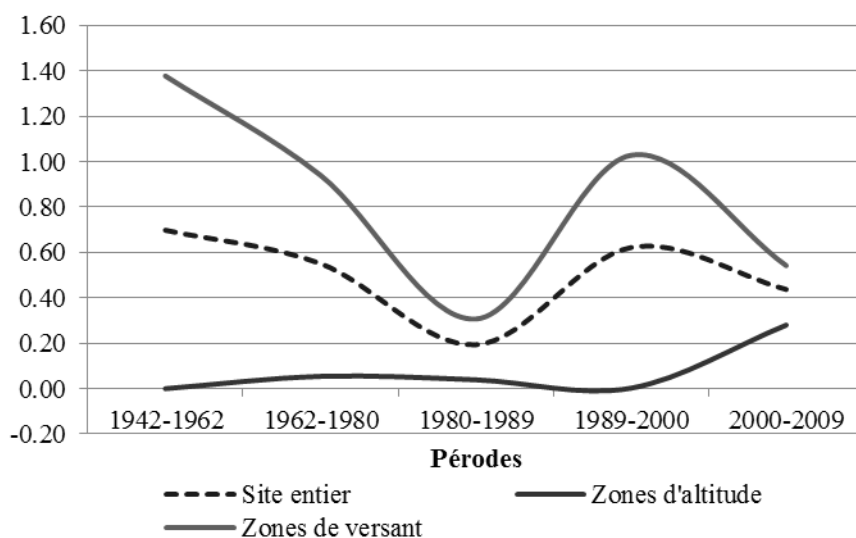


Figure 4. Taux annuel de changements forestiers (R en %) dans le Vicdessos

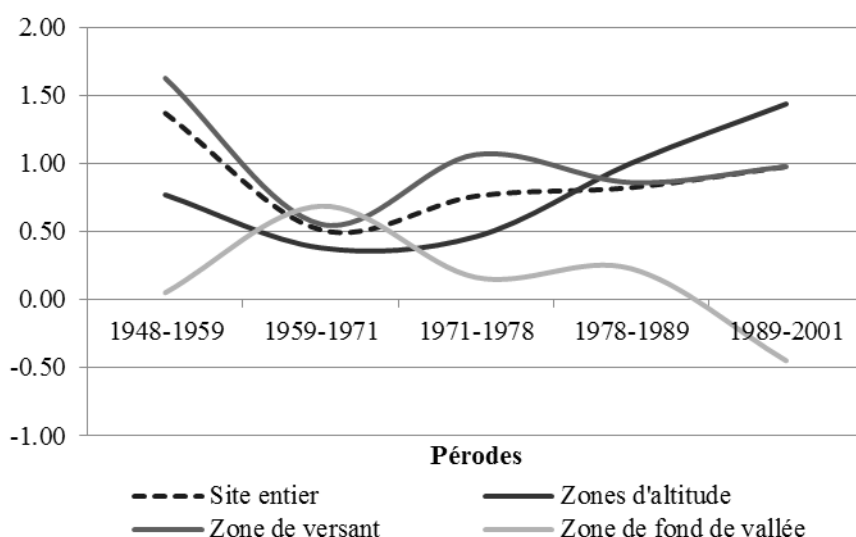


Figure 5. Taux annuel de changements forestiers (R en %) dans le Davantaygue

Même si le paysage du Davantaygue reste relativement stable depuis les années 50 (**Figure 5**) les dynamiques d'enfrichement tendent à s'amplifier depuis les années 70 principalement en zones de

versants. Ces dernières affichent des taux de changements importants sur la période 1971-1978 (+1.07%) qui resteront relativement stables jusqu'en 2001 (+0.86% et +0.98%). Ces dynamiques vont de pair avec un abandon progressif de ces espaces pentus, difficilement exploitables et mécanisables, et parfois éloignés des sièges d'exploitation (Gibon et al. 2010). Tandis qu'en zone de fond de vallée le taux de changement forestier moyen diminue (+0.17% entre 1971/1978, +0.23 entre 1978/1989 et -0.45% entre 1989/2001), il tend à augmenter de manière constante en zone d'altitude pour atteindre des tendances similaires à celles observées à l'échelle de la vallée (+1.44% entre 1989/2001). Les effets de l'extensification de l'utilisation du sol entraînent ainsi des dynamiques de fermeture des paysages irréversibles (Couvreur et al. 1999) en zone de versant et d'altitude. Dans le même temps, le maintien des activités agro-pastorales et la ré-intensification des pratiques dans les années 80 suite notamment à la mise en place de mesures agro-environnementales (réformes de la PAC) encourageant l'exploitation des prairies de montagne (Mottet 2005) permettent d'entretenir et de conserver l'organisation traditionnelle du paysage montagnard dans les fonds de vallées et les bas de versant.

5. DISCUSSION

5.1. Sur la méthode

La méthodologie suivie pour la réalisation des cartes d'occupation du sol, en traitant de manière semi-automatique des zones homogènes et contextuelles, offre des résultats satisfaisants ; les méthodes de classifications automatiques étant encore trop peu adaptées au traitement d'anciennes photographes aériennes panchromatiques. Cette approche a déjà montré son efficacité pour la cartographie des dynamiques d'enfrichement à partir d'images aériennes panchromatiques et d'images satellites à haute résolution spatiale (Laliberte et al. 2004). L'utilisation des délimitations de chaque entité géographique à la date antérieure rend cette méthode d'autant plus robuste qu'elle permet également de s'affranchir d'erreur de classification due à des décalages entre unités géographiques identiques lors des segmentations du fait de différences de teinte ou de texture entre photographies multi-dates. En reposant sur une nomenclature développée de manière concertée avec les différents chercheurs spécialistes des Pyrénées, prenant en compte les différents modes d'occupation du sol de chaque espace agro-pastoral, cette méthode est générique et donc transposable à n'importe quelle vallée Pyrénéenne.

En outre, le choix d'utiliser des indicateurs statistiques simples relève ici d'un besoin de quantifier l'ampleur et la vitesse des changements. En effet, l'objectif n'était pas ici de mesurer l'évolution de l'organisation spatiale de la fermeture paysagère, qui ne témoigne pas d'un pattern spécifique du fait de l'influence de la topographie, mais bien de caractériser les trajectoires d'évolution des types d'occupation et d'usages du sol. Ainsi, contrairement aux métriques paysagères qui cherchent à quantifier l'organisation de la mosaïque paysagère et son hétérogénéité, les indicateurs utilisés permettent d'évaluer et de comparer les dynamiques de la fermeture des vallées Pyrénéennes, rendant possible la détection des décalages temporels entre chaque site.

5.2. Des tendances similaires à celles observées à l'échelle du massif Pyrénéen

Les dynamiques de déprise et d'afforestation observées à l'échelle des vallées, relevant de facteurs naturels et anthropiques, reflètent les tendances globales liées à l'évolution démographique et

économique du massif. Ces tendances, combinées aux difficultés que connaissent les activités agro-pastorales depuis les dernières années, ont un impact très marqué sur l'espace Pyrénéen. Les activités traditionnelles sont en concurrence foncière pour l'usage de l'espace. Le fonctionnement des exploitations est, lui, perturbé par le tourisme qui renchérit les coûts. Ces difficultés sont aggravées par la nécessité pour les éleveurs de montagne d'avoir à leur disposition des surfaces exploitables à plusieurs niveaux d'altitude, la confiscation foncière de l'une de celle-ci entraînant la disparition d'exploitation, laissant en déshérence les terres agricoles aux autres altitudes (Comité de massif des Pyrénées 2006). Avec la diminution du nombre d'exploitants, le vieillissement de la population, et la mise en place d'activités concurrençant l'agro-pastoralisme, la société se réorganise et les dynamiques paysagères se modifient.

Toutefois, le système Pyrénéen se présente comme un système territorial hétérogène où la diversité des modes d'occupation et d'usage du sol est à l'image de la diversité des orientations agro-pastorales. La productivité des surfaces agricoles, dépendante des conditions pédoclimatiques d'ouest en est de la chaîne, détermine les surfaces moyennes des exploitations agricoles et a fortiori la distribution spatiale des cheptels (**Figure 6**) et la place des activités de production. En parallèle, les dynamiques de fermeture des vallées vont être directement corrélées avec l'intensité des activités agro-pastorales.

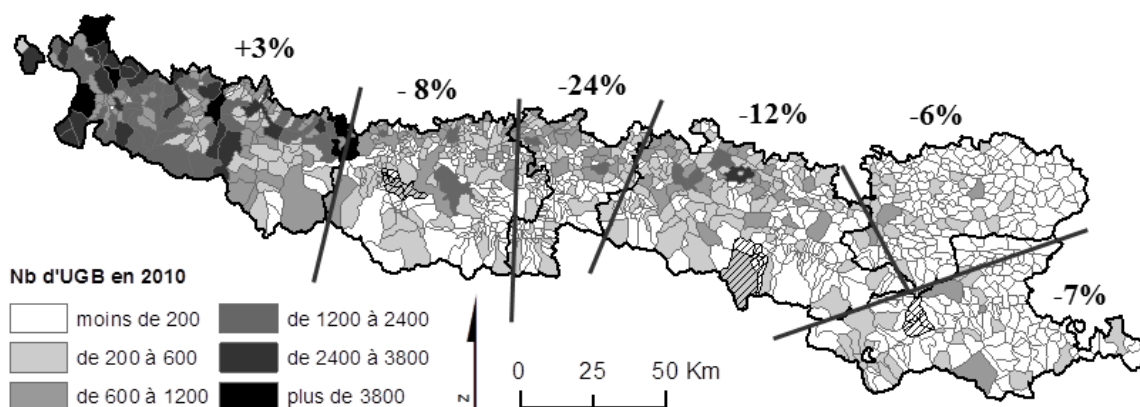


Figure 6. Nombre d'UGB (Unités Gros Bétail) en 2010 et évolution par département (1988-2010) (Sources, RGA 2010)

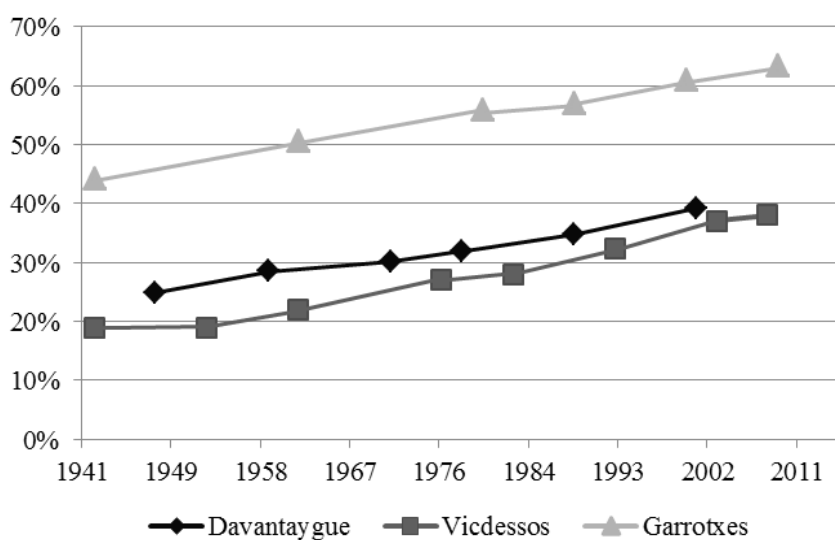


Figure 7. Evolution du taux de surfaces boisées à l'échelle des trois sites (en %)

Force est de constater que les périodes de rupture des systèmes agro-pastoraux de chacune des vallées reflètent les dynamiques du massif Pyrénéen suivant un gradient d'est en ouest de la chaîne. Un potentiel agronomique traditionnellement faible et un nombre d'UGB en baisse (-7%) va de pair avec les dynamiques de déprise les plus anciennes (dès les années 40) dans les Garrotxes (Figure 7). La vallée du Davantaygue dont la période de rupture dans les années 70 est la plus tardive - et malgré une baisse du nombre d'UGB (-8%) - bénéficie de l'influence et du dynamisme des Pyrénées Atlantiques. La vallée du Vicdessos située entre ces deux pôles tant d'un point de vue géographique que temporel (rupture dans les années 60), présente des dynamiques de déprise qui pourraient donc potentiellement entraîner une fermeture complète du paysage dans les années à venir, à l'image des dynamiques récentes observées dans les Garrotxes.

5.3. De l'intérêt d'une approche multi-scalaire

Il est admis que les dynamiques d'occupation et d'utilisation du sol sont le résultat de processus multiples qui s'opèrent à différentes échelles (Turner II et al. 2007). Même si globalement des dynamiques similaires s'observent à l'échelle du massif (enfrichement, afforestation), l'évolution récente des modes d'occupation et d'usage du sol affecte de manières différenciées l'organisation paysagère des vallées Pyrénées. L'analyse de ces dynamiques à des échelles fines nécessite l'utilisation de données cartographiques à des résolutions spatiales adaptées. Les cartographies régionales de l'occupation du sol actuellement disponibles, telles que Corine Land Cover, bien qu'offrant une base de connaissance non négligeable sur les tendances du massif, ne permettent pas de retranscrire finement l'évolution des paysages observée à l'échelle des vallées (Figure 8). Entre 1990 et 2006, le taux de surface boisé y demeure stable tandis qu'on observe une légère diminution des surfaces agricoles de versant (-5%), contrebalançant une augmentation (+6%) des pelouses. Cette stabilité montre que, de manière générale, l'utilisation de données aériennes et/ou satellitaires présentant une trop faible résolution spatiale ne permet de détecter que partiellement les espèces végétales dominantes et de caractériser de manière succincte les types d'occupation du sol. Détectés

comme relativement homogènes à une résolution spatiale large, ils peuvent s'avérer hétérogènes à une échelle spatiale plus fine (Gibson et al. 2000).

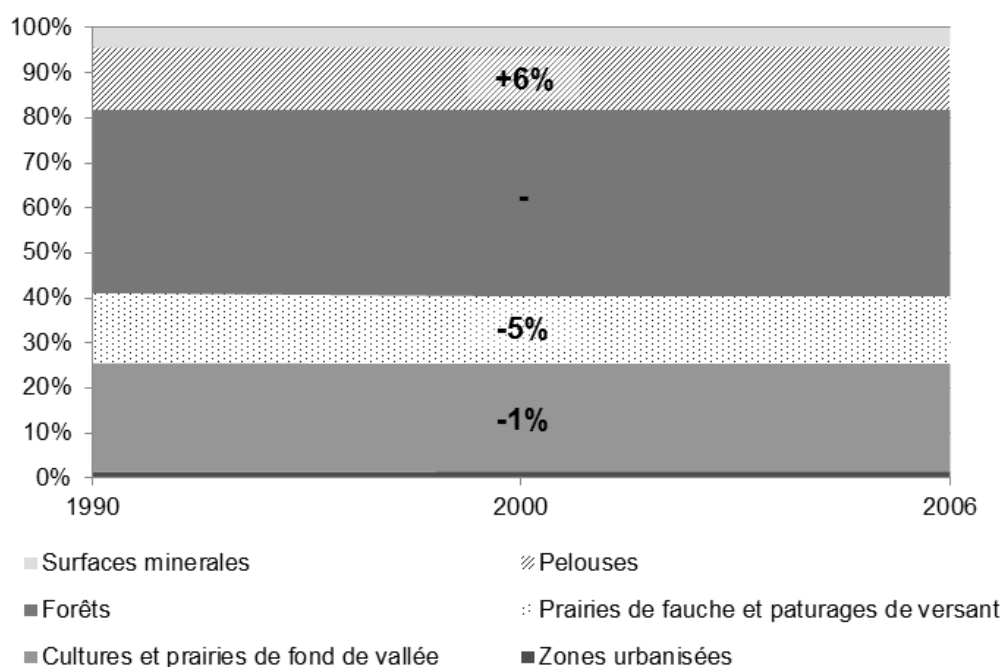


Figure 8. Evolution de l'occupation du sol à l'échelle du massif Pyrénéen entre 1990 et 2006 (en %) (Source, Corine Land Cover 1990 et 2006)

Ces observations montrent d'une part la nécessité de cartographies fines à l'échelle du massif afin de réduire au maximum l'hétérogénéité au sein de chaque entité de végétation et d'autre part l'importance de la prise en compte des échelles pour la compréhension des phénomènes d'enfrichement. Dans un milieu complexe où les facteurs d'évolution sont dépendants de l'échelle d'étude considérée, l'échelle spatiale choisie pour l'observation des changements d'occupation et d'usage du sol a une influence significative sur leur organisation spatiale. A ce titre, les démarches de modélisation à des échelles spatiales indépendantes posent des problèmes d'interprétation et de compréhension des dynamiques d'évolution des milieux.

L'utilisation conjointe de données régionales et locales permet alors d'appréhender les facteurs d'évolution d'un système dans son intégralité en prenant en compte l'interaction de processus à des échelles spatiales différenciées (Bürgi et al. 2004). Cette approche permet d'analyser la diversité interne d'un paysage à l'échelle de la vallée, mais aussi de mesurer sa singularité par rapport au milieu environnant à une échelle plus petite (Germaine & Puissant 2007) afin d'analyser la représentativité d'une vallée par rapport aux dynamiques observées à l'échelle du massif Pyrénéen.

6 CONCLUSION ET PERSPECTIVES

L'analyse des changements d'occupation du sol observés sur ces trois vallées montrent des dynamiques globalement similaires : les espaces fermés (zones de recolonisation, forêts de conifères et de feuillus) succèdent aux espaces ouverts (cultures, prairies de fauche) à des rythmes cependant

différenciées selon les sites. La distinction entre les secteurs agro-pastoraux des zones de fonds de vallées, de versant et d'altitude nous a permis d'identifier plus finement la complexité des changements d'occupation et d'usages du sol. Même si globalement les dynamiques de fermeture des vallées sont dues à une diminution de l'intensité des pratiques agro-pastorales, les processus d'enfrichement et de reforestation varient selon les sites. Ces décalages temporels proviennent principalement de facteurs environnementaux, climatiques et socio-économiques locaux, reflétant les dynamiques observées à l'échelle du massif Pyrénéen. Afin de retranscrire plus précisément les changements fins de l'occupation du sol à l'échelle régionale, des cartographies précises sont cependant nécessaires. Les résultats obtenus renforcent l'intérêt d'une approche multi-scalaire pour appréhender les interactions entre processus locaux et régionaux et a fortiori l'étude des dynamiques paysagères à l'échelle de vallées.

REMERCIEMENTS

Ce travail s'inscrit dans le projet MODE-RESPYR (Modélisation rétrospective et prospective des changements d'occupation du sol dans les Pyrénées) qui s'attache à l'étude des dynamiques d'occupation et d'usages du sol dans les Pyrénées à différentes échelles spatiales et temporelles. Cet article a bénéficié du soutien du projet ANR 2010 JCJC 1804 01 « MODE RESPYR » (<http://w3.mode-respyr.univ-tlse2.fr/index.php>) et de l'Observatoire Hommes-Milieus (OHM) du Haut-Videssos (<http://w3.ohmpyr.univ-tlse2.fr/>), intégré au Labex DRIHM, soutenu par l'Institut Ecologie et Environnement (InEE) du CNRS.

BIBLIOGRAPHIE

- Blaschke T. (2010). Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol 65, n°1, p. 2-16.
- Bürgi M., Hersperger A.-M., Schneeberger N. (2004). Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecology*, vol. 19, p. 857-868.
- Carré J. (2010). Le temps des paysages. Evolutions paysagères et gestion durable des territoires en montagne Pyrénéenne (hautes vallées du gave de Pau et du Videssos. Thèse de Géographie, Université Toulouse II Le Mirail.
- Comité de massif des Pyrénées (2006). Schéma interrégional d'aménagement et de développement des Pyrénées. Rapport interne. décembre 2006.
- Couvreur M., Mitteau F. et Pech M. (1999). Les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France. *Economie rurale*, vol. 249, p. 6-9.
- FAO. (1995) Forest resources assessment, Global Synthesis. Food and Agricultural Organization, Rome.
- Galop D., Houet T., Mazier F., Leroux G. et Ruis D. (2011). Grazing activities and biodiversity in the Pyrenees : new insight on high altitude ecosystems in the framework of a Human-Environment Observatory. *PAGESNews*, vol. 19, n°2, p. 53-55.

- Germaine M.-A., Puissant A. (2007). Cartographie et caractérisation quantitative des paysages de « vallées ordinaires » : l'exemple de la Seulles, Acte du colloque international de Géomatique et d'Analyse Spatiale - SAGEO, 2007, Clermont-Ferrand.
- Gibon A., Sheeren D., Monteil C., Ladet S. et Balent G. (2010). Modelling and Simulating change in reforesting mountain landscapes using a social-ecological framework, *Landscape Ecology*, vol. 25, p. 267-285.
- Gibson C.-C., Ostrom E. et Anh T.-K. (2000). The concept of scale and the human dimensions of global change : A survey, *Ecological Economics*, vol. 32, p. 217-239.
- Gillson L. (2009). Landscapes en Time and Space, *Landscape Ecology*, vol. 24, p. 149-155.
- Houet T., Ribière O., Vacquié L., Vidal F. et Galop D. (2012). Analyse spatiale de l'évolution des modes d'occupation et d'usages du sol sur le Vicdessos de 1942 à nos jours, *Revue du Sud-Ouest Européen*, Presses Universitaires du Mirail, n°33, p. 41-57.
- Houet T., Loveland T., Hubert-Moy L., Gaucherel C., Napton D., Barnes C. et Sayler K. (2010a). Exploring subtle land use and land cover changes: a framework for future landscape studies, *Landscape Ecology*, vol. 25, p. 249–266.
- Laliberte A.S., Rango A., Havstad K.M., Paris J.F., Beck R.F., McNeely R. et Gonzalez A.L. (2004). Object-oriented image analysis for mapping shrub encroachment from 1937 to 2003 in southern New Mexico, *Remote Sensing of Environment*, vol. 93, p. 198-210.
- Lambin E.-F. et Geist H.-J. (2006). Land-Use and Land-Cover Change - Local processes and Global impacts, *Global Change – The IGBP Series*, Ed. Springer.
- Métaillié J.-P. (2006). La dégradation des montagnes au XIXe siècle dans les Pyrénées. Temps et espaces des crises de l'environnement. *Sociétés et ressources renouvelables*, Paris, Quæ, p.191-210.
- Mottet A. (2005). Transformations des systèmes d'élevage depuis 1950 et conséquences pour la dynamique des paysages dans les Pyrénées. Contribution à l'étude du phénomène d'abandon de terres agricoles en montagne à partir de l'exemple de quatre communes des Hautes-Pyrénées. Thèse de Sciences Ecologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries, INP Toulouse.
- Paegelow M., Villa N., Cornez L., Ferraty F., Ferré L. et Sarda P. (2004). Modélisation prospective de l'occupation du sol. Le cas d'une montagne méditerranéenne, <http://cybergeogeo.revue.org/2811>
- Pielke R.A. (2002). Mesoscale meteorological modeling. Academic Press, San Diego.
- Steffen W., Sanderson A., Tyson P.D., Jäge J., Matson P.A., Moore B., Oldfield F., Richardson K., Schellnhuber H.J., Turner B.L. et Wasson R.J. (2004). Global Change and the Earth System: A Planet under Pressure, *Global Change – The IGBP Series*, Ed. Springer.
- Turner II B.L., Lambin E.F. et Reenberg A. (2007). The emergence of land change science for global environmental change and sustainability, *PNAS*, vol. 104, n° 25.

4.3 Conclusion partielle

Ce travail nous a permis d'identifier les principaux processus de changements des modes d'occupation et d'usage du sol à l'échelle des trois sites locaux sur une période de 60 ans et de mettre en relation ces changements avec ceux observés à l'échelle du massif Pyrénéen français. Pour cette analyse, nous avons pris le parti pris de nous focaliser sur les dynamiques de reforestation, prédominantes tout le long de chaîne et permettant de retranscrire des processus environnementaux et socio-économiques sous-jacents.

Les résultats montrent des évolutions paysagères similaires induites par des processus identiques de reforestation à l'échelle des trois sites locaux. Cependant, l'ampleur et la vitesse de ces changements diffèrent d'un site à l'autre où l'amorce des phénomènes de reboisement est plus ou moins récente. Ces différences s'expliquent notamment par le dynamisme de chacune des vallées, certaines subissant les effets de la déprise agricole depuis plusieurs décennies tandis que d'autres connaissent des processus d'abandon plus récents.

Il apparaît également que les cartographies disponibles pour l'analyse des changements à des échelles spatiales larges, telles que les données Corine Land Cover, ne permettent pas de retranscrire finement les dynamiques observées à des échelles spatiales fines. En effet, ces données présentent une résolution spatiale trop grossière pour pouvoir détecter la subtilité de la reforestation. Les données régionales disponibles tendent donc à sous-estimer fortement les changements en cours.

Les analyses réalisées confirment l'hypothèse que les processus d'évolution sont plus ou moins significatifs selon l'échelle spatiale d'analyse choisie pour leur suivi. Ces observations renforcent l'intérêt d'une approche multi-scalaire afin de mieux identifier et comprendre les facteurs explicatifs de ces évolutions.

Chapitre 5 - Identification et analyse des facteurs explicatifs des changements

Ce chapitre présente l'identification, l'analyse et la validation des facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usage du sol décrits dans le chapitre précédent. Leur détermination permettra par la suite de mettre en avant les variables clés d'évolution nécessaires à la construction de scénarios prospectifs et à l'implémentation de modèles de simulation durant leur construction.

En nous basant sur les enseignements tirés du Chapitre 2, nous présentons dans un premier temps les différentes méthodes utilisées pour l'identification et la validation des facteurs explicatifs aux échelles régionales, locales et micro-locales, pour exposer ensuite les résultats à ces différentes échelles.

5.1 Méthodologie

La méthodologie se base sur les connaissances issues de l'analyse bibliographique du Chapitre 2. Elle comprend deux temps : (1) l'identification des facteurs de changement par analyse bibliographique, des réunions participatives et une analyse systémique du système pyrénéen et (2) la spatialisation et la validation de ces facteurs par le biais d'approches statistiques, empiriques et expertes.

5.1.1 L'identification des facteurs de changements spatialisables

5.1.1.1 L'approche participative

Deux réunions participatives ont été organisées à la Fédération Pastorale d'Ariège les 7 mai et 15 novembre 2013 par le laboratoire GEODE (Figure 5.1). Elles rassemblaient des gestionnaires locaux chargés de l'organisation et du suivi des pratiques des éleveurs de la vallée (Annexe 4 et Annexe 5). Une troisième réunion s'est tenue le 12 mai 2014 à la Mairie de Seix (09285) afin de faire appel à l'expertise d'éleveurs locaux (Annexe 6). Ces réunions avaient pour objectif de mettre en place une collaboration de travail avec la Fédération Pastorale de l'Ariège et les acteurs locaux afin de développer un outil de modélisation permettant de simuler les interactions entre les activités pastorales et les dynamiques végétales à l'échelle de l'estive sur le long terme. Un tel outil nécessite des connaissances précises concernant les règles d'usage des espaces pastoraux, dont la plupart ont fait l'objet de diagnostics pastoraux réalisés par les Fédérations Pastorales. Ces réunions avaient donc un triple objectif : (1) présenter et valider la démarche générale de modélisation adoptée, (2) identifier les pratiques pastorales des éleveurs durant une saison d'estivage et (3) déterminer et valider les facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usage du sol. Les connaissances issues de ces réunions participatives ont permis de définir les règles générales d'usages du sol applicables à diverses estives et qui seront utilisées dans le Chapitre 6.

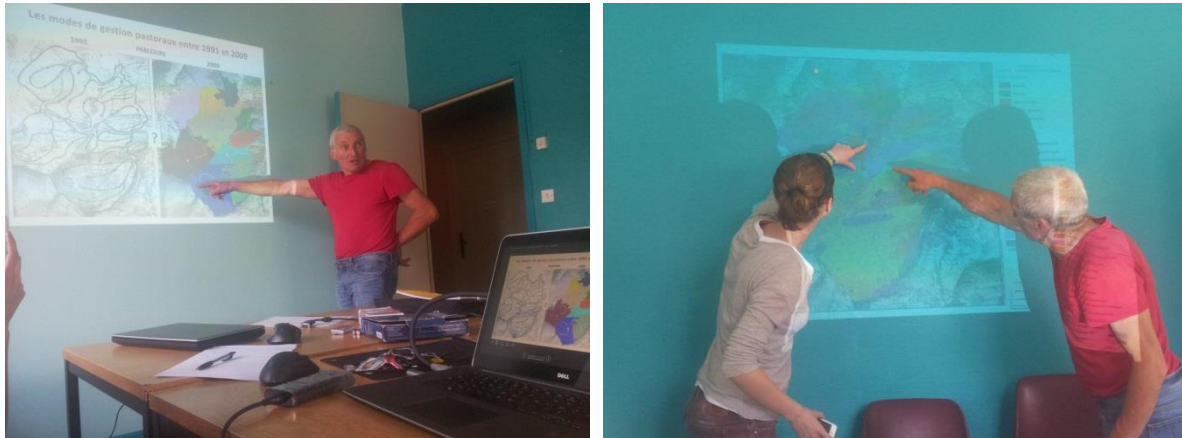


Figure 5.1. Réunions participatives dédiées à la validation des facteurs explicatifs

5.1.1.2 L'analyse bibliographique et systémique

L'analyse systémique va permettre d'appréhender la complexité du système agro-pastoral Pyrénéen en se concentrant, non seulement sur des éléments spécifiques, mais également et surtout sur son fonctionnement global en identifiant les connaissances qui seront par la suite utiles aux acteurs locaux et aux gestionnaires (Landais 1992). Elle se présente ici comme une approche privilégiée afin de mettre en place un cadre conceptuel permettant de synthétiser de manière claire et simplifiée la complexité de ce système. Elle permet en outre de déterminer les facteurs explicatifs de changements potentiellement pertinents dans la localisation spatiale des types d'occupation et d'usage du sol, identifiés à partir d'une analyse bibliographique.

5.1.2 La spatialisation et la validation des facteurs

5.1.2.1 La disponibilité des données

Les variables explicatives à l'origine des changements observés et influençant les trajectoires d'évolution de l'occupation et l'usage du sol sont variées. Afin de pouvoir les intégrer aux modèles, elles doivent être spatialisées à des échelles et des résolutions compatibles à celles de la modélisation. Leur nombre reste limité par leur pertinence et leur disponibilité.

5.1.2.2 La validation des facteurs

5.1.2.2.1 *La validation des facteurs spatialisés à l'échelle des Pyrénées françaises*

Afin de valider les facteurs explicatifs de changements d'occupation et d'usage du sol, trois méthodes sont utilisées selon l'échelle spatiale de modélisation considérée. A l'échelle régionale, les facteurs identifiés selon une approche empirique sont validés via des régressions logistiques. Ces dernières sont utilisées afin d'examiner les relations statistiques entre les catégories d'occupation et d'usage du sol en 2006 et les variables explicatives sélectionnées. Ainsi, plus la corrélation entre les variables et un type d'occupation ou d'usage du sol est forte (proche de 1), plus elles seront considérées comme significatives pour expliquer la localisation de l'occupation ou de l'usage du sol. Une approche experte est utilisée en parallèle afin d'identifier les variables auto-corrélées et

potentiellement redondantes afin de les exclure des régressions logistiques (Kok 2004). Alors que les régressions logistiques ne permettent d'identifier que les relations statistiques entre les variables, l'approche experte est adaptée pour analyser leur pertinence dans des contextes géographiques complexes. Chaque régression logistique permet *in fine* de produire des cartes de probabilité de localisation des catégories d'occupation ou d'usage du sol qui guidera par la suite l'allocation spatiale des changements.

5.1.2.2.2 *La validation des facteurs spatialisés à l'échelle locale (vallée du Haut-Videssos)*

A l'échelle locale, deux méthodes sont utilisées : le coefficient V de Cramer et un réseau neuronal de type perceptron multicouches. Elles utilisent toutes les deux des variables à expliquer (en l'occurrence, le changement d'une catégorie d'occupation et d'usage du sol à une autre) et des variables supposées explicatives. Ainsi, à partir des cartes d'occupation et d'usages du sol de 1983 et de 2008 existantes sur le Haut-Videssos, quatre changements à expliquer ont été identifiés : « transition vers pelouses / landes », « transition vers recolonisation », « transition vers feuillus » et « transition vers conifères ». Chaque transition représente les zones, présentant potentiellement des classes d'occupation des sols différenciées, ayant changé vers la classe identifiée de façon significative, et dont le seuil de contribution est défini empiriquement. La première méthode (coefficient V de Cramer) calcule un coefficient de corrélation entre une variable explicative et la variable à expliquer et varie entre 0 et 1. Tout comme la régression logistique, plus la corrélation est élevée plus le coefficient s'approche de 1, et inversement. Dès lors qu'une variable présente une valeur supérieure à 0.1 elle est considérée comme suffisamment significative pour être intégrée dans le modèle (Eastman 2009). Ce coefficient est calculé pour chaque couple de variables explicatives et à expliquer. La seconde méthode utilise un réseau de neurones artificiel pour exprimer la capacité du modèle à identifier la meilleure combinaison de variables, et leur poids respectif, selon une méthode d'auto-apprentissage. A partir d'un échantillon aléatoirement choisi de 50% des pixels de la variable à expliquer, elle cherche la meilleure combinaison possible de variables explicatives, qu'elle compare ensuite au 50% restant pour calculer l'*Accuracy Rate* (AR, en %). Cet indicateur AR témoigne ainsi de la capacité d'apprentissage du réseau neuronal à expliquer la localisation des changements observés. Etant très dépendant de l'échantillon de départ, des valeurs moyennes ont été calculées sur la base de dix itérations. Cette méthode est donc assimilable à la régression logistique multiple. Elle s'en différencie par le fait que cette méthode permet de prendre en compte d'éventuelles relations non linéaires entre les variables explicatives, contrairement à la régression logistique. Enfin, afin de tester l'influence de la représentation des variables explicatives en classes (valeurs quantitatives brutes *versus* ordonnées) sur les performances du modèle, ces deux méthodes ont été appliquées sur toutes les variables représentées soit de façon dite quantitative (distances euclidiennes, valeurs de pentes ou d'altitude...) soit de façon ordonnée (classes de distances, de pentes, d'altitude,...).

5.1.2.2.3 *La validation des facteurs spatialisés à l'échelle micro-locale (estive de Bassiès)*

A l'échelle micro-locale, deux méthodes sont utilisées afin de valider les facteurs explicatifs de changements. Les variables relatives aux processus anthropiques (modes de gestion pastorale, charge animale, etc.) sont validées à dire d'experts lors des réunions participatives. Les variables qui concernent les changements d'occupation et d'usage du sol dans des espaces qui ne sont soumis qu'à

des dynamiques naturelles sont validées grâce à des connaissances expertes et la littérature scientifique. D'une part, cette démarche permet de valider le modèle conceptuel nécessaire à la définition d'un modèle de simulation spatiale. D'autre part, elle permet d'infirmer ou de confirmer les valeurs de certains paramètres (types et durées de transition entre diverses occupations du sol). Dans un second temps, la validation des facteurs à l'échelle de l'estive de Bassiès consiste à évaluer l'aptitude du modèle développé à simuler des changements d'occupation et similaires à ceux observées à partir des cartographies disponibles à une échelle fine entre 1993 et 2008. Une série de tests de sensibilité vise à déterminer si les interactions entre les usages (pratiques pastorales) et les dynamiques de végétation produisent des changements d'occupation du sol cohérents à ceux observés. Plusieurs tests sont effectués avec différentes valeurs pour chacun des paramètres afin d'évaluer leur influence respective sur la simulation. Les tests de sensibilité se déclinent comme suit :

- Une simulation tendancielle est calculée à partir des paramètres identifiés grâce aux connaissances d'experts et de la littérature scientifique.
- Trois simulations sont réalisées, où chacun des trois paramètres relatifs aux processus de dispersion et de germination des graines de pin à crochets (*Pinus uncinata*) sont modifiés. Il s'agit de la distance de dispersion des graines (plus ou moins grande), la direction de dispersion des graines (aléatoire ou déterminée grâce à des relevés météorologiques réalisés sur le terrain) et leur taux de viabilité une fois dispersées (plus ou moins important). Ces paramètres sont identifiés comme particulièrement significatifs quant à l'ampleur des dynamiques de reforestation et leur répartition spatiale. A partir de l'usage des sols sur la période étudiée, c'est-à-dire des pratiques pastorales (conduite des troupeaux, charge animale et parcours types), les tests de sensibilité permettent d'évaluer leur influence sur l'évolution de l'occupation du sol. La validation se base sur la comparaison des changements simulés entre 1993 et 2008 et la situation observée en 2008.

Eu égard à la période concernée, l'influence des usages pastoraux est évaluée uniquement sur l'évolution des surfaces boisées. En effet, si cette estive présente une pression pastorale très faible, favorable aux dynamiques d'enfrichement et de reforestation, la durée de la simulation n'est pas suffisante pour évaluer l'influence des usages sur d'autres types d'occupation du sol (landes à callune, landes à rhododendron, etc.).

5.2 Résultats

5.2.1 Les facteurs de changements du régional au local

Les facteurs de changements identifiés à l'échelle régionale à partir d'une analyse bibliographique et aux échelles locales et micro-locales lors de réunions participatives avec un groupe d'experts et d'acteurs locaux sont exposés ci-dessous. L'analyse systémique qui a permis d'examiner les relations entre les facteurs est ensuite présentée.

5.2.1.1 L'inventaire des facteurs de changements selon les échelles spatiales

Les facteurs de changements d'occupation et d'usage du sol aux échelles régionales et locales/micro-locales sont présentés et commentés respectivement dans les deux tableaux suivants. Nous avons choisi de combiner les échelles locale et micro-locale afin d'éviter une analyse redondante, les facteurs identifiés à ces deux échelles spatiales étant similaires.

5.2.1.1.1 *Les facteurs de changements à l'échelle régionale*

| <i>Facteurs</i> | <i>Commentaires</i> |
|--|---|
| <i>Règlementaire</i> | |
| Réforme PAC 2013 | Les exploitations agricoles trop extensives ou à faible surface mécanisable sont inéligibles aux primes (ICHN et PHAE), d'où une baisse des aides pour certains exploitants de montagne et un risque d'abandon ou de non reprise de certaines exploitations. |
| Aides à l'installation | Les aides à l'installation de la PAC (DJA, PSEM, etc...) peuvent inciter les jeunes à développer leur exploitation en montagne. Toutefois, l'investissement sur le long terme est actuellement déficitaire, d'où la difficulté grandissante à pallier au vieillissement de la population et à la diminution du nombre d'exploitants agricoles. |
| Politiques forestières (ONF) | Les Directives Régionales d'Aménagement des forêts domaniales (DRA) et les Schémas Régionaux d'Aménagement des forêts communales et d'établissements publics (SRA) interdisent l'accès au territoire domanial géré par l'ONF aux caprins et complexifient les rapports des exploitants agricoles aux espaces forestiers. En parallèle, le respect des directives des SRGS (Schéma Régional de Gestion Sylvicole) pour la gestion des forêts privées est aléatoire, d'où un risque de vieillissement de la forêt Pyrénéenne et d'augmentation des risques de reboisement. |
| Appellations | Les appellations (label rouge, AOC, IGP, etc...) complexifient les règles de production et peuvent décourager les exploitants agricoles à poursuivre leurs activités. |
| <i>Foncier</i> | |
| Propriété foncière | La reprise des structures agricoles et l'accès à la propriété foncière sont des conditions de la pérennité des exploitations de montagne et du pastoralisme pyrénéen. La propriété foncière est également un catalyseur des enjeux de gestion. Elle permet le maintien du tissu pastoral à travers la mise en place de structures collectives de gestion (AFP, GP, etc.) et l'optimisation de l'utilisation des espaces montagnards. |
| Taille du parcellaire | La taille du parcellaire a une influence sur l'éligibilité des exploitations pour les aides de la PAC. Associée à leur arrangement spatial (morcellement foncier) elle a également un rôle à jouer dans la mise en place des structures de gestion et dans les pratiques des exploitants agricoles. |
| <i>Démographie</i> | |
| Démographie | Le déclin démographique, dû au vieillissement et au non renouvellement de la population, entraîne une perte de main d'œuvre nécessaire à l'exploitation de la montagne. |
| <i>Institutionnel et social</i> | |

| | |
|-------------------------------|---|
| Structures de gestion | La mise en place et le maintien de structures de gestion collective des espaces montagnards (AFP, GP, etc...) permettent l'utilisation d'espaces agro-pastoraux qui, laissés à une gestion individuelle, seraient potentiellement sous-exploités ou abandonnés car présentant des coûts d'entretien trop élevés par rapport à leur rentabilité. |
| Espaces protégés | Parmi les réglementations des espaces protégés, seules les forêts issues des RTM sont soumises à une réglementation spécifique stricte qui interdit leur exploitation (contre dédommagements lorsqu'il concerne des forêts privées). |
| Milieu physique | |
| Climat | La hauteur des précipitations et la température annuelle moyenne peuvent être des facteurs naturels dans la répartition spatiale de l'occupation et de l'usage du sol. Les variabilités interannuelles sont prononcées à l'échelle du massif. Le climat peut ainsi avoir une influence sur la qualité du fourrage des espaces enherbés mais également sur l'implantation des cultures en fonction de la pluviométrie, de l'ensoleillement (cultures permanentes ou cultures annuelles). |
| La pédologie | Les variations pédologiques (type, qualité, profondeur, ..., du sol peuvent être un facteur de la répartition spatiale des catégories d'occupation du sol qui vont être plus ou moins favorables au développement des espèces végétales. Elles peuvent également influencer directement l'usage du sol en limitant les activités agricoles. |
| Economie | |
| Activités touristiques | Le développement des activités touristiques de montagne (randonnée, ski, parapente, etc...) va de pair avec une augmentation de la demande en logements secondaires et entraîne une augmentation de la pression foncière et des prix immobilier, pénalisant les nouveaux exploitants agricoles. |
| Prix du marché | Les prix du marché (IAA, Filière Bois-Energie, etc...) ne font pas de distinction entre les produits issus de l'agriculture de montagne et de plaines et ne compensent donc pas le surcoût d'exploitation. Mis en rapport avec les coûts d'exploitation, ils ne permettent pas aux exploitants agricoles de se dégager un revenu adapté à leur charge de travail ce qui décourage les jeunes et contribue à la baisse générale du nombre d'exploitants. |

5.2.1.1.2 Les facteurs de changements aux échelles locales et micro-locales

| Facteurs | Commentaires |
|--|--|
| Règlementaire | |
| Aides au gardiennage | Les aides au gardiennage font partie des mesures pouvant améliorer la gestion des estives par la présence permanente ou temporaire d'un berger supervisant le déplacement des troupeaux. |
| Protection des espèces animales | Le programme de réinsertion de l'ours dans les Pyrénées entraîne une aversion de la part des éleveurs d'amener leurs troupeaux dans certains secteurs de la montagne habités ou parcourus par ce prédateur, et entraîne donc une sous-utilisation ou un abandon de ces espaces. En parallèle, le Parc National des Pyrénées a obligation de protéger ses espèces prédatrices (ours, loup, etc.). |

| <i>Foncier</i> | |
|----------------------------------|--|
| Raréfaction foncière | La raréfaction foncière est un effet de la pression foncière induite notamment par le tourisme à l'échelle régionale. Elle pose des problèmes d'accès à des espaces exploitables à différents niveaux d'altitudes par les exploitants agricoles. |
| Prix du foncier | L'augmentation du prix du foncier et de l'immobilier est elle aussi la conséquence de la pression foncière et complique l'accès à la propriété pour l'installation de nouveaux exploitants agricoles. |
| <i>Démographie</i> | |
| Nombre d'exploitants | La baisse du nombre d'exploitants agricoles entraîne une perte de main d'œuvre nécessaire à l'exploitation de la montagne à tous les étages (fonds de vallée, versants et estives). |
| Densité de cheptel | La densité de cheptel reste fortement influencée par le nombre d'exploitants agricoles et les aides de la PAC. Cela influe sur la pression pastorale sur les espaces montagnards. |
| <i>Institutionnel et social</i> | |
| Gardiennage | La présence d'un berger afin de superviser le parcours des troupeaux est un facteur essentiel dans la répartition spatiale du cheptel durant la saison d'estivage. Elle permet d'améliorer l'utilisation des espaces montagnards et participe à l'entretien raisonné des espaces. |
| Pratiques agro-pastorales | Les pratiques de gestion concernent à la fois l'utilisation successive des différents étages montagnards (fonds de vallées, versants et estives) mais également les itinéraires techniques suivis par les éleveurs durant l'estivage (durée de l'estivage, localisation des troupeaux, etc...). Ces pratiques dépendent des modes d'usage du sol et influent également sur les dynamiques naturelles de végétation par une intensification ou une extensification du pâturage. |
| <i>Milieu physique</i> | |
| Climat | Le climat influe directement sur la date de montée en estive et sur les itinéraires techniques durant l'estivage qui dépendent à la fois de la fonte des neiges (accès aux différentes zones de pâturage) et du cycle végétatif des espèces (qualité fourragère). |
| Accessibilité | L'accessibilité aux parcelles est conditionnée à la fois par l'altitude et la pente, et les voies d'accès existantes. C'est un facteur important qui guide l'exploitation des espaces montagnards et la répartition spatiale du cheptel (et, par conséquent, la pression pastorale). |
| <i>Economie</i> | |
| Coûts d'exploitation | Les coûts d'exploitation sont globalement plus importants en zone de montagne (surcoût d'accessibilité aux ressources). Ce facteur est à mettre directement en relation avec les prix du marché qui ne compensent pas ce surcoût de l'exploitation en zone de montagne par rapport aux zones de plaines. |
| Revenus | Les revenus sont directement liés aux coûts d'exploitation et aux marchés. Actuellement, ils ne permettent pas aux exploitants agricoles de dégager un revenu mensuel suffisant pour rendre la profession attractive (rapport entre les revenus et la pénibilité du travail). |

5.2.1.2 L'analyse des facteurs

L'analyse systémique permet de mettre en évidence les facteurs influant sur l'occupation et l'usage du sol, leurs interactions et les échelles auxquelles ils agissent. Elle est présentée sous la forme de modèles conceptuels pour deux échelles spatiales : l'échelle régionale et l'échelle locale/micro-locale. Notons que, bien que les facteurs des changements d'occupation et d'usage du sol décrits à l'échelle régionale concernent également les échelles spatiales plus grandes, ils ne sont cependant pas repris à ces échelles afin de simplifier le commentaire du modèle conceptuel local/micro-local.

5.2.1.2.1 *L'analyse des facteurs à l'échelle régionale*

Le milieu « naturel » est un des principaux facteurs expliquant la répartition spatiale des différentes occupations et usages du sol, agissant sur les potentialités des espaces agro-pastoraux qui sont plus ou moins exploités. La productivité des surfaces agricoles est fortement dépendante des conditions géomorphologiques et pédoclimatiques, variant d'ouest en est de la chaîne, qui déterminent la distribution spatiale du cheptel (la pente par exemple) et l'importance des activités de production agricoles et sylvicoles.

Les principaux enjeux des activités de production dans les Pyrénées reposent sur les politiques de réglementation et de gestion agricoles, forestières et environnementales dont les applications influencent les dynamiques d'occupation et d'usage du sol. Au cours de ces dernières années, les changements politiques et réglementaires incessants et la multiplication des appellations (AOC, IGP, etc.) inquiètent les acteurs qui ont du mal à trouver une ligne directrice au sein de tous ces dispositifs (Rueff 2011). Une partie importante des revenus des agriculteurs pyrénéens proviennent pourtant principalement des aides du 1^{er} pilier de la PAC au travers de la prime au maintien de troupeaux de vaches allaitantes (PMTVA), la prime à la brebis et à la chèvre (PBC), la prime à l'abatage et l'aide aux surfaces. Les handicaps liés à l'agriculture de montagne sont eux compensés par le 2nd pilier grâce aux Indemnités Compensatoires de Handicaps Naturels (ICHN) et la Prime Herbagère Agro-Environnementale (PHAE) qui représentent respectivement 78% et 11% des aides totales du 2nd pilier (ACAP 2011). Cependant, leurs critères d'éligibilité ne favorisent pas nécessairement les exploitations pyrénéennes : tandis que l'ICHN va plutôt privilégier les exploitations agricoles de taille moyenne avec une inéligibilité des exploitations trop extensives, la PHAE sanctionnera quant à elle, les exploitations à faibles surfaces mécanisables (contraintes liées à l'épandage du fumier).

Les réformes successives de la PAC en 2006 et 2013 laissent planer le doute quant à la place donnée aux zones de montagne dans les années à venir et *a fortiori* le devenir des éleveurs et agriculteurs. Même si les mesures soutenant et incitant l'installation de nouveaux agriculteurs en zone de montagne, notamment le Plan de Soutien à l'Economie Montagnarde (PSEM) et les aides à l'investissement (installations, modernisation des bâtiments d'élevage, investissement IAA, CUMA, transformation à la ferme), jouent un rôle structurant sur l'agriculture de montagne, elles ne représentent que 9% des aides allouées par la PAC et montrent un déficit d'investissement à plus long terme (ACAP 2011). Elles ne permettent donc pas de faire face au déclin démographique et à encourager l'installation et la reprise des structures agricoles par de jeunes exploitants.

En ce qui concerne les espaces naturels, les enjeux pour leur gestion durable reposent sur l'application et le suivi des politiques environnementales et forestières et des orientations de gestion. Concernant les forêts publiques, c'est l'ONF qui décide des actions à entreprendre pour une gestion raisonnée de ces espaces. Elle y réglemente le droit de pâturage par des Directives Régionales d'Aménagement des forêts domaniales (DRA) et des Schémas Régionaux d'Aménagement des forêts communales et d'établissements publics (SRA). A ce titre, le code forestier interdit l'accès au territoire domanial géré par l'ONF aux caprins, dont la voracité empêche la régénération des forêts et donc le renouvellement des essences. Pourtant, les caprins restent un moyen efficace pour prévenir les processus d'extensification des forêts. La gestion des forêts privées est plus aléatoire et dépend grandement de l'implication des propriétaires forestiers. Ainsi, ils reportent ou ne réalisent pas les coupes de premières éclaircies, malgré les directives des Schémas Régionaux de Gestion Sylvicole (SRGS). Cette sous-exploitation de la forêt entraîne une forte capitalisation de bois qui tend à la fois à aggraver le vieillissement de la forêt pyrénéenne et à amplifier les dynamiques d'enrichissement. Enfin, les forêts de protection, issues des travaux de RTM, sont pour leur part soumises à un régime forestier spécifique, interdisant généralement leur exploitation contre dédommagements lorsqu'ils concernent des forêts privées.

Les activités traditionnelles pyrénéennes sont ainsi en prise avec différentes formes de propriétés foncières des espaces montagnards, mais également depuis ces dernières années avec des activités concurrentielles, liées principalement au tourisme. Le fonctionnement des exploitations en zone de montagne est ainsi de plus en plus perturbé par le développement des résidences secondaires et des activités de loisirs estivales et hivernales. En effet, ils renchérissent les coûts et rendent plus difficile l'accès à la propriété foncière. Ces difficultés sont aggravées par la nécessité pour les éleveurs d'avoir à leur disposition des surfaces exploitables à plusieurs niveaux d'altitude. La confiscation foncière en fond de vallée ou dans les zones intermédiaires entraîne souvent la disparition de l'exploitation, laissant en déshérence les terres agricoles aux autres étages (Comité de massif des Pyrénées 2006). La propriété foncière est également un facteur déterminant pour l'utilisation des espaces pastoraux qui se fait souvent de manière collective par la mise en place de structures de gestion adaptées (AFP, GP, etc...). La mise en commun de parcelles souvent petites et dispersées grâce à ces formes de gestion collectives permet une optimisation d'espaces qui seraient, sans leur existence, trop dispersés et laissés à l'abandon (Figure 5.2).

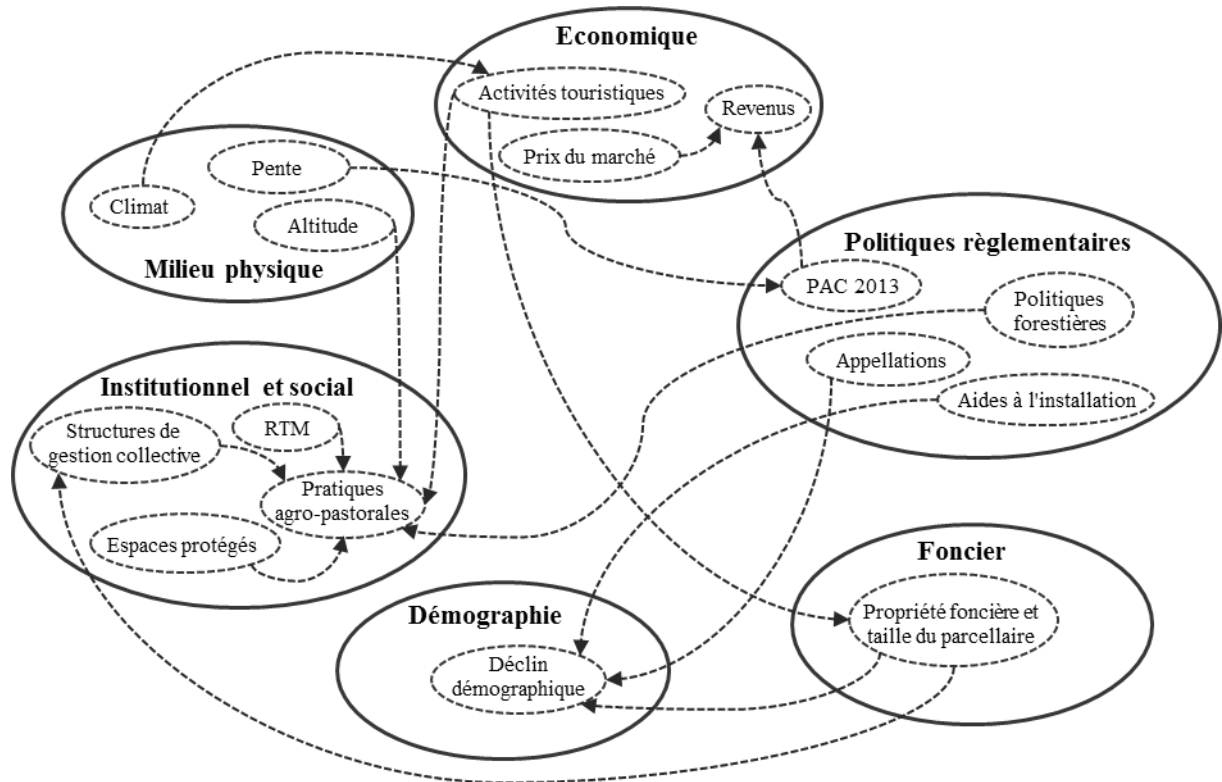


Figure 5.2. Relations et inter-relations entre les facteurs explicatifs de changements d'occupation et d'usage du sol à l'échelle régionale

5.2.1.2.2 L'analyse des facteurs aux échelles locales et micro-locales

Au niveau local et micro-local, les conditions d'exploitation sont de plus en plus contraintes par des dispositifs réglementaires de protection du consommateur et de l'environnement qui ne tiennent pas compte des inégalités entre les zones de plaine et de montagne (surcoût de l'altitude et de la pente notamment). Au vu des conditions d'accessibilité des parcelles, qu'elles soient agricoles ou sylvicoles, les coûts de mobilisation dans les Pyrénées sont plus élevés alors qu'en parallèle les prix du marché ne diffèrent pas et ne compensent donc pas le surcoût d'exploitation, et ce malgré les aides de la PAC. La faiblesse des revenus des exploitants et la pénibilité du travail rendent la profession peu attractive pour les jeunes. De plus, la raréfaction foncière et le niveau des prix foncier et immobilier ne favorisent pas le renouvellement des chefs d'exploitation dont le nombre ne cesse de baisser. L'avenir de l'agriculture et du pastoralisme pyrénéens repose de plus en plus sur la capacité à installer de nouveaux exploitants agricoles et/ou à transmettre des structures agricoles existantes.

Les activités de production des exploitants agricoles et les activités de gestion des collectivités sont ainsi un des principaux facteurs influençant l'occupation et l'usage du sol à grande échelle. Les pratiques des exploitants sont elles-mêmes régies par les conditions bioclimatiques qui permettent l'utilisation des différents étages montagnards selon les saisons. En période estivale, les éleveurs valorisent les estives, riches en fourrage, où ils laissent pâturer les troupeaux sous leur propre surveillance ou celle d'un gardien. Durant cette période, ils produisent le fourrage en fond de vallée, qui sera redistribué en hiver. A l'automne et au printemps, les zones intermédiaires de versants font office de pâturages d'intersaison. Ces espaces sont généralement exploités durant la période estivale

pour la production de foin. En hiver, les troupeaux restent dans les exploitations en fond de vallée et ne pâturent que quelques heures par jour dans les prairies entourant les bâtiments. Le recours à un berger lors de l'estivage est perçu par les éleveurs comme un facteur important permettant d'optimiser les prélèvements compte tenu des conditions bioclimatiques, et ainsi d'améliorer la gestion et l'utilisation des espaces. En parallèle, l'accessibilité et l'état des chemins et des pistes d'accès jouent un rôle primordial dans la valorisation des surfaces et le devenir des parcelles dépend souvent de la présence de pistes carrossables.

Malgré des initiatives locales qui ont permis la création d'emplois de bergers ou la mise en place d'Associations Foncières Pastorales dans certaines vallées, le manque de main d'œuvre et la non maîtrise du foncier de ces zones rendent ces pratiques moins répandues. Le maintien des activités de production traditionnelles constitue aujourd'hui un réel enjeu. Les dernières décennies n'ont contribué qu'à augmenter les contraintes sur l'agro-pastoralisme et ont conduit à l'enrichissement et à la fermeture des milieux d'altitude (Figure 5.3).

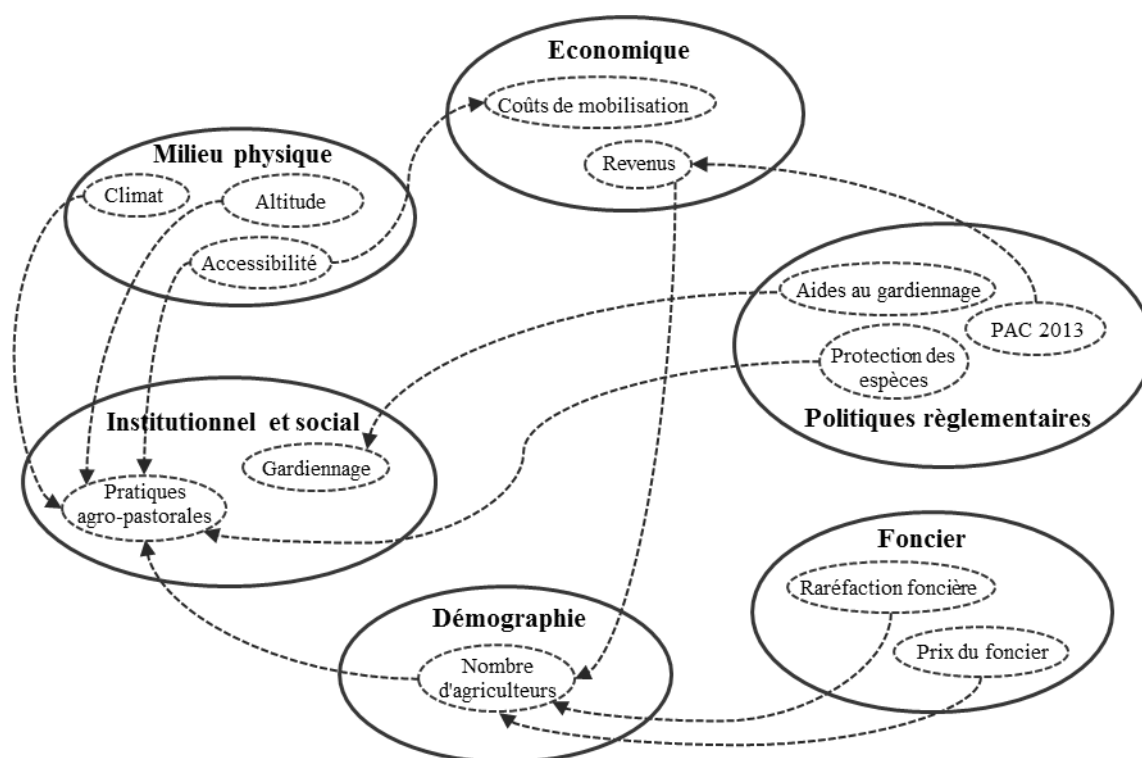


Figure 5.3. Relations et inter-relations entre les facteurs explicatifs de changements d'occupation et d'usage du sol à l'échelle locale et micro-locale

5.2.2 Spatialisation et validation des facteurs

Dans cette partie, nous présentons les facteurs spatialisables utilisés aux différentes échelles et les résultats issus de leur validation respective.

5.2.2.1 Les facteurs explicatifs utilisés

Les tableaux ci-dessous présentent chacun des facteurs utilisés pour décrire les changements d'occupation et d'usage du sol à l'échelle des Pyrénées (Table 5.1), de la vallée du Vicdessos (Table 5.2) et de l'estive de Bassiès (Table 5.3).

Table 5.1. Facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usage du sol utilisés à l'échelle régionale (Pyrénées françaises)

| <i>Facteurs</i> | <i>Description</i> | <i>Source</i> | <i>Périodes concernées / Dates</i> |
|---|---|----------------------------|------------------------------------|
| Densité de population | Nombre de personnes par km ² | (INSEE 2007) | 2007 |
| Altitude | Altitude (en mètres) | METI et NASA | - |
| Pente | Pente (en degrés) | METI et NASA | - |
| Zones d'influence des villes | Zones d'influence des centres urbains | Elaboration propre | 1990 |
| Distance aux centres urbains | Distance aux centres d'une ville (en mètres) | SIG | 1990 |
| Distance aux routes | Distance aux routes (autoroutes, nationales et départementales) (en mètres) | SIG | 1990 |
| Distance aux voies ferrées | Distance aux voies ferrées (en mètres) | SIG | 1990 |
| Distance aux axes majeurs de communication | Distance aux autoroutes et aux nationales (en mètres) | SIG | 1990 |
| Distance aux cultures permanentes | Distance à l'usage du sol "cultures permanentes" (en mètres) | SIG | 1990 |
| Distance aux forêts | Distance à l'occupation du sol "forêt" (en mètres) | SIG | 1990 |
| Distance aux cours d'eau | Distance à un cours d'eau (en mètres) | SIG | 1990 |
| Limitations agricoles | Limitations aux activités agricoles (de aucune à impraticable) | (European Commission 2006) | 2006 |
| Capacité en eau disponible | Réserve hydrique du sol (en mm) | (European Commission 2006) | 2006 |
| Profondeur du sol | Profondeur du sol (en cm) | (European Commission 2006) | 2006 |
| Erodabilité du sol | Niveau d'érodabilité du sol | (European Commission 2006) | 2006 |
| Taux de carbone du sol | Taux de carbone dans la couche supérieure du sol (en %) | (European Commission 2006) | 2006 |
| Texture du sol | Texture de la couche supérieure du sol | (European Commission 2006) | 2006 |
| Précipitations en janvier | Précipitations moyennes en janvier (en mm) | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Précipitations en juillet | Précipitations moyennes en juillet (en mm) | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Taux de variation des précipitations en janvier | Variabilité interannuelle des précipitations en janvier | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Taux de variation des précipitations | Variabilité interannuelle des précipitations en | (Météo France 2009) | 1971-2000 |

| | | | |
|---|--|---------------------|-----------|
| en juillet | juillet | | |
| Nb de jours de pluie en janvier | Nombre moyen de jours de pluie en janvier | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Nb de jours de pluie en juillet | Nombre moyen de jours de pluie en juillet | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Précipitations annuelles | Précipitations moyennes annuelles | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Ratio des précipitations | Ratio des précipitations moyennes des mois de septembre/octobre et juillet | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Variabilité des températures en janvier | Variabilité interannuelle des températures en janvier | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Variabilité des températures en juillet | Variabilité interannuelle des températures en juillet | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Jours de froid | Nb. moyen de jours annuels inférieurs à -5°C | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Jours de canicules | Nb. moyen de jours annuels supérieurs à +30°C | (Météo France 2009) | 1971-2000 |
| Températures moyennes annuelles | Températures moyennes annuelles | (Météo France 2009) | 1971-2000 |

Table 5.2. Facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usage du sol utilisés à l'échelle locale (vallée du Vicdessos)

| <i>Facteurs</i> | <i>Description</i> | <i>Source</i> | <i>Périodes concernées / Dates</i> |
|--|--|---------------|------------------------------------|
| Probabilité de changement | Probabilité de transition d'une catégorie d'occupation du sol vers une autre | SIG | 2008 |
| Utilisation du sol | Distinction des zones d'altitude, de versant et de fond de vallée | SIG | 2008 |
| Géologie | Type de substrat | SIG | 2008 |
| Pente | Pente, en degrés | METI et NASA | - |
| Altitude | Altitude, en mètre | METI et NASA | - |
| Exposition | Exposition (nord, sud, est, ouest) | METI et NASA | - |
| Distance aux surfaces minérales | Distance aux surfaces minérales | SIG | 2008 |
| Distance aux zones urbanisées | Distance aux espaces construits | SIG | 2008 |
| Distance aux surfaces agricoles des fonds de vallée | Distance aux zones agricoles de fond de vallée | SIG | 2008 |
| Distance aux surfaces agricoles des zones intermédiaires | Distance aux zones agricoles de versant | SIG | 2008 |
| Distance aux surfaces pelouses/surfaces minérales | Distance aux surfaces mixtes pelouses/surfaces minérales | SIG | 2008 |
| Distance aux surfaces mixtes pelouses/landes | Distance aux surfaces mixtes pelouses/landes | SIG | 2008 |
| Distance aux zones recolonisées | Distance aux zones en cours de recolonisation par la forêt | SIG | 2008 |
| Distance aux forêts de feuillus | Distance aux forêts de feuillus | SIG | 2008 |
| Distance aux forêts de conifères | Distance aux forêts de conifères | SIG | 2008 |

Table 5.3. Facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usage du sol utilisés à l'échelle micro-locale (estive de Bassiès)

| <i>Facteurs</i> | <i>Description</i> | <i>Source</i> | <i>Périodes concernées / Dates</i> |
|---------------------------------|---|----------------------|------------------------------------|
| Altitude | Altitude, en mètres | METI et NASA | - |
| Pente | Pente, en degrés | METI et NASA | - |
| Exposition | Exposition (nord, sud, est, ouest) | METI et NASA | - |
| Occupation du sol | Type d'occupation du sol | SIG | 2008 |
| Age des arbres | Degré de maturité d'un arbre déterminant la quantité de graines produites | SIG | 1976-2008 |
| Force du vent | Paramètre influant sur la distance de dispersion des graines | Relevés de terrain | 2012 |
| Direction du vent | Paramètre influant sur la direction de dispersion des graines | Relevés de terrain | 2012 |
| Pression pastorale | Rapport entre le nombre de bêtes et le nombre de jours qu'elles passent sur un espace donné | Fédération pastorale | - |
| Distance aux entités pastorales | Distance aux points d'eau, points sels, cabanes pastorales et parcours | SIG-Empirique | 2008 |

5.2.2.2 Cartographie et validation des facteurs

Les facteurs d'évolution de l'occupation et de l'usage du sol retenus ont été spatialisés. Dans cette partie nous présentons les résultats de leur validation.

5.2.2.2.1 Les facteurs spatialisés à l'échelle des Pyrénées françaises

A l'échelle du massif pyrénéen, les facteurs spatialisés ont été validés de manière itérative pour quatre sous-régions (écorégions) afin de prendre en compte les déterminants bioclimatiques et leurs influences sur les relations entre les changements d'occupation et d'usage du sol et les facteurs explicatifs identifiés. De fait, les régressions logistiques et les cartes de probabilité ont été calculées pour chaque type d'occupation et d'usage du sol par écorégion. La délimitation des écorégions se base sur les travaux issus de l'Inventaire Forestier National (IFN) qui ont identifiés à l'échelle de la France métropolitaine, dix grandes régions écologiques. A l'échelle du massif pyrénéen français elles se subdivisent en quatre écorégions (Annexe 7) délimitées à partir de facteurs biogéographiques (climat, géologie, topographie, etc.) et qui présentent des conditions bioclimatiques spécifiques pour l'implantation et le développement des espèces végétales (IFN 2009).

Après la suppression des variables présentant des corrélations trop importantes entre elles (un problème récurrent lorsque notamment des données climatiques sont intégrées), les variables restantes ont été validées par des séries de régressions logistiques. Les surfaces de probabilité de changements ont été construites grâce aux résultats des régressions pour chaque catégorie d'occupation et d'usage du sol, où la probabilité P pour chaque pixel h est définie par l'équation suivante :

$$P_h = \left\{ 1 + \exp \left[-\alpha - \sum_{k=1}^t \beta_k X_{hk} \right] \right\}^{-1}$$

où P_h est la probabilité d'un pixel h d'appartenir à une classe d'occupation ou d'usage du sol ; α est un paramètre d'interception, β est le coefficient de régression de la variable k ; X la variable prédictive de la valeur k pour un pixel h .

Les variables explicatives utilisées pour la création des surfaces de probabilité de changement pour chaque type d'occupation ou d'usage du sol sont présentées dans la Table 5.4 et peuvent être séparées en cinq catégories : démographique, géomorphologique, distance, pédologique et climatique. Au vu de leur nombre, nous commentons dans cette partie les résultats des validations les plus significatives pour chaque catégorie. Les cartes de probabilité de localisation de l'occupation et de l'usage du sol sont présentées en Annexe 8.

Table 5.4. Facteurs explicatifs utilisés (ou non) par les régressions logistiques pour chaque type d'occupation et d'usage du sol. Chaque signe '+' indique le nombre de fois que la variable a été choisie pour les régressions logistiques (quatre fois maximum car quatre écorégions). Les cultures permanentes étant absentes d'une des écorégion, seulement trois régressions logistiques ont été réalisées pour cette catégorie d'utilisation du sol.

| Facteurs explicatifs | Types d'occupation et d'usage du sol | | | | | | | | | | |
|---|--------------------------------------|----------|--------------------|-----------|---------------|----------|----------|--------------------|--------------------|----------------------|--------|
| | Eau | Urbanisé | Surfaces minérales | Conifères | Forêts mixtes | Feuillus | Pelouses | Prairies/Pâturages | Cultures annuelles | Cultures permanentes | Landes |
| Densité de population | | + | +++ | + | + | + | + | ++ | ++ | + | ++++ |
| Altitude | ++ | | ++++ | +++ | ++ | +++ | ++ | ++++ | ++++ | ++ | ++++ |
| Pente | | ++++ | + | + | + | | | ++ | ++ | + | +++ |
| Zones d'influence des centres urbains | | ++++ | + | + | + | | | ++ | ++ | + | +++ |
| Distance aux centres urbains | ++ | + | + | + | +++ | | + | + | + | + | ++ |
| Distance aux routes | +++ | ++++ | + | ++ | +++ | + | | | ++++ | ++ | + |
| Distance aux voies ferrées | + | ++++ | ++ | | + | + | + | + | + | ++ | + |
| Distance aux axes majeurs de communication | + | + | + | +++ | +++ | +++ | + | + | + | + | + |
| Distance aux cultures permanentes | + | + | ++ | + | ++ | + | +++ | ++ | + | | ++ |
| Distance aux forêts | + | + | | | | | + | + | + | + | +++ |
| Distance aux cours d'eau | +++ | | ++ | +++ | ++ | + | +++ | +++ | + | ++ | + |
| Limitations agricoles | ++ | | + | | ++++ | ++ | | ++ | + | ++ | + |
| Capacité en eau disponible | ++ | + | ++ | | | + | + | | + | + | |
| Profondeur du sol | ++ | + | + | +++ | ++ | + | ++ | ++ | | ++ | ++ |
| Erodabilité du sol | + | + | ++ | | + | + | + | ++ | + | | ++ |
| Taux de carbone du sol | ++ | | + | | + | ++++ | + | +++ | ++ | + | +++ |
| Texture du sol | | | | | + | | + | + | + | | +++ |
| Précipitations en janvier | ++ | ++ | | + | | +++ | | +++ | + | + | + |
| Précipitations en juillet | ++ | ++ | ++ | | + | | ++ | ++ | | | ++ |
| Taux de variation des précipitations en janvier | + | | + | + | +++ | ++ | ++++ | | + | + | |
| Taux de variation des précipitations en juillet | + | | | + | + | + | + | +++ | | + | |
| Précipitations annuelles en janvier | + | + | + | | | ++ | + | +++ | | | ++ |
| Précipitations annuelles en juillet | | | + | | + | ++ | | ++ | + | | ++ |
| Précipitations annuelles | | + | ++ | ++++ | +++ | ++ | | ++ | + | + | + |
| Ratio des précipitations | +++ | + | + | | + | ++ | + | | ++ | + | |
| Variabilité des températures en janvier | | + | ++ | ++ | + | ++++ | + | +++ | ++ | ++ | + |
| Variabilité des températures en juillet | + | ++ | + | | ++ | + | + | + | | | |
| Jours de froids | + | + | ++ | + | ++ | ++ | +++ | ++ | + | + | + |
| Jours de canicules | +++ | + | + | ++ | ++++ | +++ | +++ | + | ++ | | ++++ |
| Températures moyennes annuelles | | | +++ | ++++ | + | +++ | ++ | ++ | + | + | +++ |

Densité de population

Pour pouvoir être intégrées dans les régressions logistiques, les données relatives à la densité de population ont été prétraitées afin de pondérer son influence (Figure 5.4). Cette variable a été très peu utilisée lors des régressions logistiques (seulement 17 fois sur un total de 43 régressions, soit dans 40% des cas) et explique essentiellement la présence des surfaces minérales et des landes, ainsi que des espaces agro-pastoraux de fond de vallée (prairies/pâturages, cultures annuelles et cultures permanentes) logiquement implantés autour des zones habitées.

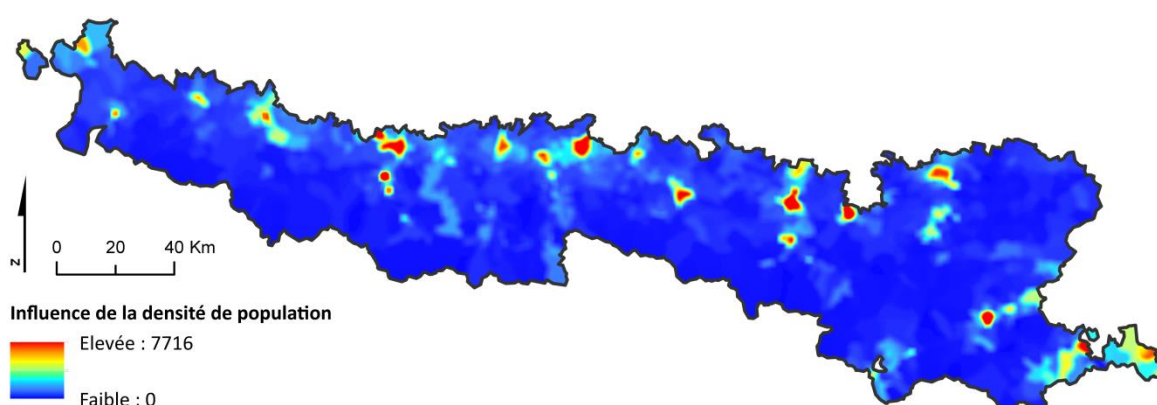


Figure 5.4. Répartition spatiale de la densité de population

Les variables géographiques

Les variables d'altitude et de pente (Figure 5.5) sont les plus significatives pour expliquer la présence de tous les types d'occupation et d'usage du sol (à l'exception de l'urbain pour l'altitude) et sont utilisées respectivement dans 78% des régressions effectuées.

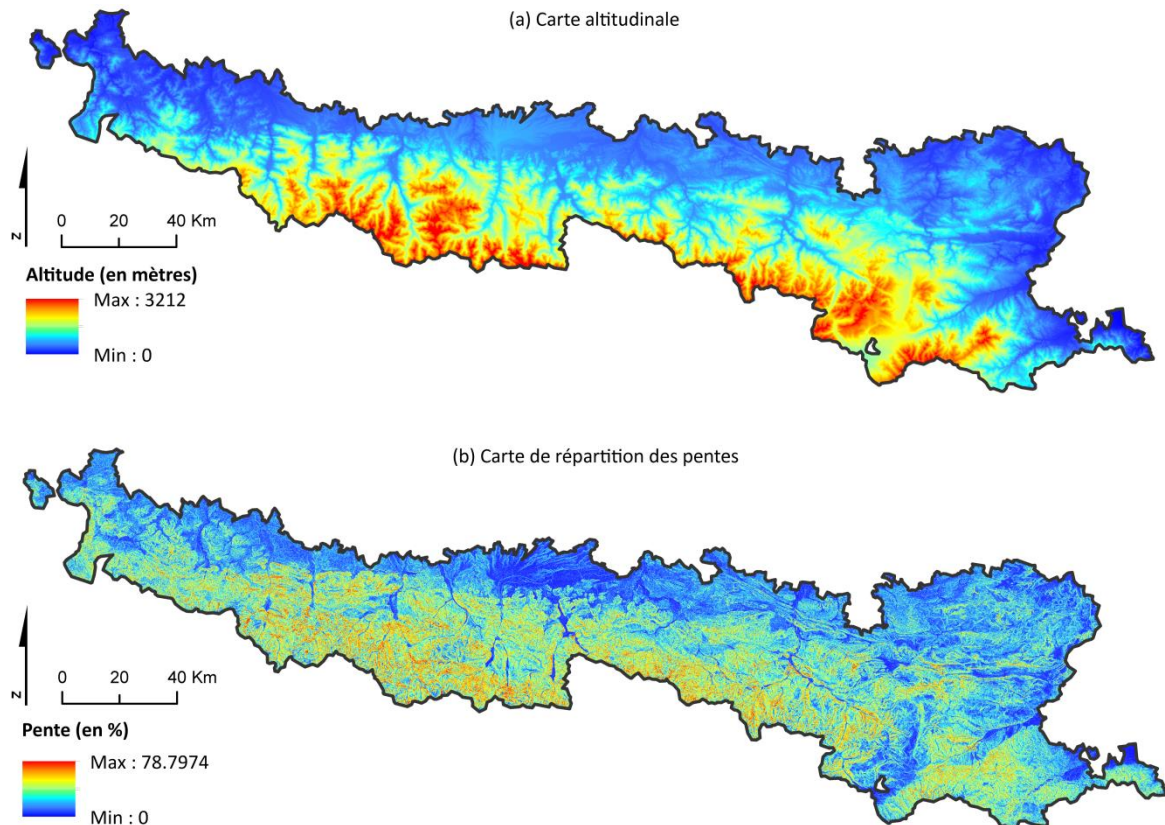


Figure 5.5. Variables géomorphologiques incluant (a) l'altitude et (b) la pente

Les variables de distance

Les variables de distance peuvent être séparées en deux catégories : celles relatives à la distance à un type d'occupation ou d'usage du sol, et celles relatives à des entités statiques telles que les routes, les voies ferrées, etc... Les variables relatives à la distance à des types d'occupation ou d'usage du sol (cultures permanentes, villes et forêts) sont globalement peu utilisées (16, 14 et 9 fois respectivement) car elles n'ont pas été identifiées comme significatives pour expliquer la présence d'autres types d'occupation ou d'usage du sol. La variable de distance aux forêts (Figure 5.6-g) montre notamment un contraste très faible à l'échelle du massif : les forêts, largement répandues, ne permettent qu'à quelques zones isolées, dans les parties les plus élevées, d'être potentiellement influencées par cette variable. La distance au cours d'eau (Figure 5.6-h) permet d'expliquer la présence d'espaces enherbés (pelouses et prairies/pâturages). La distance aux routes (Figure 5.6-c) explique la présence des espaces urbanisés (également corrélés aux axes de voies ferrées) et des cultures annuelles et permanentes qui sont principalement implantées en fonds de vallée où sont localisés les axes routiers. *A contrario*, la distance aux axes majeurs de communication (Figure 5.6-e) est fortement corrélée aux forêts (conifères, feuillus et mixtes). Cela s'explique par leur localisation dans des zones relativement isolées et difficilement accessibles aux véhicules motorisés. Au final, toutes ces variables sont utilisées dans 38% des régressions logistiques effectuées.

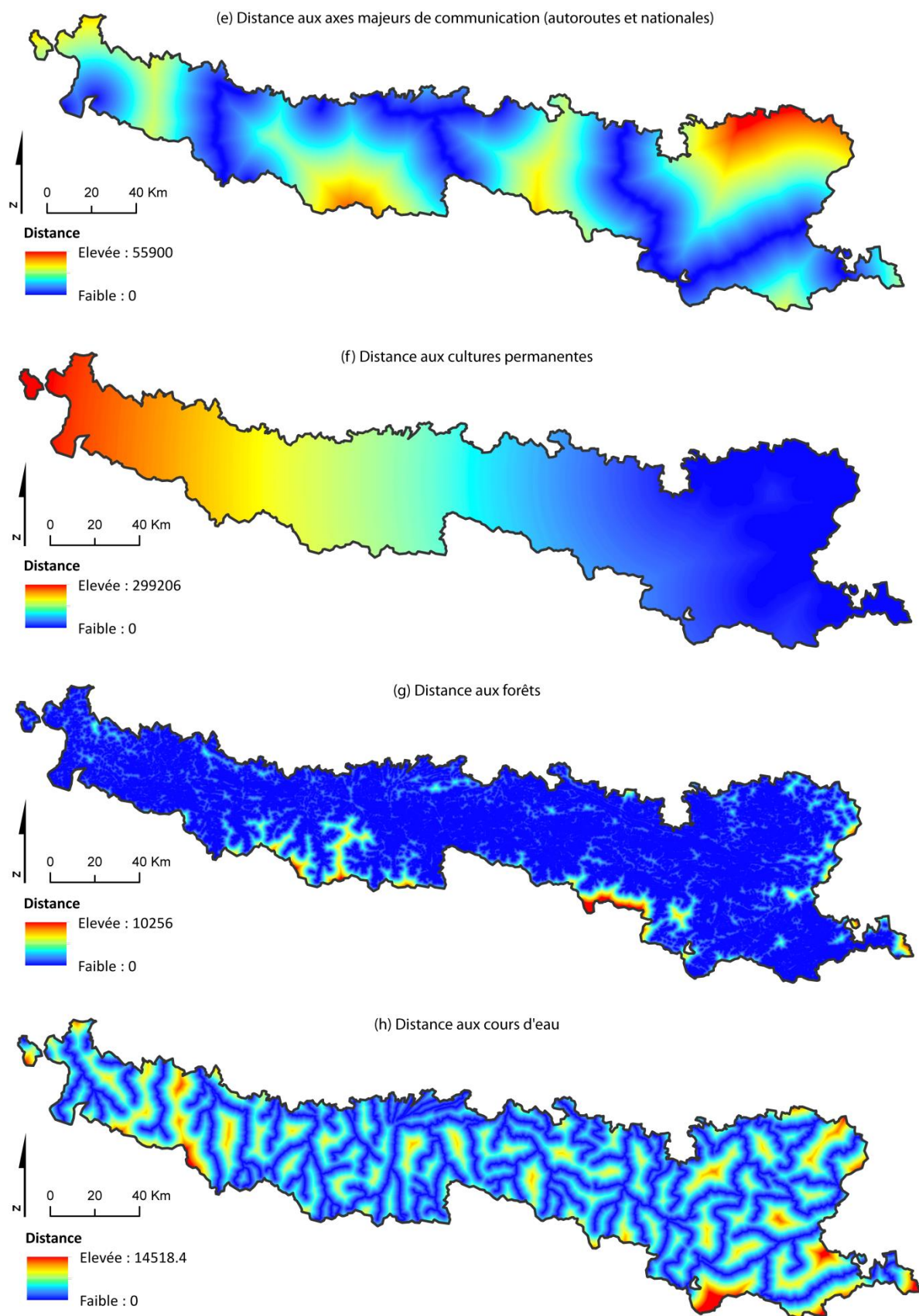


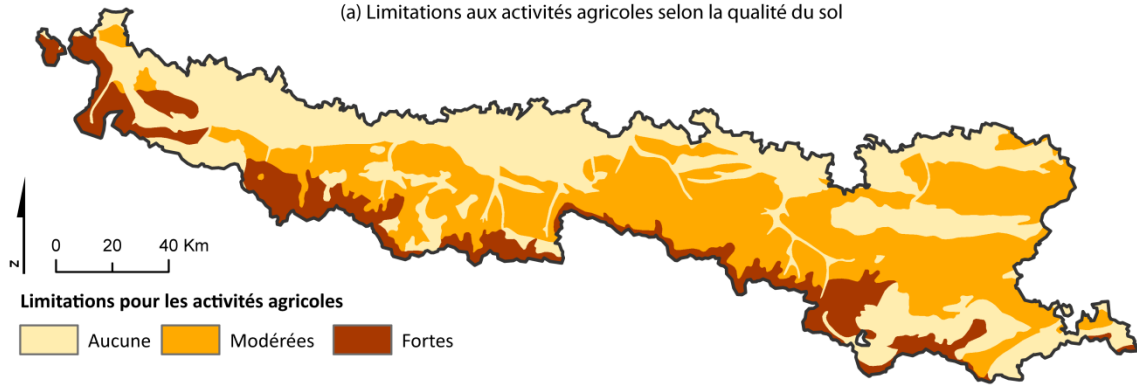
Figure 5.6. Variables de distance incluant (a) les zones d'influence des centres urbains, les distances (b) aux centres urbains, (c) aux routes (autoroutes, nationales et départementales), (d) aux voies ferrées, (e) aux axes majeurs de communication (autoroutes et nationales), (f) aux cultures permanentes, (g) aux forêts et (h) aux cours d'eau.

Les variables pédologiques

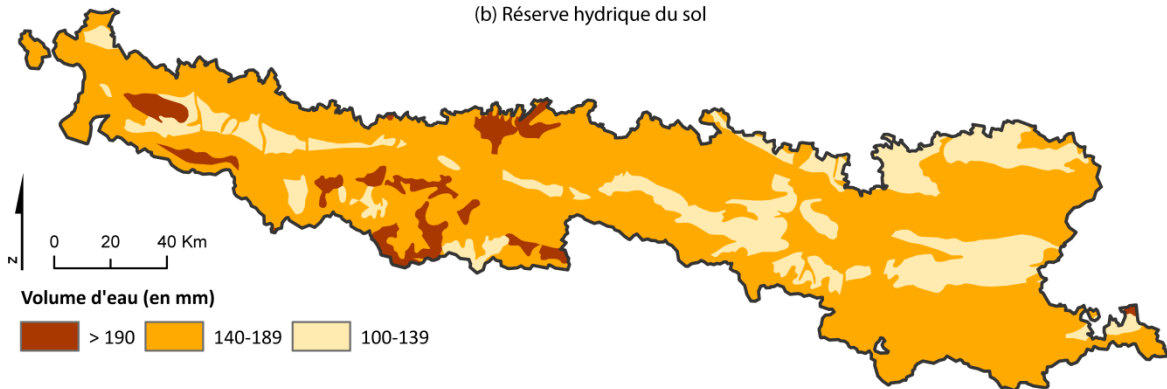
Les variables pédologiques peuvent limiter les activités agricoles (Figure 5.7-a). La qualité des sols est un facteur explicatif de la présence des prairies/pâturage, des cultures annuelles et des cultures permanentes. Il explique également l'implantation des forêts mixtes de feuillus et conifères. La forêt de conifères n'a de lien qu'avec la profondeur du sol (Figure 5.7-c) qui est utilisée dans trois régressions sur quatre. En parallèle, la forêt de feuillus semble liée à des taux faibles, voire très faibles, de carbone dans le sol (Figure 5.7-e), tout comme les prairies/pâturages et les landes, dans une moindre mesure. Ces dernières sont également expliquées par la texture du sol (Figure 5.7-f).

Les variables pédologiques restent globalement peu utilisées par les régressions (31% du total). Leur caractère qualitatif, peu détaillé (seulement cinq classes au maximum) et une résolution spatiale faible peuvent expliquer ces résultats.

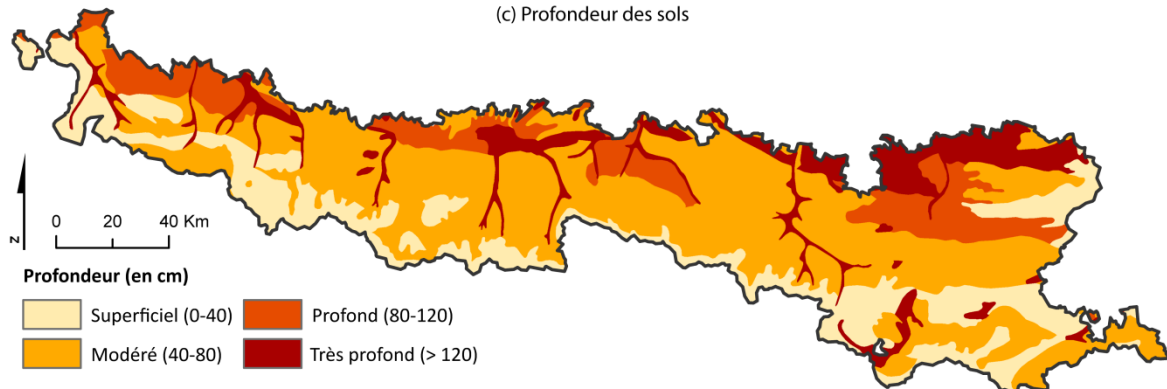
(a) Limitations aux activités agricoles selon la qualité du sol



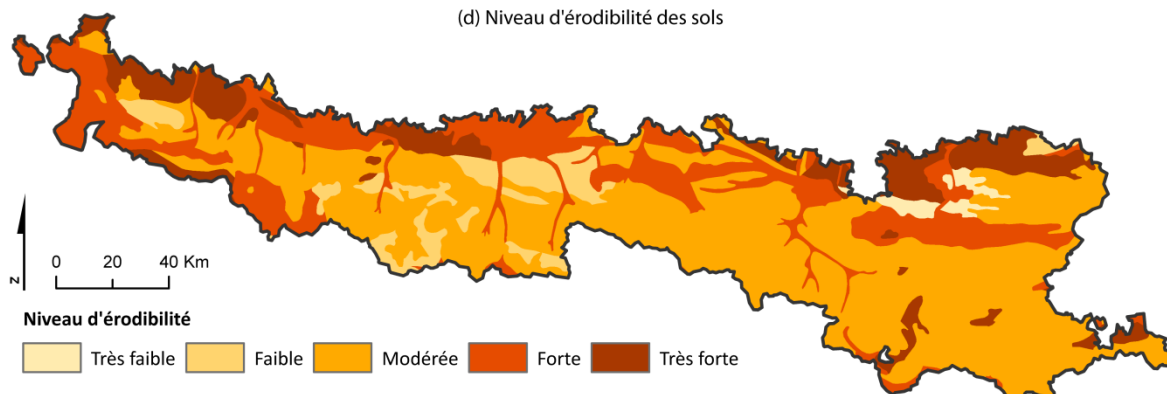
(b) Réserve hydrique du sol



(c) Profondeur des sols



(d) Niveau d'érodibilité des sols



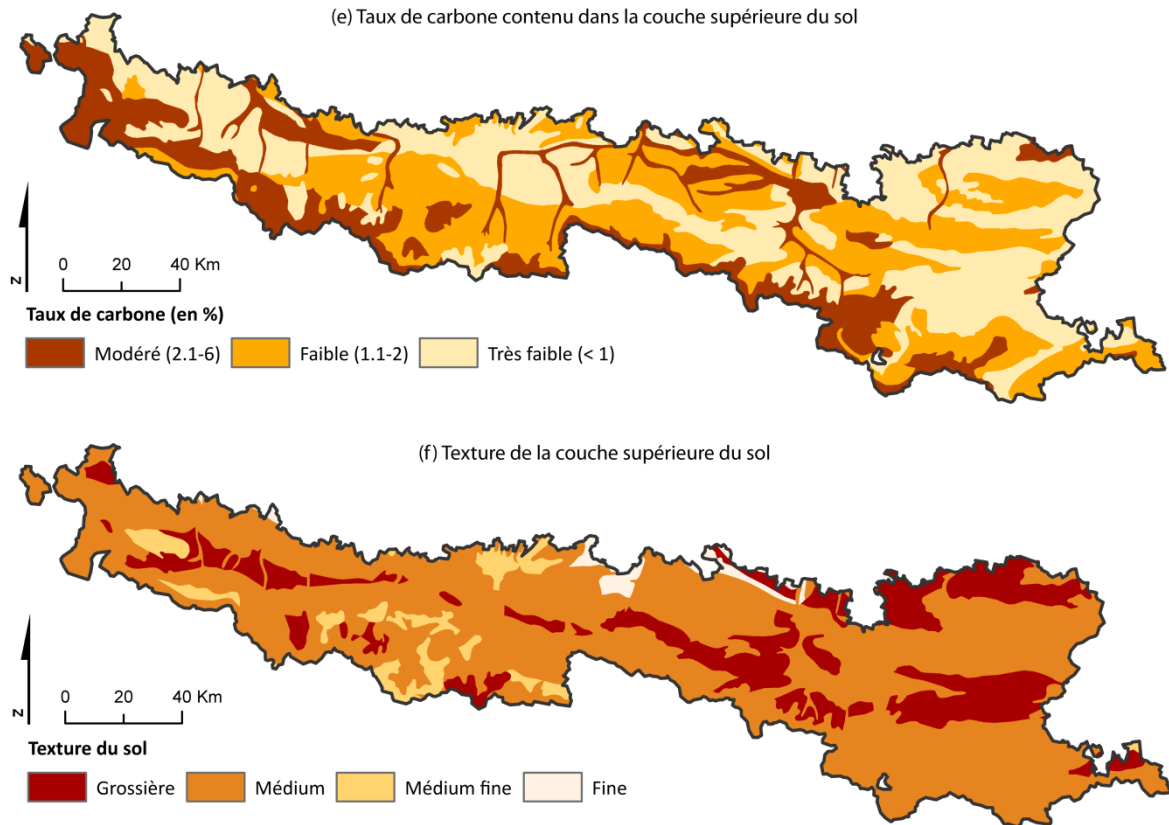


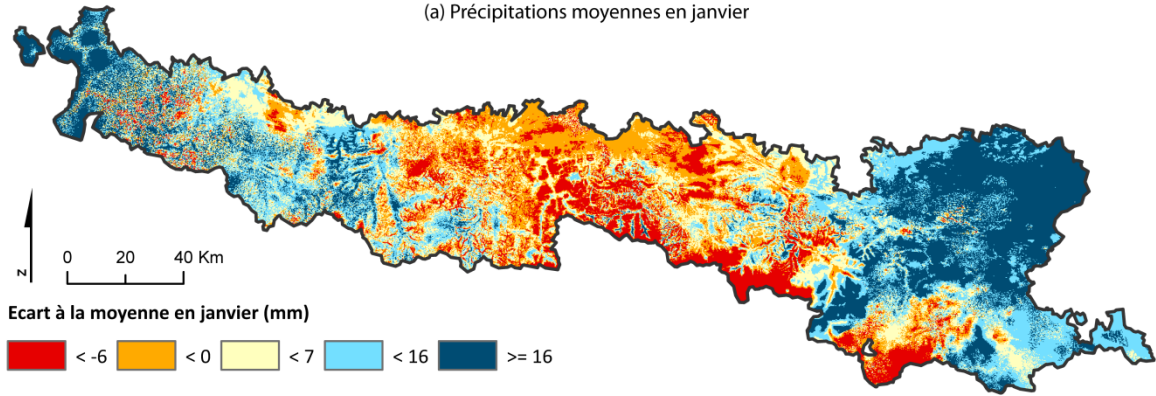
Figure 5.7. Variables pédologiques incluant (a) les limitations aux activités agricoles, (b) la réserve hydrique du sol, (c) la profondeur du sol, (d) le niveau d'érodibilité du sol, (e) le taux de carbone et (f) la texture de la couche supérieure du sol.

La texture du sol « grossière » correspond à argile < 18% et sable > 65% ; « médium » à 18% < argile < 35% et sable > 15% ou argile < 18% et 15% < sable < 65% ; « Médium fine » à argile < 35% et sable < 15% ; « Fine » = 35% < argile < 60%. Les limitations pour les activités agricoles « modérées » correspondent à la présence de pierres d'un diamètre > 7.5cm et est impraticable à la mécanisation ; « fortes » à la présence de roche sur 50cm de profondeur.

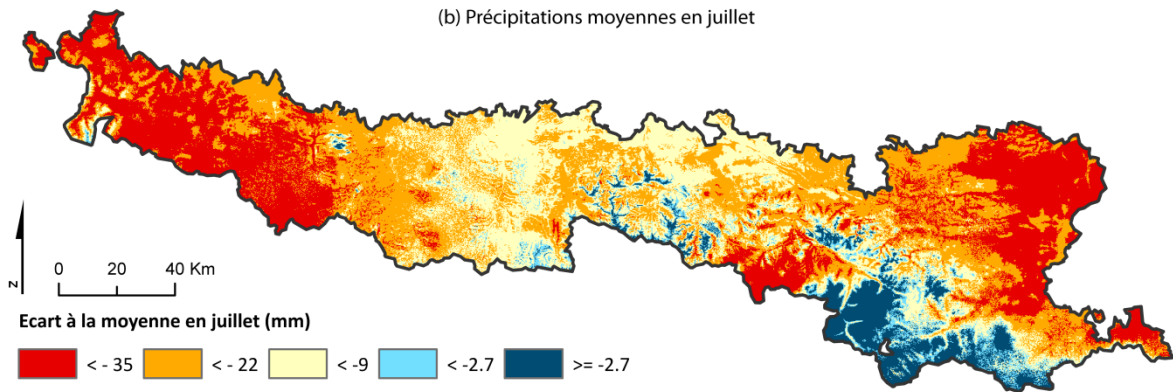
Les variables climatiques : précipitations

Sur les huit variables climatiques relatives aux précipitations sélectionnées, cinq d'entre elles sont particulièrement significatives et utilisées dans au moins trois régressions sur quatre. La variabilité des précipitations en janvier (Figure 5.8-c) explique à la fois la répartition des pelouses et des forêts mixtes tandis que la moyenne annuelle des précipitations en janvier (Figure 5.8-a) explique la répartition des forêts de feuillus et des prairies/pâturages. Ces dernières sont également corrélées aux variabilités des précipitations en juillet (Figure 5.8-d) et aux précipitations moyennes annuelles en janvier (Figure 5.8-e). Enfin, la variable des précipitations moyennes annuelles (Figure 5.8-g) est la plus significative pour expliquer la présence des forêts de conifères, de feuillus et mixtes conifères/feuillus.

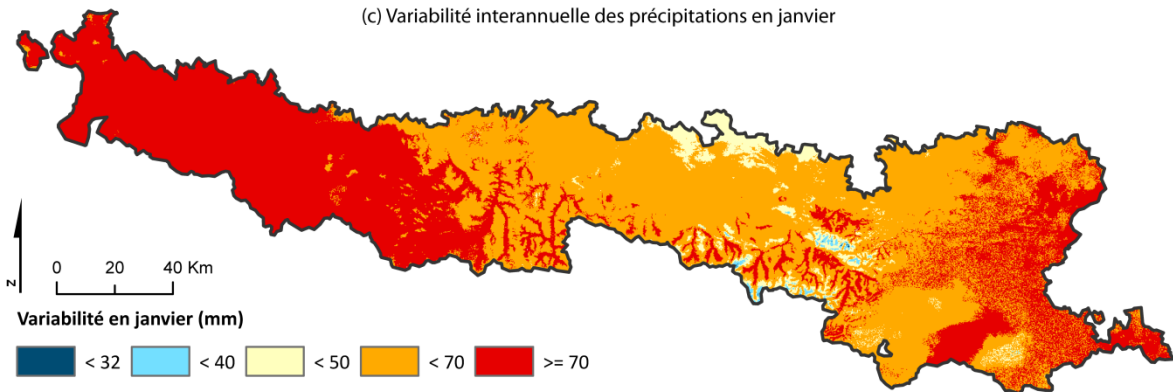
(a) Précipitations moyennes en janvier



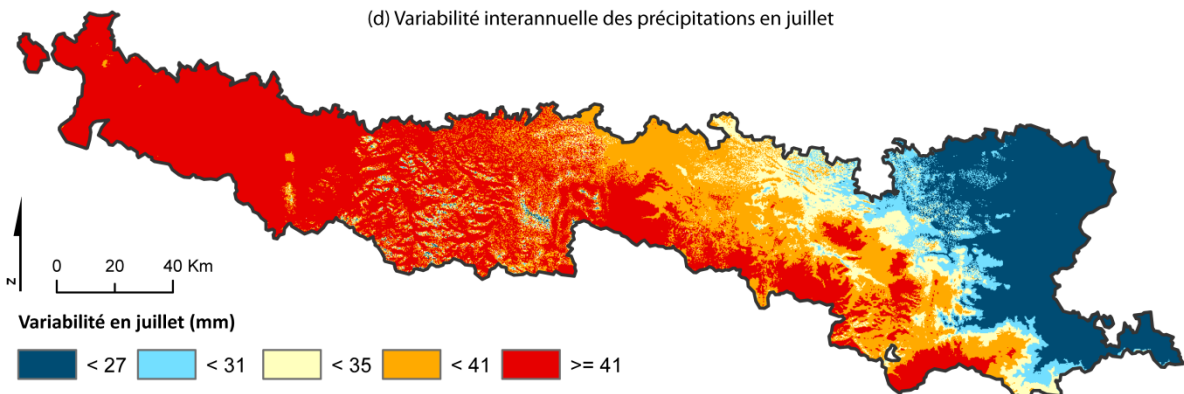
(b) Précipitations moyennes en juillet



(c) Variabilité interannuelle des précipitations en janvier



(d) Variabilité interannuelle des précipitations en juillet



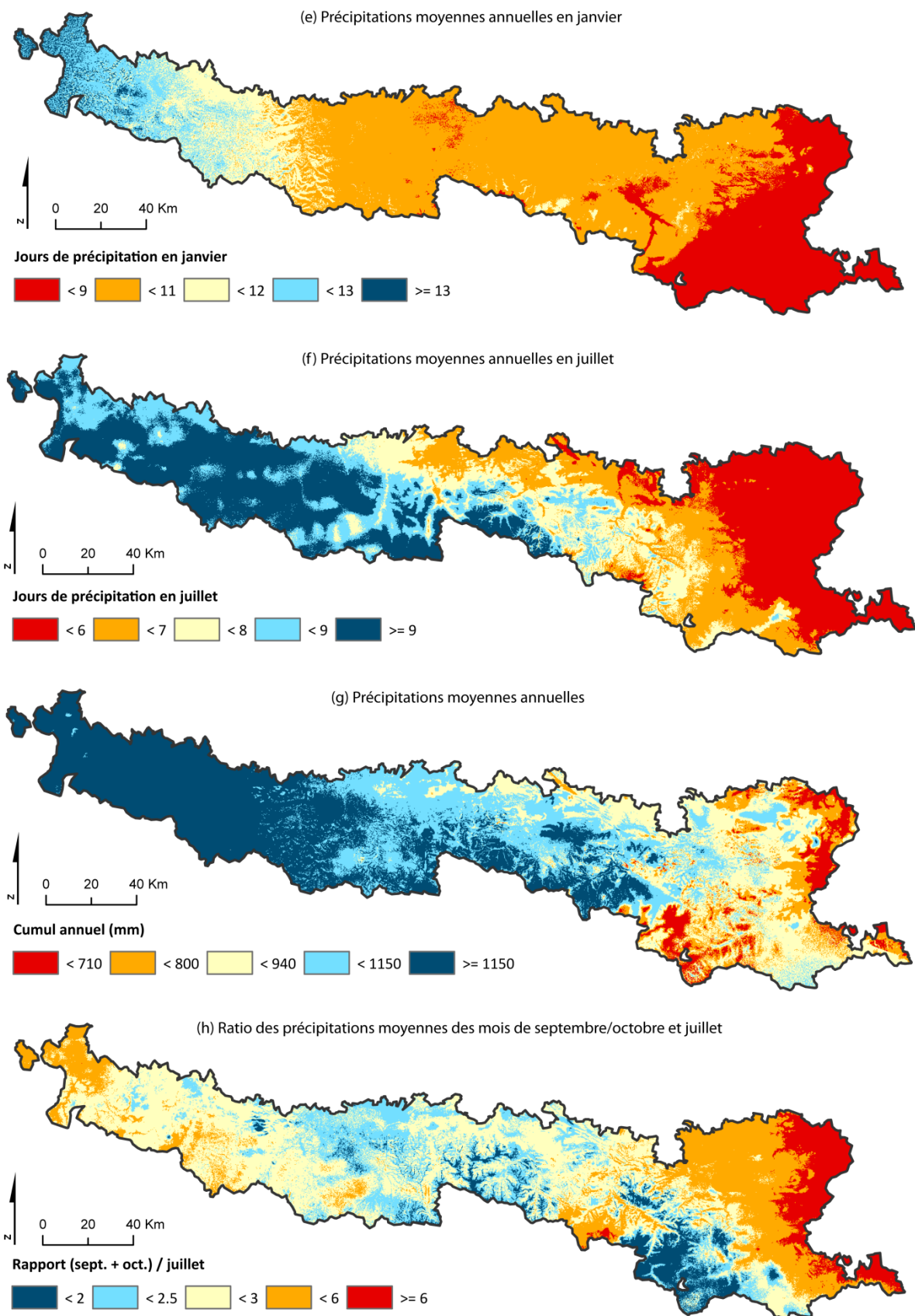
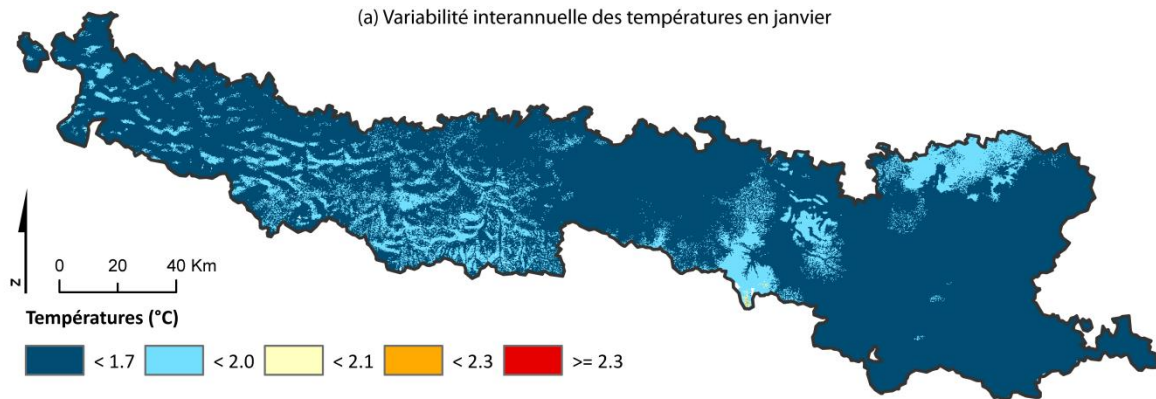


Figure 5.8. Variables climatiques (précipitations) incluant les précipitations moyennes (a) en janvier et (b) en juillet, la variabilité interannuelle des précipitations (c) en janvier et (d) en juillet, le nombre moyen de jours de pluie (e) en janvier et (f) en juillet, (g) les précipitations moyennes annuelles et (h) le ratio des précipitations moyennes des mois de sept./oct. et juillet.

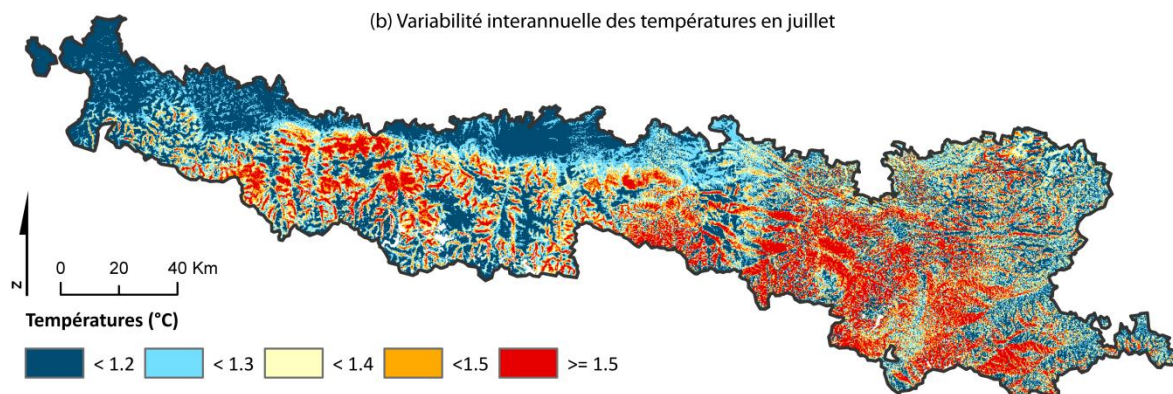
Les variables climatiques : températures

Après les variables d'altitude et de pente, les variables climatiques relatives aux températures sont les plus représentatives de la répartition spatiale des différentes catégories d'occupation et d'usage du sol, et sont utilisées par 41% des régressions. La variable décrivant le nombre de jours annuels dont la température est supérieure à 30°C (Figure 5.9-d) est utilisée dans 24 régressions et est notamment significative pour expliquer la présence des forêts mixtes et de feuillus, ainsi que des pelouses et des landes. La variabilité des températures en janvier (Figure 5.9-a), bien que ne présentant pas de contrastes marqués à l'échelle du massif, semble bien expliquer la présence des forêts de conifères. En parallèle, les températures moyennes annuelles (Figure 5.9-e) sont déterminantes dans la localisation des surfaces minérales, globalement répartis dans les zones d'altitude présentant les températures annuelles les plus faibles (inférieures à 9.4°C). Cette variable est également utilisée pour expliquer la localisation des forêts de conifères et de feuillus, toutes les deux fortement dépendantes des conditions climatiques pour leur développement.

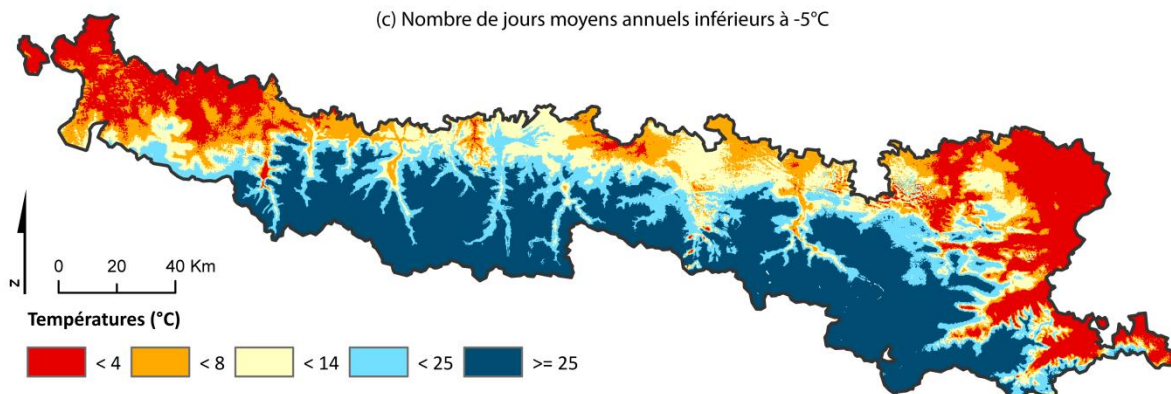
(a) Variabilité interannuelle des températures en janvier



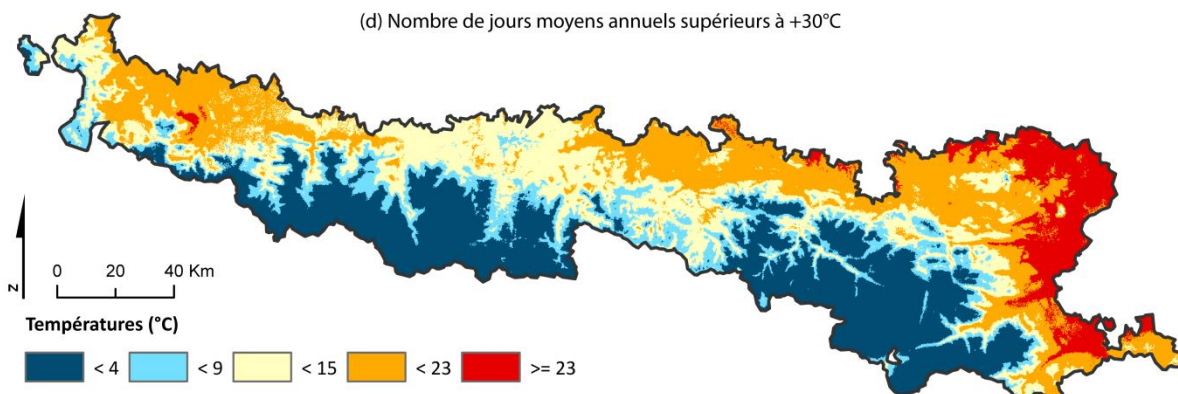
(b) Variabilité interannuelle des températures en juillet



(c) Nombre de jours moyens annuels inférieurs à -5°C



(d) Nombre de jours moyens annuels supérieurs à +30°C



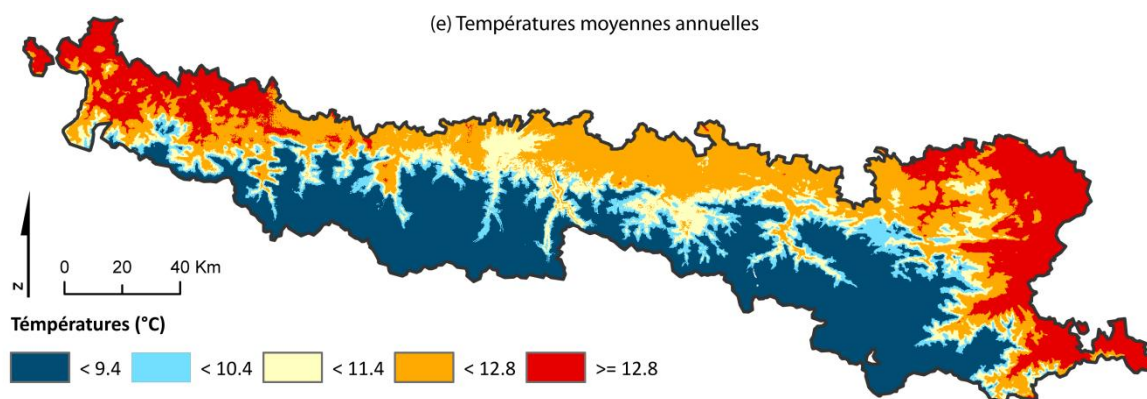


Figure 5.9. Variables climatiques (températures) incluant la variabilité interannuelle des températures (a) en janvier et (b) en juillet, (c) le nombre de jours moyens annuels inférieurs à -5°C , (d) le nombre de jours moyens annuels supérieurs à $+30^{\circ}\text{C}$ et (e) les températures moyennes annuelles.

5.2.2.2.2 Les facteurs spatialisés à l'échelle de la vallée du Vicdessos

La validation des facteurs à l'échelle de la vallée du Vicdessos est présentée de manière explicite dans l'article composant le Chapitre 6. Nous reprenons ici les principaux résultats de la démarche et renvoyons vers ce chapitre pour leur analyse plus détaillée.

Les facteurs explicatifs spatialisés sont présentés dans la Figure 5.10.

| Facteurs | Représentation quantitative | Représentation ordonnée | | Représentation quantitative | Représentation ordonnée |
|--|-----------------------------|-------------------------|--|-----------------------------|-------------------------|
| Probabilité de changement ^{1,2} | | | Distance aux surfaces agricoles des fonds de vallée | | |
| Utilisation du sol ² | | | Distance aux surfaces agricoles des zones intermédiaires | | |
| Géologie ² | | | Distance aux surfaces pelouses/surfaces minérales | | |

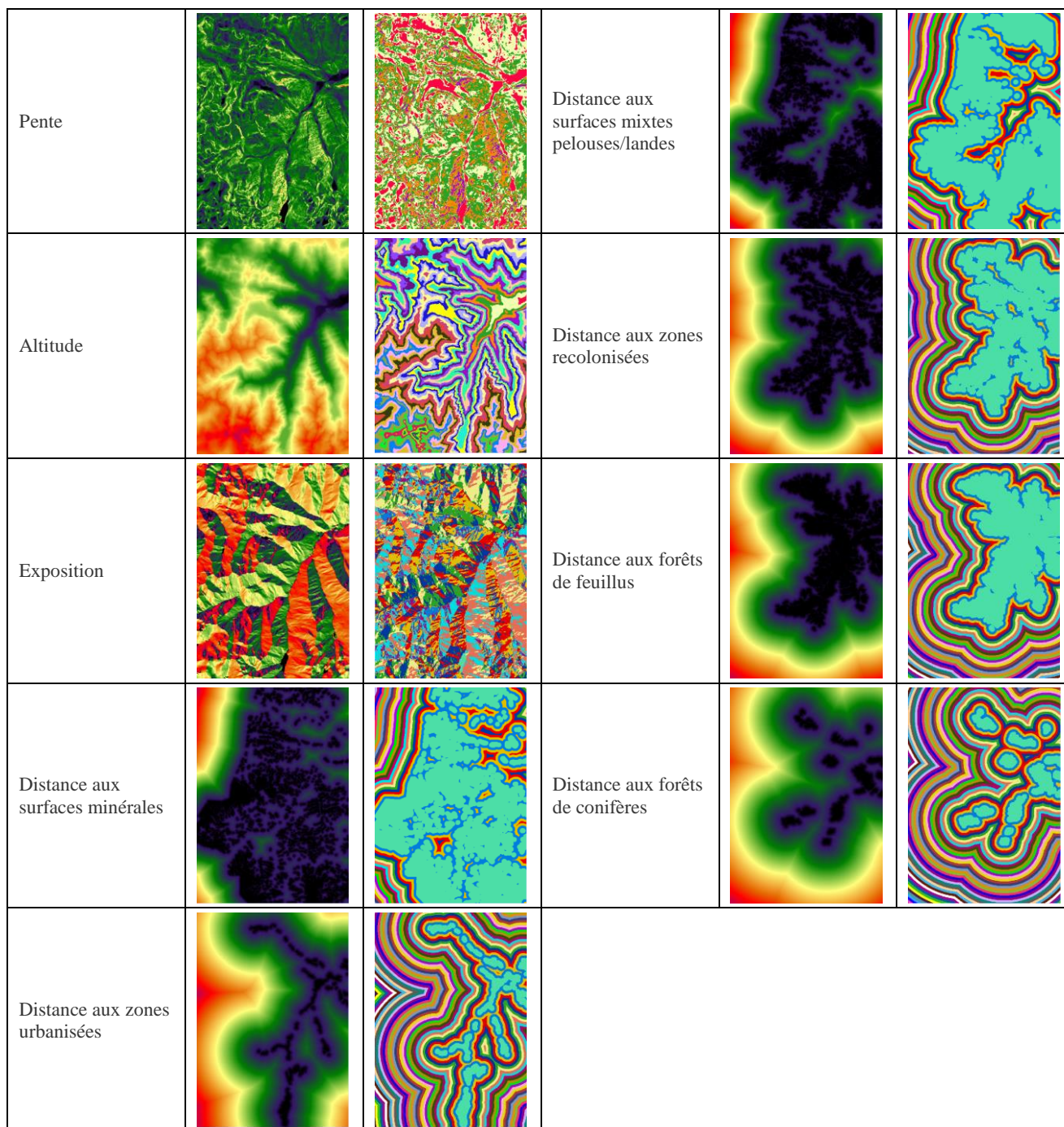


Figure 5.10. Spatialisation des facteurs explicatifs utilisés à l'échelle locale. (¹ ce facteur variant pour chacune des quatre transitions identifiées, la carte présentée ici est purement illustrative ; ² ces facteurs étant exclusivement de type catégoriel, seul le mode de représentation qualitative est possible)

L'indice V de Cramer montre que tous les facteurs ont une influence significative sur les changements d'occupation et d'usage du sol observés (Table 5.5). Seule la variable de pente présente des valeurs inférieures à 0.1. D'une manière générale, les facteurs explicatifs les plus significatifs dans l'évolution paysagère sont ceux relatifs à la distance par rapport à une classe d'occupation et/ou d'usage des sols. Par exemple, la proximité aux forêts de feuillus explique à 72% la localisation des

changements vers la catégorie « feuillus » provenant des classes contributives (dans ce cas, les « pelouses / landes » et les zones de « recolonisation »). Pour cette occupation du sol, la variable d'altitude est également significative (52%). De même, la proximité des catégories d'occupation du sol contributives, c'est-à-dire « prairies de versant », « pelouses / landes » et « pelouses rocheuses », par rapport aux zones de recolonisation explique 59% des changements observés vers la catégorie « feuillus ». Cela peut s'expliquer par la localisation de ces trois types d'occupation des sols, que l'on retrouve majoritairement sur les zones intermédiaires ou en bas d'estives, où les conditions bioclimatiques (liées à l'altitude) sont favorables au développement des forêts de feuillus. De même, les changements vers des zones de recolonisation sont corrélés à la distance aux surfaces agricoles des zones intermédiaires (0.30). Cela s'explique par l'évolution de ces espaces agro-pastoraux qui, après avoir été abandonnés, s'enfrichent et sont soumis à des dynamiques de reforestation. En effet, les zones de recolonisation constituent un état transitoire vers la forêt pour les zones pastorales (prairies de versant, pelouses d'altitude) qui ont été abandonnées, et où les relations de voisinage par rapport aux différentes occupations du sol interagissent de façon non négligeable. Autre exemple, l'implantation des forêts de conifères s'explique par la distance aux surfaces agricoles de fond de vallée (0.28) et par la proximité aux zones recolonisées (0.21) et aux forêts de feuillus (0.22) qui forment un ensemble écologique favorable à leur expansion et qui correspondent aux zones les plus éloignées par rapport à celles les plus utilisées. En d'autres termes, la sylviculture se pratique et évolue loin des zones d'usages pastoraux de fond de vallée et/ou dans celles d'altitude et de versant qui ont été abandonnées. Enfin, la variable d'altitude permet d'expliquer une part importante (39%) de la localisation des changements provenant des surfaces minérales et des pelouses rocheuses vers les pelouses / landes qui s'implantent, logiquement aux élévations les plus hautes comparativement à l'ensemble de la vallée, au-delà de la limite supra-forestière. Les corrélations exposées ici sont celles obtenues exclusivement pour les variables représentées sous forme quantitative. Les résultats varient légèrement (+/- 1 à 6%) quand les variables sont représentées de façon catégorielle.

Les taux de précision de l'*Accuracy Rate* obtenus pour chaque transition sont tous supérieurs à 70% (Table 5.6). Cela signifie que la localisation d'au moins 7 pixels sur 10 ayant subi un changement d'une occupation ou d'un usage du sol vers une autre, peut être expliquée par les facteurs sélectionnés. Pour les transitions vers les forêts de conifères, les facteurs explicatifs contribuent à expliquer l'allocation spatiale des changements observés entre 1983 et 2008 jusqu'à 94.74%. Pour chaque transition, la part de changement inexpliquée peut être due soit à l'absence d'un facteur significatif (par exemple, le type ou la profondeur de sols dont les données ne sont pas disponibles avec précision à cette échelle), soit au caractère aléatoire des changements sur la base du jeu de facteurs introduit.

Table 5.5. Relation entre les changements d'occupation et d'usage du sol observés (1983-2008) et les facteurs explicatifs représentés de façon quantitative

| Transition vers | Pelouses et landes | Recolonisation | Feuillus | Conifères |
|---|--------------------|----------------|----------|-----------|
| Probabilité de changement des classes d'occupation du sol contributives | 0.19 | 0.23 | 0.29 | 0.08 |
| Usage pastoral du sol (estives) | 0.36 | 0.16 | 0.76 | 0.22 |
| Géologie | 0.26 | 0.23 | 0.39 | 0.33 |
| Pente | 0.08 | 0.07 | 0.06 | 0.09 |
| Altitude | 0.39 | 0.23 | 0.60 | 0.17 |
| Exposition | 0.11 | 0.12 | 0.09 | 0.11 |
| Distance aux | | | | |
| surfaces minérales | 0.20 | 0.12 | 0.26 | 0.10 |
| zones anthropisées | 0.27 | 0.23 | 0.51 | 0.21 |
| surfaces agricoles des fonds de vallée | 0.33 | 0.27 | 0.64 | 0.28 |
| surfaces agricoles des zones intermédiaires | 0.26 | 0.30 | 0.50 | 0.17 |
| surfaces pelouses/surfaces minérales | 0.28 | 0.11 | 0.41 | 0.18 |
| surfaces mixtes pelouses/landes | 0.49 | 0.12 | 0.33 | 0.13 |
| zones recolonisées | 0.32 | 0.33 | 0.59 | 0.21 |
| forêts de feuillus | 0.40 | 0.29 | 0.72 | 0.22 |
| forêts de conifères | 0.24 | 0.27 | 0.55 | 0.56 |

Table 5.6. Taux de précision obtenus par le perceptron multicouches pour chaque transition par rapport aux facteurs explicatifs sélectionnés et représentés de façon quantitative ou ordonnée

| Transition vers | Représentation quantitative | Représentation ordonnée |
|-------------------------|-----------------------------|-------------------------|
| zones de recolonisation | 76.45% | 78.60% |
| pelouses et landes | 85.32% | 85.32% |
| forêts de feuillus | 71.31% | 74.88% |
| forêts de conifères | 94.74% | 92.10% |

5.2.2.2.3 Les facteurs spatialisés à l'échelle de l'estive de Bassiès

La validation des facteurs à l'échelle de l'estive de Bassiès est présentée de manière explicite dans l'article composant le Chapitre 6. Nous reprenons ici les principaux résultats des tests de sensibilité et renvoyons vers ce chapitre pour une analyse plus détaillée.

Les résultats des tests de sensibilité montrent que les différents paramètres utilisés contribuent à simuler des dynamiques de reforestation de manière cohérente à celles observées. Néanmoins, les valeurs utilisées peuvent entraîner une sous-représentativité ou au contraire une sur-représentativité

des processus observés. Ainsi, dans le cas d'une augmentation du taux de viabilité des graines dispersées, la simulation produit une superficie de forêt plus importante avec 15.3 points de plus que celle observée en 2008 (base 100%) (Figure 5.11). De même, lorsque l'on augmente la distance de dispersion des graines ou que l'on définit une dispersion aléatoire sur l'estive, les superficies simulées sont légèrement inférieures à la surface réelle (97.61% et 90.43% respectivement). On peut noter ici que la part de forêt permanente, c'est-à-dire présente dès 1993, est inférieure à 47% par rapport à 2008.

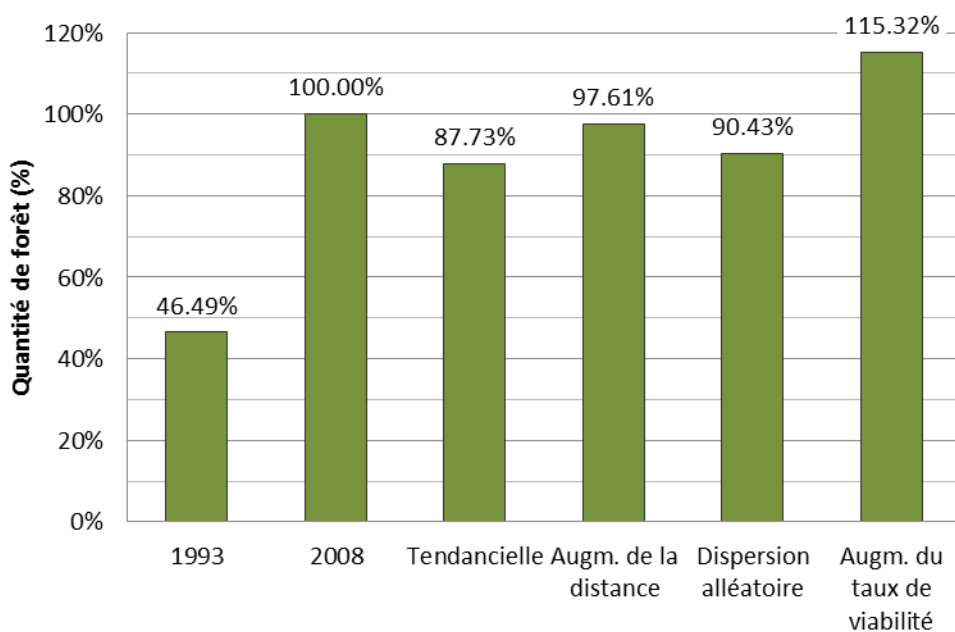


Figure 5.11. Quantité de forêt observée en 1993 et 2008 et simulée sur la période 1993-2008 selon les simulations (en %)

En terme de localisation (Figure 5.12), les simulations tendancielle et avec une dispersion aléatoire présentent les meilleurs résultats avec respectivement 92.70% et 92.63% de forêt correctement prédite par rapport à celle de 2008. Une analyse plus fine tenant compte à la fois des surfaces simulées et de la localisation des zones de forêt éparses ou denses (cf. Chapitre 7) montre que la simulation utilisant un paramétrage fondé sur une dispersion aléatoire des graines présente les meilleurs résultats.

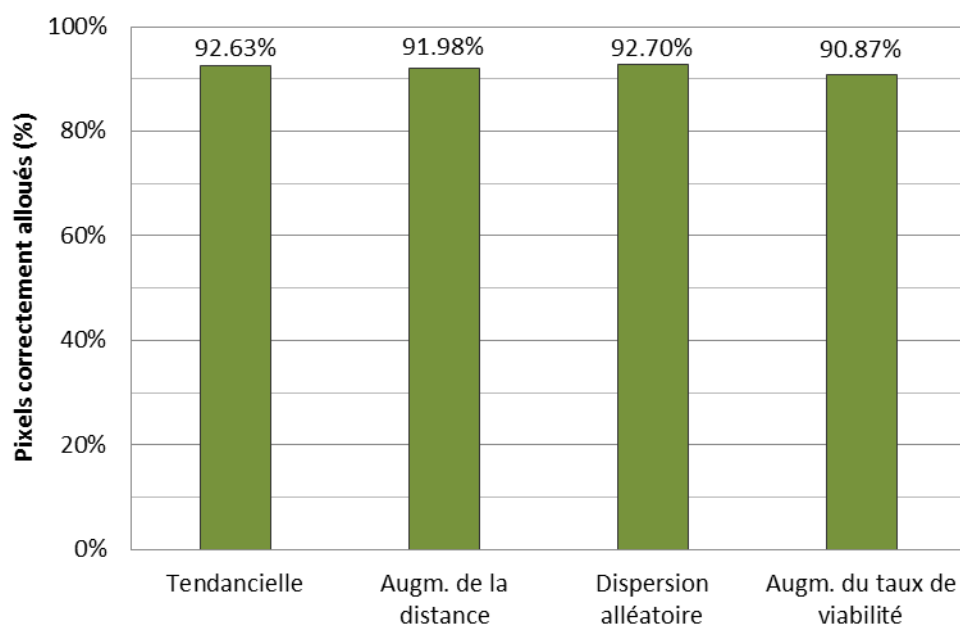


Figure 5.12. Evaluation du pourcentage de pixels de forêt correctement alloués selon les simulations basée sur une comparaison pixel par pixel avec la situation observée en 2008

La définition de paramètres optimaux reste délicate, voire impossible étant donné le caractère aléatoire de la direction ou encore de la distance de dispersion des graines. Toutefois, les tests de sensibilité permettent d'évaluer la pertinence et l'influence respective des différents facteurs pris en compte tenu des usages pastoraux et de l'influence du piétinement et du prélèvement par le cheptel sur les jeunes pousses.

5.3 Conclusion partielle

L'identification des facteurs explicatifs de changements à des échelles spatiales emboîtées a permis de mettre en avant la complexité du système pyrénéen et de révéler l'importance de la prise en compte des échelles au sein des démarches de prospective. En effet, si certains facteurs (la pente) semblent avoir une réelle influence à l'échelle régionale sur le plan statistique, elle est moindre à grande échelle. Ce chapitre a également permis de différencier les interrelations entre ces facteurs et leur influence sur l'occupation et l'usage du sol. Ainsi, les variables clés pouvant influencer les changements futurs à différentes échelles spatiales ont été identifiés. La Figure 5.13 propose un modèle conceptuel synthétisant le système pyrénéen. Elle rend compte de la multiplicité des facteurs et des acteurs à différentes échelles. Les résultats de l'analyse systémique des facteurs identifiés montrent, à l'échelle régionale, une influence significative des politiques règlementaires (réformes de la PAC, aides à l'installation) et des activités touristiques sur l'accès aux espaces agro-pastoraux et à la propriété foncière. La présence de structures de gestion collective apparaît comme essentielle dans la pratique des activités agro-pastorales et contribue au maintien du tissu agricole traditionnel. A l'échelle locale et micro-locale, il apparaît que le contexte socio-économique et démographique, peu

favorable actuellement, influe fortement sur les usages du sol (pratiques pastorales et sylvicoles) et explique les changements des occupations du sol.

La spatialisation des facteurs de changements identifiés est largement contrainte par la disponibilité des données nécessaires aux modèles. De fait, un certain nombre de facteurs identifiés n'ont pas pu être inclus dans la démarche de modélisation. Cette étape a tout de même permis de valider l'influence d'un grand nombre des facteurs spatialisés sur la répartition spatiale des types d'occupation et d'usage du sol et sur les changements observés. Diverses approches méthodologiques de validation ont été mobilisées : statistique, à dires d'experts, participative, bibliographique. Certaines méthodes ont ainsi permis d'en corroborer d'autres. Néanmoins, il n'existe pas pour l'instant de méthode adaptée à la validation des facteurs à toutes les échelles étudiées. C'est bien la convergence et la concordance des différentes approches, réalisées à l'une ou l'autre des échelles définies, qui nous a permis de les identifier et de les valider, dans le but de les utiliser au sein de modèles prospectifs.

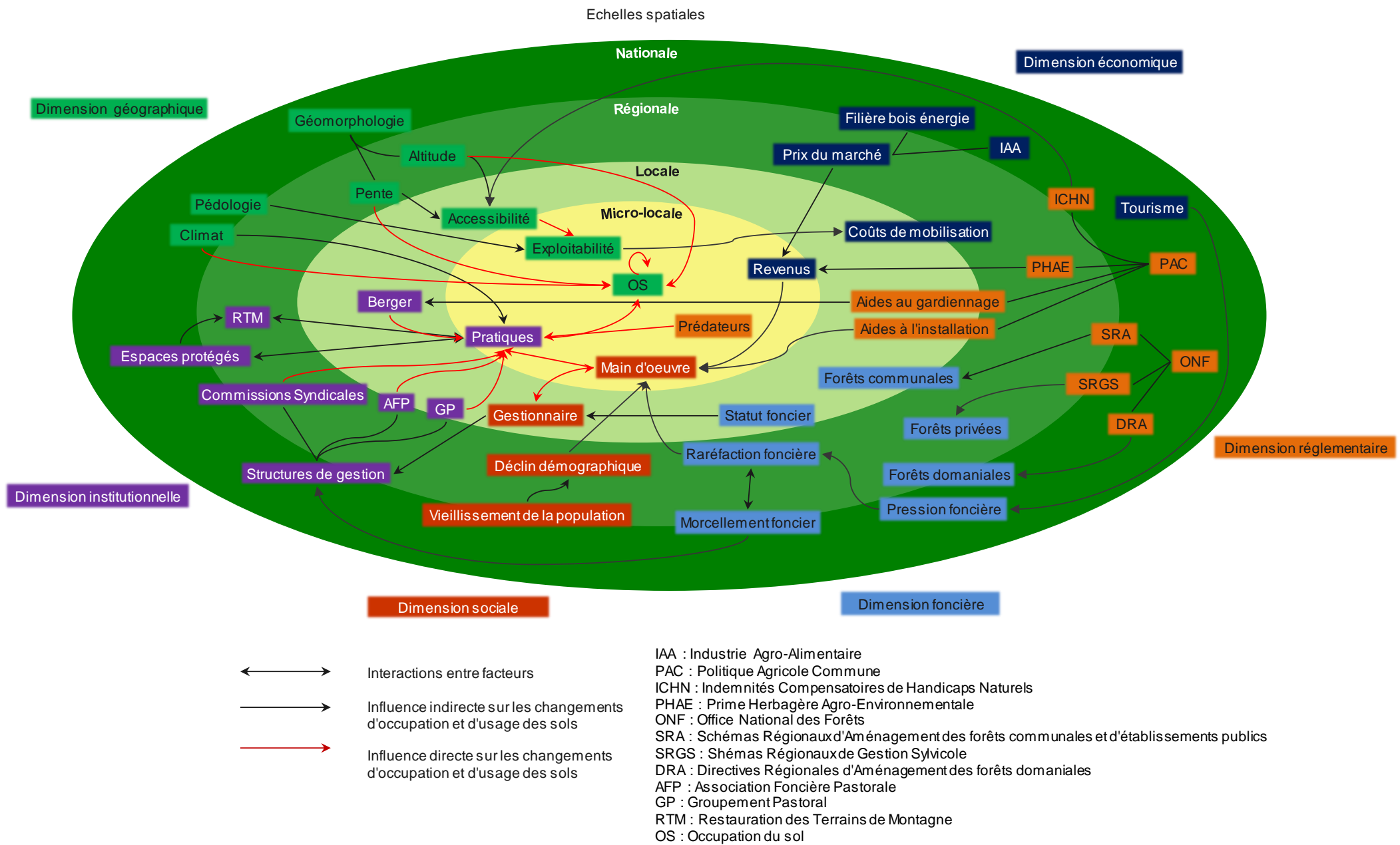


Figure 5.13. Modèle conceptuel du système agro-pastoral Pyrénéen. Relations et interactions entre les facteurs de changements d'occupation et d'usage du sol selon les échelles spatiales

Conclusion

La détermination des trajectoires et des processus d'évolution de l'occupation et de l'usage du sol a montré des trajectoires similaires à l'échelle des vallées pyrénéennes mais à des vitesses et avec des ampleurs différenciées. L'identification des facteurs explicatifs de ces changements, à l'aide d'une approche systémique, a permis de synthétiser l'ensemble des interactions régissant le système agro-sylvo-pastoral pyrénéen et de mettre en avant leur poids respectif suivant l'échelle d'approche considérée. Il a également été possible de montrer que tous les facteurs ne peuvent pas être pris en compte faute de données adéquates disponibles. Par corollaire, cela implique que, si les principaux facteurs ont été pris en compte, les résultats issus des modèles peuvent toujours être discutés. En outre, cela suggère *a priori* que les approches régionales permettront de mettre en avant des tendances propres à cette échelle, sans pouvoir prendre en considération et témoigner des particularismes locaux.

A l'échelle du massif, différents acteurs et gestionnaires influent sur l'organisation du territoire. Leurs interactions et les échelles auxquelles ils agissent ont un impact plus ou moins marqué sur l'occupation et l'usage du sol. L'analyse systémique a mis en avant les enjeux de gestion des espaces montagnards où les exploitants agricoles, par leurs pratiques aux échelles micro-locales, organisent et entretiennent les paysages. Il apparaît ainsi que le capital économique et environnemental des Pyrénées repose sur un patrimoine construit et entretenu par l'exploitation des espaces montagnards par les agriculteurs, les éleveurs et les forestiers. Toutefois, avec le vieillissement de la population, la diminution du nombre d'exploitants et la mise en place d'activités concurrençant l'agro-pastoralisme, la société se réorganise et les dynamiques paysagères se modifient. Ceci questionne sur l'avenir du massif.

Suivant la méthode des scénarios (Godet 1992), la détermination des dynamiques du système agro-sylvo-pastoral Pyrénéen (trajectoires d'évolution, facteurs explicatifs et enjeux) permet à présent de développer des scénarios prospectifs spatialisés à trois échelles différentes (le massif Pyrénéen, une vallée et une estive). L'objectif est de produire des connaissances relatives aux changements d'occupation et d'usage des sols et de les spatialiser afin d'analyser leurs impacts sur les paysages montagnards à moyen et long terme. Les scénarios développés et les méthodes de spatialisation aux différentes échelles sont présentés dans la Partie III.

**Partie III – Simulations prospectives des
changements d’occupation et d’usage du sol à
différentes échelles spatiales**

Introduction

Cette partie présente les résultats issus des simulations prospectives des changements d'occupation et d'usage du sol aux échelles micro-locales, locales et régionales. A chaque échelle spatiale, l'usage d'un modèle nous permet de spatialiser et de quantifier les changements tels qu'ils ont été définis par les scénarios prospectifs. L'objectif est de modéliser les interactions entre les différentes formes d'usages des espaces montagnards et les dynamiques « naturelles » de la végétation afin de cartographier les futures organisations spatiales des types d'occupation du sol du système pyrénéen aux échelles mentionnées. Cette étape de spatialisation doit également nous permettre d'identifier et de caractériser les espaces d'incertitude des changements liés au futur, c'est-à-dire les zones où les changements à venir sont très, ou au contraire peu, probables à partir des différents scénarios produits. Des modèles différents ont été utilisés à chaque échelle spatiale afin d'intégrer les différents facteurs de changements identifiés dans la partie précédente.

Le premier chapitre de cette partie (chapitre 6) expose les résultats issus des scénarios prospectifs spatialisés à l'échelle micro-locale. Ces scénarios visent à mettre en évidence les impacts possibles de gestions pastorales contrastées sur l'occupation du sol de l'estive de Bassiès à l'horizon 2050.

Le chapitre 7 présente une démarche méthodologique pour l'évaluation de l'incertitude liée aux simulations des changements futurs d'occupation et d'usage du sol à l'échelle locale. Deux scénarios tendanciels, qui se distinguent par l'usage de toutes les estives de la vallée du Vicdessos ou d'une partie seulement, sont spatialisés. A partir des mêmes facteurs et quantités de changements, différents paramétrages sont utilisés afin de tester leur influence respective et combinée sur les changements simulés à l'horizon 2080.

Le chapitre 8 expose les résultats issus de la simulation de quatre scénarios prospectifs contrastés à l'échelle régionale. Partant du principe que des futurs très contrastés permettent de réduire l'incertitude lié au futur, la méthode développée dans le chapitre précédent est appliquée afin d'identifier les zones exposées au changement. Les influences possibles de différents contextes socio-économiques sur les changements d'occupation et d'usage du sol, et plus spécifiquement sur les dynamiques d'enfrichement et de reforestation, sont analysées à long terme (2100).

La conclusion offre une perspective plus approfondie de l'apport d'une approche multi-scalaire en comparant les résultats issus des simulations prospectives aux différentes échelles. Cette analyse a pour but d'évaluer l'influence des échelles spatiales et des approches de modélisation sur la quantification des changements et l'identification des espaces les plus sensibles aux dynamiques de fermeture, c'est-à-dire d'enfrichement et de reforestation.

Chapitre 6 - Modélisation des interactions entre usages du sol et changements d'occupation du sol à l'échelle d'une estive

Ce chapitre présente les résultats issus de scénarios prospectifs spatialisés à l'échelle de l'estive de Bassiès. Le but de ces scénarios est d'identifier les leviers d'action pouvant permettre, à travers différentes pratiques pastorales, de limiter les dynamiques de reforestation en cours. Ce travail a fait l'objet de la rédaction d'un article soumis à la revue *Environmental Modelling and Software*.

Cet article s'inspire d'une approche méthodologique développée par Wallentin et al. (2008) pour simuler les processus de reforestation en montagne. Elle a été combinée à une approche de modélisation permettant d'intégrer les pratiques pastorales, les dynamiques « naturelles » des divers types de végétation et leurs interactions. Le modèle multi-agents qui en résulte (SHIELD), utilisé afin de modéliser le système agro-pastoral à l'échelle d'une estive, est un outil original développé spécifiquement dans le cadre de ce travail. Les cartographies d'occupation du sol nécessaires à son implémentation ont été réalisées grâce à l'expertise de Nicolas de Munnik, dans le cadre de différents projets de recherche (projets ANR MODE RESPYR et OPA OHM Haut-Videssos).

Vacquié L, Houet T, Sheeren D, de Munnik N, Roussel V, Waddle J (Submitted) Adapting grazing practices to limit the reforestation of mountainous summer pastures: a process-based approach (SHIELD), *Environmental Modelling and Software*.

6.1 Résumé étendu

L'introduction présente le contexte particulier des estives où les pratiques pastorales, en agissant sur les dynamiques de végétation et les processus d'afforestation, influent sur les changements d'occupation du sol. Afin de modéliser les interactions entre les pratiques pastorales et les dynamiques végétales des estives, nous utilisons le modèle SHIELD (Simulating Herd Impact on Encroachment in upLanD), un modèle multi-agents (de type *process-based*) développé spécifiquement dans le cadre de notre étude. Ce modèle a pour but de simuler les interactions entre trois paramètres influant sur les dynamiques d'occupation du sol : les activités de pâturage, les processus de reforestation et l'évolution « naturelle » de la végétation. Différents scénarios exploratoires et contrastés sont simulés sur la période 2008-2050 afin d'évaluer l'influence de stratégies de gestion différentes sur les changements d'occupation du sol et plus particulièrement sur les dynamiques d'enfrichement et de reforestation. Ces stratégies consistent à (i) réintroduire un troupeau, (ii) avec la supervision d'un berger afin de tester l'influence de la répartition spatiale du cheptel sur les dynamiques de changements, et (iii) à augmenter la charge pastorale (c'est-à-dire la taille du cheptel)

sans la supervision d'un berger afin d'évaluer les effets d'une augmentation de la pression pastorale sur ces mêmes dynamiques. Un scénario tendanciel, présentant une poursuite des pratiques récentes (absence d'activités pastorales), nous permet de comparer les effets des différentes stratégies de gestion envisagées.

Les résultats montrent une forte dépendance des changements d'occupation du sol et des rythmes de reforestation aux stratégies de gestion mises en œuvre. Ils mettent en avant le rôle essentiel des pratiques pastorales sur l'ampleur et la vitesse des changements et permettent d'évaluer l'influence de deux leviers d'action –la pression pastorale et la distribution spatiale du cheptel au cours d'un estivage – sur les changements d'occupation du sol. Il en ressort que, pour limiter les dynamiques de reforestation observées, la supervision d'un troupeau par un berger sur plusieurs années est tout aussi efficace qu'une augmentation de 10% de la taille du troupeau, divaguant librement sur l'estive.

6.2 Article « *Identifying the leverages of grazing practices to limit the encroachment of mountainous summer pastures using an agent-based model (SHIELD)* »

Adapting grazing practices to limit the reforestation of mountainous summer pastures: a process-based approach (SHIELD)

Laure A. Vacquié¹, Thomas Houet¹, David Sheeren², Nicolas de Munnik¹,
Virginie Roussel¹, Julien Waddle¹

¹ GEODE Laboratory, Toulouse Jean Jaurès University, 5 alleys Antonio Machado, 31000 Toulouse, FRANCE

² University of Toulouse, INP-ENSAT, UMR 1201 DYNAFOR, 31326 Castanet-Tolosan, FRANCE

ABSTRACT European mountain landscapes have experienced massive land-use changes for the past sixty years and continue to experience extremely high rates of natural reforestation and changes in agricultural land-use. The strong rural depopulation of the French Pyrenees in the 20th century has led to major environmental and societal issues. Uplands (summer pastures) are nowadays particularly sensitive to those dynamics since their natural state strongly depends on human activities. A model-based approach using the SHIELD model (Simulating Herd Impact on Encroachment in upLanD) has been developed to simulate land cover dynamics and land use processes (grazing activities) and evaluate possible pastoral land use strategies to limit natural reforestation. The case study concerns a small valley - the Haut-Vicdessos – of the Pyrenees Mountains (France). Several simulations are compared to observed land cover changes to validate the model's structure and main parameters. Different scenarios are simulated up to 2050 in order to assess various strategies of grazing practices on future reforestation dynamics: a baseline scenario pursuing the recent trend of no cattle load; and three scenarios with contrasted pastoral management land uses: (i) reintroducing herds with no human supervision, (ii) reintroducing herds supervised by a shepherd and (iii) increasing the cattle load without supervision. Results show that supervising the intensity of land units' occupancy over several years can be as efficient as increasing the cattle load to limit the ongoing trends of reforestation.

1. INTRODUCTION

While in most developed countries agriculture has intensified in the past decades, leading to more homogeneous and mono-functional landscapes (Brandt, 2003), it does not apply to all agricultural systems. Mountainous landscapes are essentially composed of small fragmented agricultural entities mainly oriented toward livestock farming. Agro-pastoral landscapes in the Pyrenees Mountains are traditionally used for multiple purposes and consist of a mosaic of crops, grasslands, moors and closed forest, with scattered or clustered trees on open lands (Etienne, 2006b; Gibon et Balent, 2005). They present a high ecological value by providing habitats to several endemic species and agricultural resources (Vacquie 2011; Chételat et al., 2013). However, they are identified as highly vulnerable to environmental, societal and economical changes (Grandjean et al. 2014; Houet et al. 2012). Reforestation is perceived by local farmers and stakeholders as an irreversible loss of their natural heritage and as unfavorable to touristic development (Gillet, 2008). The settlement and expansion of

forests typically result in a decrease in landscape heterogeneity, threatening the spatial distribution of endemic species and ecosystems' attractiveness (Galop et al., 2011). The impacts of land abandonment on the quality and viability of landscapes are raising major concerns for politicians, planners and local stakeholders concerned with mountain land use (Busch 2006).

Mountain pastures (referred as uplands hereafter) are dynamic systems subjected to natural vegetation dynamics controlled by livestock activities (Galop et al., 2011). A better understanding of pastoral ecosystem dynamics is needed (Peringer et al., 2013). Depending on socio-economic and geographical contexts, land management actions can either drive pastoral lands toward a more intensive land use (Rao et Pant, 2001) leading to an overall stability of uplands, or towards a more extensive land use resulting in tree encroachment and reforestation dynamics (McDonald et al., 2000; Gartzia et al., 2014). Overall, management practices, i.e. stocking rates and grazing routines (location and duration of grazing), can have a major impact on landscape structure by influencing vegetation dynamics and trees establishment (Julien et al., 2006; Balent et Gibon, 2011). Although current livestock activities help maintaining pastoral lands, historical practices also have a strong influence on mountain landscapes (Balent et al., 1998; Mottet et al., 2006). For centuries, traditional pastoral systems have shaped a variety of mountainous landscapes across Europe as the result of various management strategies and policies, local human decision-making and physical factors (Olsson et al., 2000; Tasser et Tappeiner, 2002).

Land abandonment of agro-pastoral lands has been predominant in many parts of the Pyrenees, with a concurrent decrease of land-use intensity of traditional uplands and an increase of forested lands (Mottet et al., 2007). Spontaneous reforestation processes on former open-lands have been observed in the French Pyrenees over the past 60 years (Garcia-Ruiz et al., 1996; Cohen et al., 2011, Sheeren et al., 2012; Galop et al. 2013). They are expected to intensify in the upcoming decades, leading to an upward shift of forest ecosystems. While at the global scale reforestation dynamics are strongly influenced by climatic factors, i.e. temperature variations (Kessler et al., 2007), at local/regional scales they are closely related to land use and land cover changes (LUCC) (Chauchard et al., 2007; Millington et al., 2007; Wallentin et al., 2008), and especially to the abandonment or decrease of land use intensity of summer uplands (Métailié 2004). Thus, agro-pastoral activities are considered as a major factor driving reforestation patterns, and more generally the spatial organization and composition of mountain landscapes (Vacquie et al., Submitted).

In the recent years, a large number of spatially explicit models have been developed to better understand the complexity of driving factors of LUCC and distinguish their respective and combined effects on landscape dynamics (Verburg et al. 2006c; Houet et al. 2010a). Mountainous pastoral systems require considering a wide range of factors, i.e. natural, socio-economic, political and historical, to produce meaningful results (Krausmann et al., 2003). Model-based approaches are promising tools to better simulate the effects of natural dynamics and their underlying processes on LUCC while accounting for interactions between them and their environment (Parker et al., 2003). Moreover, spatially explicit agent-based models (ABMs) can be used as an effective tool to implement alternate agro-pastoral management strategies and identify areas at stakes to guide planners' or local stakeholders' decision making to better anticipate future changes (Gibon et al., 2010).

The objective of this paper is to present a spatially explicit model accounting for the interactions between grazing activities and land cover dynamics: the SHIELD (Simulating Herd Impact on Encroachment in upLanD) model. Based on different grazing management strategies in uplands, it aims to help identify the key leverages of grazing practices to limit natural reforestation. Indeed, one important aspect of upland management consists in defining a suitable stocking density, i.e. the “number of animals to graze per unit area of land for a specific amount of time” (Malecheck JC, 1982) that allows an optimal forage consumption and limits the loss of refused vegetation (Cannas et al., 2007). The reduction of livestock density is considered as a major potential factor driving reforestation processes (Améztegui et al., 2010). We assume that other management strategies could be efficient as well, even though varying cattle load is not always considered as an adaptive solution for farmers because of technical and/or economic reasons. The model focuses on the interactions and feedbacks between three parameters that drive land cover dynamics: vegetation successions, cattle activity and tree growth. The model validation and the assessment of its sensitivity to input parameters are conducted by comparing simulations to the current land cover map. Then, scenarios of pastoral practices are simulated and compared to provide insights on their respective influence on the encroachment and natural reforestation of uplands.

2. STUDY AREA

The study area is located in the Central French Pyrenees and covers approximately 13 km² (**Fig. 1**). The modelled area, the “cirque de Bassiès”, is part of a national research observatory of the Haut-Videssos valley, and spans from the subalpine beech forest (approx. 1500 m a.s.l) to the alpine grasslands (approx. 2700 m a.s.l.). A subalpine pine forest (*Pinus uncinata*) spans above 1800 m a.s.l. It is an emblematic species of the Pyrenees capable of surviving in difficult bio-climatic conditions with a high capability of establishment in abandoned open lands (Cantegrel, 1984). At lower elevations on slopes of the intermediary farms lands, a beech forest (*Fagus sylvatica*) is also present. Its maximal elevation has gradually increased over the years due to both land use and climatic changes accordingly to LULC trends observed in the Pyrenees (Bolliger, 2007).

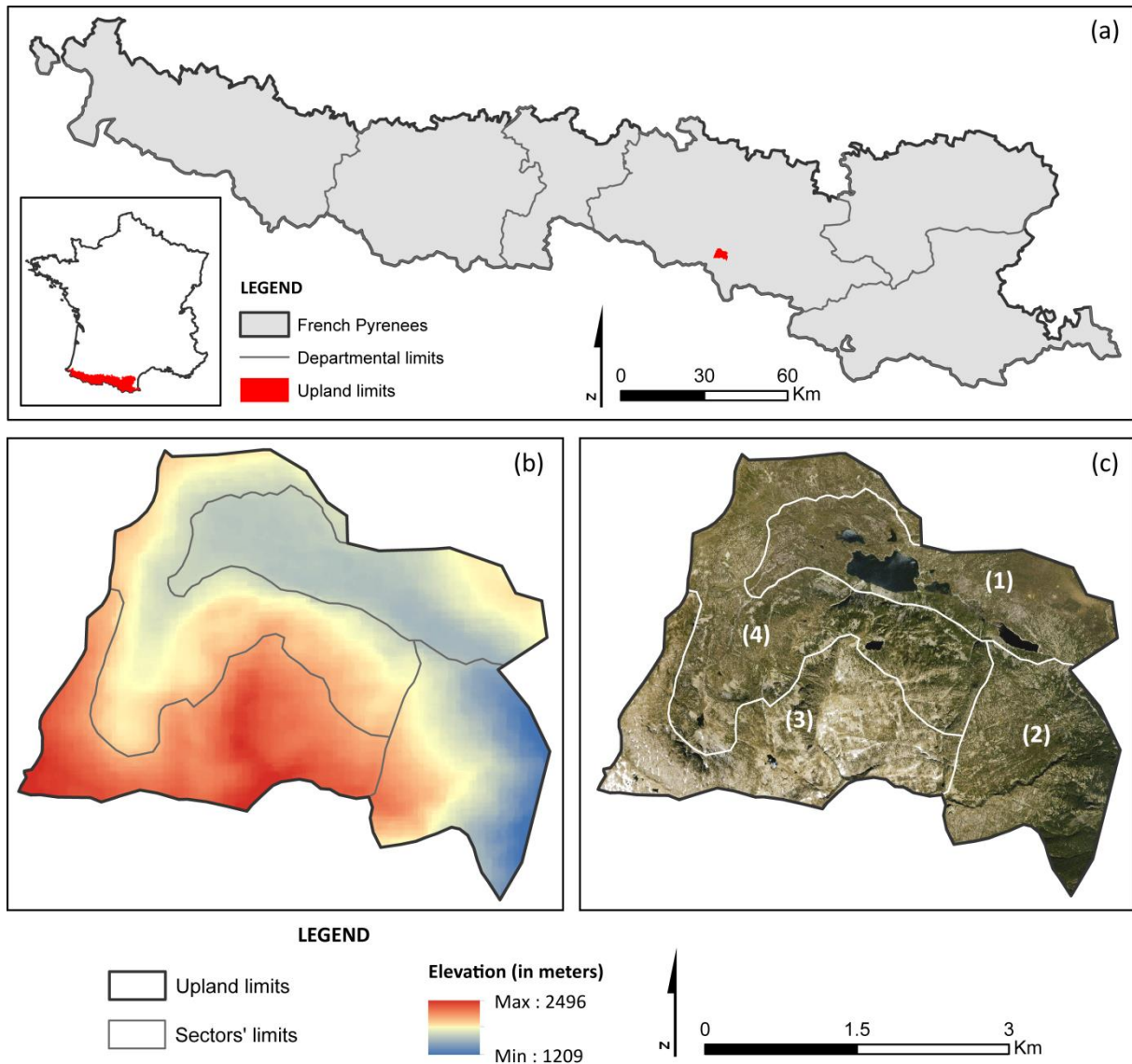


Figure 1 – Localization of (a) the study area in the French Pyrenees, the (b) elevation and (c) the agro-pastoral land use sectors of (1) “Bassiès”, (2) “Fum”, (3) “Levants de l’Escale” and (4) “Serrette”

The Haut-Videssos is representative of land uses shifts that took place in many parts of the Pyrenees since the mid-1950s. In a context of intense rural depopulation and economic crisis, the population gradually decreased causing a progressive abandonment of farmlands (Galop et al., 2011). Cattle are mainly present in the southern part of the Haut-Videssos valley that offers a better accessibility and forages. Conversely, livestock presence in the “cirque de Bassiès” has disappeared in 2014. Consequently, with a long lasting decrease of land use intensity, uplands are progressively reforested (Galop et al., 2011; Houet et al., 2012). Historically, pastoral practices are based on a rotational grazing system where the Bassiès upland is divided into four management sub-units (called hereafter sectors): the berm of (1) “Bassiès” (290 ha), the Eastern sector of (2) “Fum” (270 ha), the highest area of (3) “Levants de l’Escale” (350 ha) and the sector of (4) “Serrette” (440 ha). Each sector (**Fig. 1-a, b, c and d**) is delineated based on geomorphology (altitude, slope, accessibility) and farming

constrains (watering points, shelters, pathways) which determine the type of cattle herd that can be placed and the rotational grazing calendar (including livestock density and grazing duration).

3. MATERIALS AND METHODS

The SHIELD model is a spatially explicit model that is able to simulate LULC from the interactions between vegetation and cattle dynamics. Considering the trends and processes of vegetation succession and tree recruitment, it assesses the impact of grazing activities' intensity on vegetation dynamics. The model integrates ecological processes derived from expert knowledge and literature. Human processes, i.e. pastoral practices, are derived from experts and shepherd interviews and local diagnosis. Landscape dynamics are derived from remotely sensed imageries. It is a freeware (cf. supplementary materials) functioning under the Netlogo platform (Wilensky, 1999). A set of model parameters is defined to calibrate the model by comparing the simulated outputs with the landscape observed in 2008. These parameters are then used to simulate three future scenarios of land use management in order to assess their influence on landscape dynamics, and more specifically on reforestation, up to 2050 using an annual time-step (**Fig. 2**).

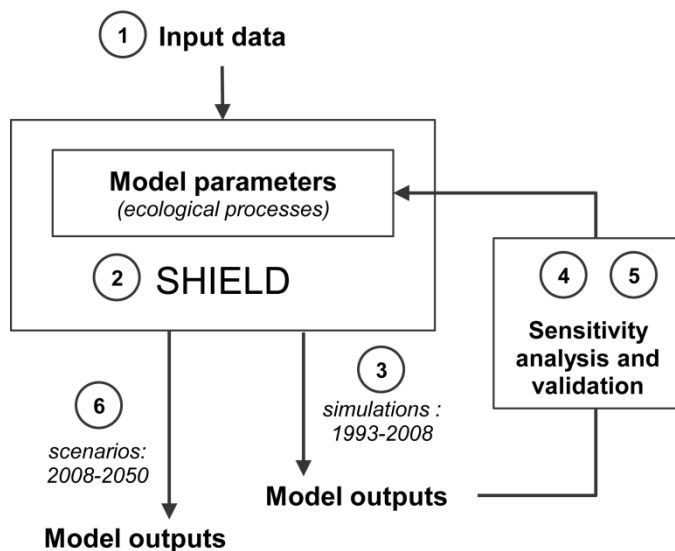


Figure 2 - The design of simulations involves 6 steps: (1) identifying landscape features (i.e. individual trees) from remote sensing data, (2) building the model by implementing ecological processes, (3) running the model for different parameters up to 2008 for model calibration through (4) sensitivity analysis and (5) validation), and (6) running the model for different scenarios up to 2050.

3.1. Input data

The model use land covers, landscape features and elevation maps as inputs (**Fig. 3**). High resolution orthorectified aerial photographs (50 cm) were used to generate this dataset for 1976, 1993 and 2008. Because 1976 aerial photographs are panchromatic, land cover maps are only available for 1993 and 2008. The classification method used is extensively described by Sheeren et al (2012) and Houet et al. (2012) and combines expert-knowledge interpretation validated with *in situ* observations. It results in ten land cover classes described in **figures 3a** and **3b**. Individual pine trees were delineated manually (**Fig. 3-d**). Because the age of tree is a parameter to consider in the modelling and since it was not

possible to determine it without dendrochronological expertise, an approximated age value is assigned based on the date of their first identification. Those already established in 1976 were assigned an empirical age of twenty years.

The annual local forage production used in the modelling (see section 3.2.2.1) is derived from the land cover classes according to their LPV (Local Pastoral Value). These LPV are estimated from their floristic composition estimated through *in situ* linear wildflower inventories (see **table 1**). Since no *in situ* inventories were performed in 1993, LPV of 2008 are applied to the corresponding land cover classes.

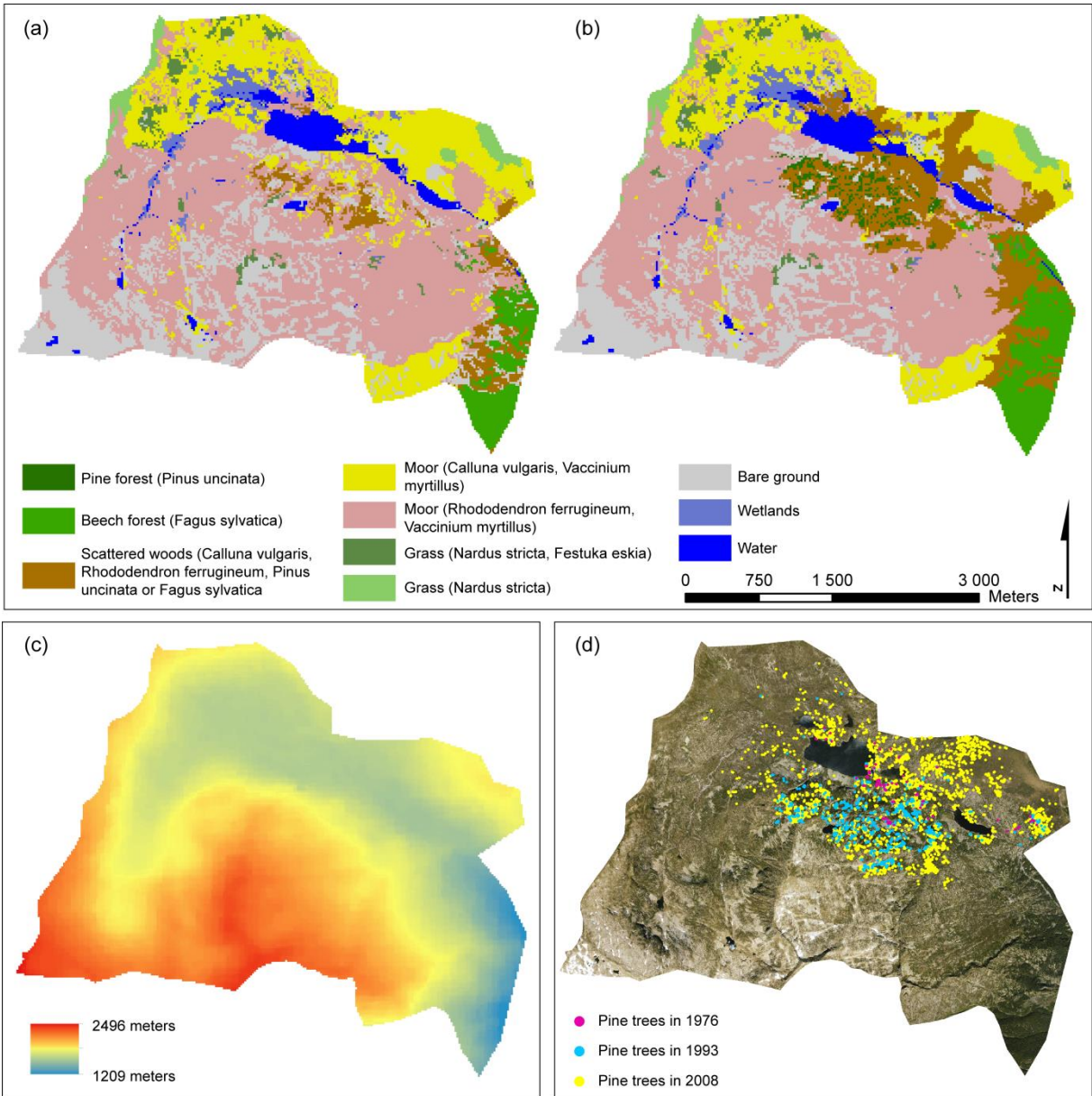


Figure 3 – The input data: (a) land cover classification for 1993 and (b) land cover classification for 2008 (c) digital elevation model (d) pine trees' inventory from 1976 to 2008

3.2. Model description

In SHIELD model, raster inputs are composed by grid cells of 20 x 20m. Each cell is concerned by two landscape dynamics, represented as submodels: a tree population submodel for tree (*Pinus uncinata* and *Fagus sylvatica*) recruitment dynamics (**Fig. 4-a**) and a land-use and land-cover change (LUCC) submodel accounting for forage production and grazing impacts on vegetation (**Fig. 4-b**).

3.2.1. Tree submodel

The tree submodel is an adaptation of the individual-tree-based model TREELIM developed by Wallentin et al. (2008). Natural reforestation is modelled as the establishment of individual trees represented as attributes points. In SHIELD, reforestation patterns by pine and beech are simplified and determined by two ecological processes, i.e. recruitment and tree growth/mortality (Schupp and Fuentes, 1995), by comparing an individual tree's random aptitude value to each process probability (**Fig. 4-a**). If it successfully meets every conditional step for recruitment, growth and mortality it survives and is passed on to the next time step.

3.2.1.1. Recruitment

The spatial patterns of reforestation is controlled by pollens or fruits (called hereafter seeds) production and related dispersal processes (Nathan and Muller-Landau, 2000). The amount of seeds produced by each tree of both species is determined by their respective age classes divided into five categories: seedlings, saplings, young trees, adult trees and old trees. Seed trees, i.e. young, adult and old trees, produce and disperse their seeds according to ecological constrains. While mature trees produce up to several thousand seeds per tree every year (Perrier, 2014) the amount of viable seeds that germinate is much lower due to the harsh environmental conditions of mountainous areas (Boulant et al., 2009). In the SHIELD model, seed dispersal process is controlled by two empirical parameters: distance to seed trees and direction of seed dispersal.

- (a) The distance of seed dispersal from the seed tree varies to a species to another (Boulant et al., 2009). A specific long-distance parameter is implemented for *Pinus uncinata* since it produces small winged seeds that are very easily dispersed by wind (Camarero et al., 2005). Fruits of *Fagus sylvatica* are not dispersed by wind but more probably by animals. Short and long distance dispersal for each species are summarized in **table 1**. The computed distance is controlled by the following seed distribution function:

$$Prob_{disp}(dist) = [(dist_{max} - dist_{min}) + 1] + dist_{min} \quad (1)$$

where $Prob_{disp}$ is the probability of successful germination for each seedling, $dist_{max}$ is the maximal distance to the nearest seed tree and $dist_{min}$ is the minimal distance to the nearest seed tree

- (b) The study site is subjected to wind direction variations due to the foehn effect that causes strong south winds, and to diurnal breezes that causes west and east winds. The probabilities for each wind direction during dissemination periods were calculated from the percentages of each wind direction computed 31 times per day from June 2012 to September 2012 using an automatic weather station (see Szczypta et al., 2015 for details). The direction dispersal probabilities are summarized in **table 1**.

While spatial patterns of seed establishment are determined by seed dispersal mechanisms, those that are detrimental to recruitment depend on multiple ecological and anthropogenic factors. Four factors are identified as overriding to recruitment: land-cover types, elevation, seedlings' mortality and livestock pressure (Poyatos et al., 2003; Dirnböck et al., 2003; Gellrich and Zimmermann, 2007).

- (c) Land cover types: The influence of land cover for germination probabilities is derived from statistical analysis of newly established trees between 2008 and 2013 on existing land cover types. **Table 1** summarizes the germination probability parameters for each land cover class. Overall, herbaceous cover is considered as the best abiotic environment for germination since it protects the seedling from rodents and sunlight during the emerging of roots.
- (d) Elevation: For each tree species, the probability of germination decreases with higher elevation. The *Pinus uncinata* is the dominant species of the alpine tree line (Riou-Nivert, 2005) and its establishment at lower elevation is only constrained by competition with other species, i.e. *Fagus sylvatica*. Thus, seed survival rates increase along a sigmoid curve with decreasing elevation:

$$Prob_{germ}(elev) = 1 - \frac{1}{1 + e^{-(elev - i/const)}} \quad (2)$$

where $Prob_{germ}$ is the germination probability, $elev$ is the elevation, i is the inflection point specific for each species and $const$ is a normalizing constant.

- (e) Viability rate: Seedlings survival rates are function of bio-climatic conditions and predation (Viglas et al., 2013). A mortality ratio is implemented to randomly select a number of seeds that will become seedlings and survive their first-year recruitment.
- (f) Livestock pressure: Browsing intensity has an impact on first-year seedlings germination since it reduces their survival rates. It is assumed that if the area where the seed landed has been grazed during the current simulation, the seed will not survive.

3.2.1.2. Tree growth and mortality

At each time step, trees' age is incremented. While remaining in the sapling age class, trees are still submitted to the effects of grazing activities and will not survive if cattle trample or browse the area. For trees reaching the "young tree" class, the model accounts for density induced competition effects with other mature trees (Wallentin et al., 2008). In patches of matures trees (i.e. young trees, adult

trees and old trees) that have reached maximum forest density (D_{max}) (**Table 1**), saplings that have not been grazed die due to competition with other trees. To simulate LULC, patches that reach the minimal tree density D_{min} are converted into full pine or beech forest patches depending on the type of trees that is predominant on the patch. If the number of mature trees D_{min} has not been reached but is higher than the minimal tree density D_{ens} , the patch is converted into scattered woods (**Table 1**).

Table 1 – The model components and input parameters for the baseline scenario

| Model component | Parameters values | Source |
|---|---|--|
| Prob _{disp} (dist) (formula 1) | Dist _{min} (<i>Pinus uncinata</i>) = 8 m Dist _{min} (<i>Fagus sylvatica</i>) = 15 m Dist _{max} (<i>Pinus uncinata</i>) = 200 m Dist _{max} (<i>Fagus sylvatica</i>) = 115 m | Dullinger et al. (2004) |
| Prob _{disp} (dir) | S-E: 0.370 W: 0.083 N: 0.110 N-W: 0.099 W: 0.0083 N-E: 0.0074 S-W: 0.0033 S: 0.027 | Derived from the dataset |
| Prob _{germ} (veg) | Pine and beech forest: 1 Moor (<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>): 0.386 Scattered woods: 0.368 Moor (<i>Rhododendron ferrugineum</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>): 0.108 Bare ground: 0.074 Grass (<i>Nardus stricta</i>): 0.043 Grass (<i>Nardus stricta</i> , <i>Festuca eskia</i>): 0.043 Wetland: 0.017 | Derived from the dataset |
| Prob _{germ} (elev) (formula 2) | Inflection point (<i>Pinus Uncinata</i>), $i = 2400m$ Inflection point (<i>Fagus Sylvatica</i>), $i = 1800m$ Normalising constant, $const = 155$ | Riou-Nivert (2005) |
| D_{max} | Maximal tree density in forest cover = 52 trees/400m ² | Boulant et al. (2009) |
| D_{min} | Minimal tree density in forest cover = 16 trees/400m ² | Empirical data |
| D_{ens} | Minimal tree density in shrub cover = 1.2 trees/400m ² | Wallentin et al. (2008) |
| LEP(formula 4) | LPV grass (<i>Nardus stricta</i>): 25 LPV moor (<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>): 10-5 LPV grass (<i>Nardus stricta</i> , <i>Festuca eskia</i>): 6 LPV moor (<i>Rhododendron ferrugineum</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>): 5 LPV scattered woods: 4 LPV bare ground: 0 LPV pine and beech forest: 1 LPV wetland: 4 k coefficient for all land cover at elevations below 1500m: 66 k coefficient for grass land cover at elevations between 1500m and 2000m: 55 | Chambre d'Agriculture – OIER SUAMME (2009) |

k coefficient for any land cover but grass at elevations between
1500m and 2000m: 44
 k coefficient for grass land cover at elevations above 2000m: 44
 k coefficient for any land cover but grass at elevations above 2000m:
33

Patch-size = 400m²

3.2.2. LUCC submodel

The LUCC submodel is composed by two compartments: the initialization of the stock density and carrying capacity, and the global utilization of the landscape and its sectors affecting land cover successions (**Fig. 4-b**).

3.2.2.1. Initialization of the Global Herd Energetic Needs (GHEN) and the Global Carrying Capacity (GCC) of the upland

The overall stocking rate influences cattle land use by inducing different grazing patterns (Kohler et al., 2006). A low stocking rate will most likely lead to an uneven grazing intensity since cattle will graze first the most accessible areas offering the highest forage quality. Conversely, a high stocking rate will induce an impoverishment of the attractive grazing areas, forcing cattle to graze the upland more homogeneously. To calculate the global herd energetic needs, the SHIELD model imports at each time step the cattle load as an external table, derived from scenario or existing data.

- (a) The global herd energetic needs per year is calculated from the overall cattle load at the landscape and subregions levels for a grazing period :

$$GHEN.y^{-1} = CL * GD \quad (3)$$

where $GHEN.y^{-1}$ is the global herd energetic needs per year expressed in UFL (Milk Forage Units per livestock unit), CL is the Cattle Load and GD is the grazing duration as the total number of days per year (i.e. summer season) that cattle grazes in the landscape, expressed in number of days per year (d. y^{-1}).

While the spatial patterns of foraging depends on multiple geomorphologic, abiotic and nutritive attributes, cattle are preferentially drawn to plants of high forage quality, i.e. grass presenting a high nutritive value. Thus, the forage production partially guides grazing distribution on the upland.

- (b) At the patch level, the local pastoral value LPV is computed for each land-cover type (**Table 1**). The LPV is the agronomical value, supposed constant, of the different herbaceous homocies (Gillet et al., 2002). It is used for the calculation of the annual local energetic potential LEP :

$$LEP = LPV * k * patch_{size} \text{ (4)}$$

where LEP is the local energetic potential expressed in UFL, k is an energetic conversion coefficient that varies based on land cover type and altitude (**Table 1**), and $patch_{size}$ is the extend of each patch expressed in m².

The overall carrying capacity then determines the available forage on the entire upland and thus the stocking rate based on the quantity of consumed forage.

- (c) The global carrying capacity (or the fodder availability) expressed in UFL.y⁻¹, is calculated at the sectors level from the total of the annual local forage production in all patches :

$$GCC = \sum_{i=1}^n LFP_i \text{ (5)}$$

While the global herd energetic needs are determined by the Pastoral Federation who keeps a stocklist of the cattle load present on the upland each year, the global carrying capacity can vary over years depending on the total forage production, i.e. land cover types.

3.2.2.2. Global Utilization (GU) rate of the landscape and land cover successions

The global utilization rate describes the relation between the carrying capacity of the landscape and/or each sectors and the consumed forage.

- (d) The global utilization rate GU is the proportion of consumed forage calculated for each sectors as the ratio between the global herd energetic needs GHEN and the global carrying capacity GCC :

$$GU = GHEN/GCC \text{ (6)}$$

A global utilization rate of 100% expresses an optimal adjustment between stocking rates and carrying capacity. At each time step, SHIELD computes the global herd energetic needs GHEN of each sector and compares it to the global carrying capacity GCC. If GHEN = 0 the landscape is understocked and none of the available forage is grazed ; if GHEN > 0 and GCC < 0 the landscape is overstocked and all the available forage is grazed. If GHEN > 0 and GCC > 0 the landscape is submitted to selective foraging based on the attractiveness of each cell. Pinchal et al. (1991) state that, combined to water availability, slope and elevation constrains, the forage quality is an important predictor of grazing distribution. To report the attractiveness of a patch, an accessibility map is computed to weight the local energetic potential of each patch based on its distance to the nearest pastoral pathway or infrastructures and distance to watering and salting points. For the studied area, slope and elevation are not considered as a limitation to forage access. The cattle will graze the most attractive patches based on their weighted global carrying capacity until the GHEN is reached.

- (e) The weighted global carrying capacity WGCC is calculated as the weighted local energetic potential of all patches :

$$WGCC = \sum_{i=1}^n [LFP * [1 - (dist/dist - max)]]_i \quad (7)$$

where WGCC is the weighted mean of the LEP of all patches expressed in UFL.y⁻¹ which expresses the attractiveness of the patch, *dist* is the accessibility coefficient for each patch, and *dist-max* is the maximal value of the accessibility coefficient of all patches.

Finally, the land cover map is updated based on the grazing intensity and location. At the patch level, when none of the available forage is grazed, all seedling and/or sapling established on said patches survive and are passed on to the next time step. The occurrences of none grazing activities are computed for each patch. Natural vegetation successions are allowed when the period without any grazing activity is reached. Vegetation successions are implemented based on expert knowledge and identified considering natural constraints, i.e. elevation, slope and aspect (**Table A1**). When the available forage of a patch is grazed, the ‘occurrence of grazing activity’ parameter of the patch is reset to 0 while all seedlings and/or saplings established on said patches do not survive.

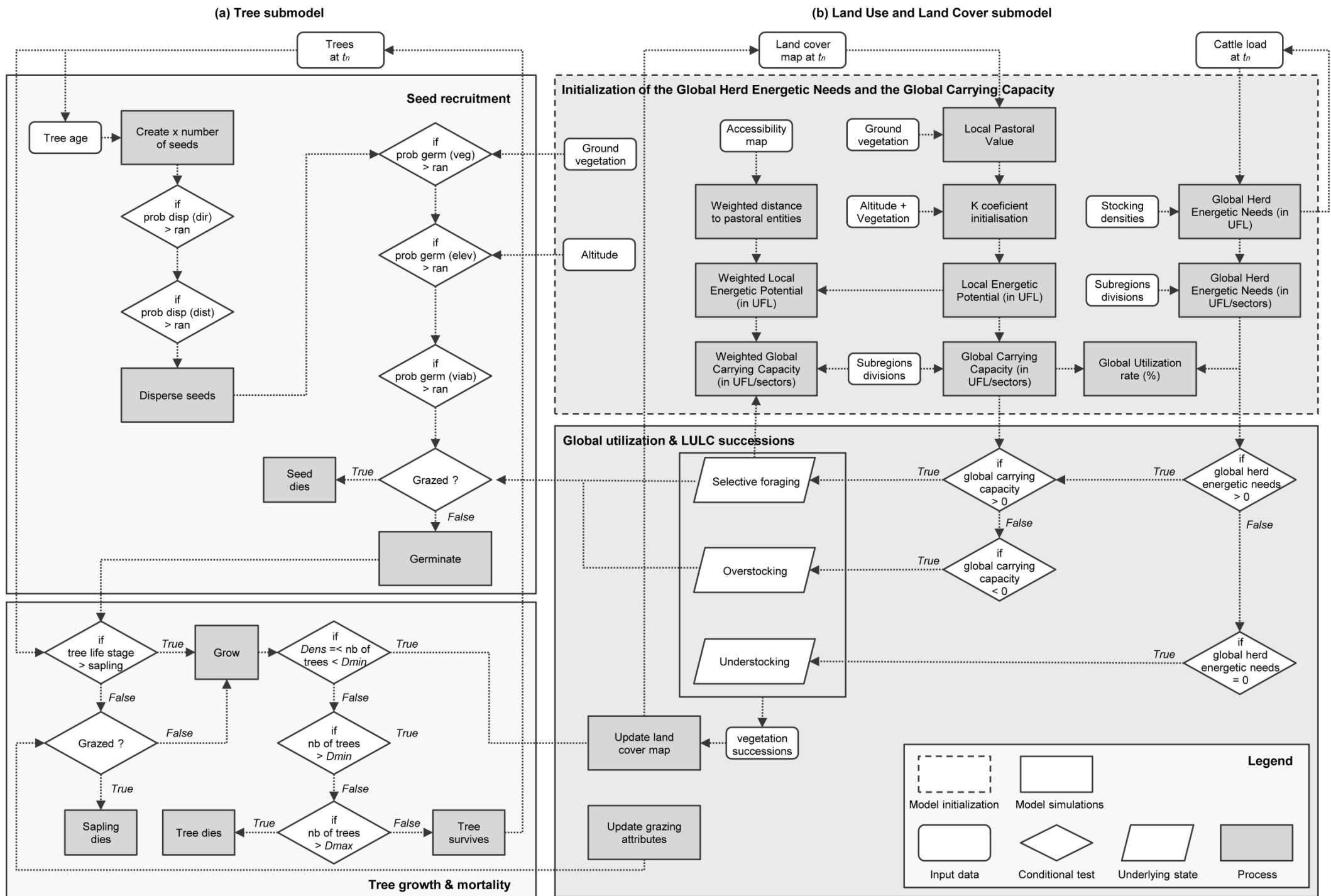


Figure 4 – Model architecture

3.3. Model calibration

The validation of the model structure and its parameterization is based on the comparison between landscape patterns observed in 2008 and the simulated patterns. Due to the absence of land cover mapping prior to 1993 that would allow the validation of LULC, the validation focuses essentially on forest patterns observed between 1993 and 2008 which appears to be consistent as reforestation is the main process observed over the last 50 years (Galop et al 2011). A baseline simulation is computed with the most likely input parameters derived from the literature and the dataset (**Table 1**). Since it is difficult to identify optimal parameters that are representative of a specific area and/or time period, several parameterization tests are performed with different parameters to assess their respective influence on the simulations' outputs. Three processes that may have an impact on LULC are tested and evaluated:

- (a) Seed dispersal distance: Although Dullinger et al. (2004) states that the maximum distance for seed dispersal is not more than 200m, the observation of newly tree stands between 1993 and 2008 indicates that some trees establish in a distance that exceeds 400m from the closest seed tree. To test the model sensitivity to an alternate distance of dispersal, the long-distance of the *Pinus uncinata* is increased to 450m while remaining the same for *Fagus sylvatica*.
- (b) Seed dispersal direction: Since the wind direction probabilities are derived from summer 2012 measurements only, they might not be representative of those for the 1993-2008 period. Thus, the model's sensitivity to wind directions is assessed by replacing this parameter by a random placement of seeds.
- (c) Seed viability: Based on the bio-climatic constrains and predation effects detailed by Boulant et al. (2009) and Viglas et al. (2003), the viability input parameter was set so that only 5% of *Pinus uncinata* seeds and 8% of *Fagus sylvatica* seeds would survive. The viability rate is increased to 30% for both species to simulate the effects of an increase number of seeds on tree recruitment.

A range of indicators that are relevant to assess reforestation dynamics are chosen for the comparison: the amount of pine and beech forested area, the maximal extent of the pine forest, the mean elevation of the beech forest and the overall number of trees. For the visual comparison of reforestation pattern purposes, the trees are aggregated into two forest density classes: dense and sparse forests (of strictly less than 12 and more than 12 trees / cells respectively). Moreover, overall spatial prediction accuracy is computed to assess the model capacity to mimic forest patterns. For each simulation, pixels are compared one by one to the reference map to calculate the number of correctly identified pixels, the number of pixels that have been misclassified (commission) and the number of pixels that have been wrongly included in a class (omission) (Paegelow and Camacho, 2005; Paegelow et al, 2014). Because the amount of forest observed in 1993 is minimal compared to the extent of forest in 2008 (i.e. 28% of pine forest and 58% of beech forest in common), such indicators are particularly adapted to analyze and validate the percentage of forest established in this interval. An important aspect during the validation process is to ensure that the model presents minimal amount of over-estimation in terms of quantitative agreements (i.e. overall quantity of forested areas) and allocation agreement (i.e. number of "no forest" patch incorrectly included in the "forest" class). As done by Wallentin et al (2008) and

because defining the optimal parameters is not possible without further studies and data, it is assumed that the set of parameters exhibiting the better comparison results with the patterns observed in 2008 would be used for the simulation experiments. Moreover, by using different sets of parameters, their influence on reforestation patterns can be addressed.

3.4. Simulation experiments: assessing the influence of grazing management strategies

To identify the leverages of grazing practices to limit reforestation dynamics, three scenarios presenting different grazing management strategies are developed. All scenarios assume the absence of forest management or logging activities.

- (a) **Business As Usual:** This scenario assumes that the study upland is not grazed anymore, as in 2014. It provides a reference to which others scenarios can be compared. In the absence of grazing activities, the upland will only be submitted to natural vegetation dynamics, i.e. vegetation successions and reforestation.
- (b) **“Low management” scenario:** This scenario consists in reintroducing cattle on the upland to slow down reforestation processes. Based on pre-existing census of the cattle load in the valley in 1993, 30 cows and 845 sheep are hypothetically placed on the upland of the “Cirque de Bassiès”. However, due to a lack of funding, the herd is not supervised: while cows are maintained near pastoral facilities on the berm of sector 1 “Bassiès” during the entire summertime (i.e. 108 days) (**Fig. 5**), sheep spend the first 7 days on sector 1 “Bassiès” and are then left rambling during 94 days on the three remaining sectors. They are gathered 7 days prior to the end of the summering on sector 1 “Bassiès” before heading down to the valley.
- (c) **“Increased cattle load” scenario:** This scenario assumes a 10% increase of the cattle load as a management solution to increase the grazing pressure on the upland. This leads to the introduction of 930 sheep and 33 cows on the upland that follows the same grazing routine as the “Low management” scenario (**Fig. 5**).
- (d) **“High management” scenario:** This scenario assumes a similar global stock density as the “Low management” scenario, but is oriented toward an improved grazing management strategy to optimize the global utilization rate. A full time shepherd is guiding the herd and encouraging animals to consume available forage while limiting the down effects of understocking in some areas, i.e. worsening of forage quality. Thus, cows are maintained on sector 1 “Bassiès” for 108 days (**Fig. 5**) while sheep are placed on the “Serrette” for 75 days and “Fum” sectors for 19 days successively after spending the first and last week on sector 1 “Bassiès”. Since the sector 3 “Levants de l’Escale” presents a low interest for grazing activities due to its low available resources, harsh climatic conditions and difficult accessibility, it is willingly un-used to favor higher quality sectors that are particularly concerned by LULC (Szczypta et al., 2015). Once every five years, the sector 2 “Fum” is not used to relocate and increase the grazing pressure on the “Serrette” and “Bassiès” sectors by extending the grazing duration, i.e. 84 days and 24 days respectively.

The outcomes of the “Low management”, “Increased cattle load” and “High management” scenarios are intended to highlight the effects of contrasted management strategies on reforestation dynamics. With a similar grazing routine and a different GHEN, the comparison between the “Low management”

and “Increased cattle load” scenarios aims at assessing the influence of the cattle load on LULC. In parallel, the comparison between the “Low management” and “High management” scenario intends to demonstrate the effect of managing the cattle’s temporal and spatial distribution.

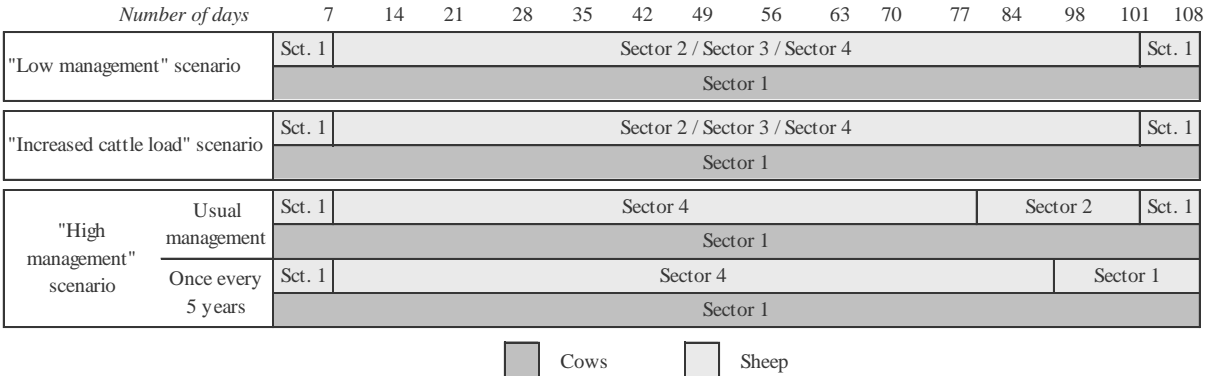


Figure 5 - Number of grazing days for each type of cattle and each sector for the “Low management”, “Increased cattle load” and “High management” scenario.

4. RESULTS

4.1. Model calibration

This section presents the main results for each simulation to assess the optimal model’s parameters. Several key figures representative of multiple forest patterns for the simulations can be compared to the observed patterns in 2008. A typical forest pattern in mountain areas is the upward progress of the forest tree line. Between 1993 and 2008, the mean elevation of the beech forest has increased by almost 50m to reach 1528m (**Table 2**). In the same way, the maximum extent area colonized by pines has widened from 3.21 km to 3.42 km which represents an increase by 6.34%. All four simulations predict similar dynamics with an upward shift of the beech forest tree line and an expansion of pre-existing pines (**Fig. 7c-f**). The “Baseline” simulation presents the most accurate predictions for pine extension (3459m) while the “Increased seeds viability” simulation underestimates the upward progress of the beech forest by only 2m. However, the “Long distance dispersal” simulation also presents accurate values for both patterns with an extent of the pine forest of 3475m and a mean elevation of the beech forest of 1514m (**Table 2**).

Based on the results presented in **figure 6-a**, the “Long distance dispersal” and “No wind” simulations best fit the observed patterns in 2008 in respect of quantitative agreements (97.61% and 90.43% respectively). While the “No wind” simulation under-estimates the extent of the forested area in quantitative terms compared to the “Long distance dispersal” simulation, it appears that it only underestimates the amount of dense beech forest (23.08% in the “No wind” simulation compared to 27.76% observed in 2008) while precisely predicting the extent of pine (dense and sparse) and sparse beech forests. The overall under-estimation of “dense forest” is mainly due to the threshold between sparse and dense forest since 30.6% of “dense forest” is identified as “sparse forest” (**Table 2**). In terms of allocation agreements (**Fig. 6-b**), the “No wind” and “Baseline” simulations present the highest results with 92.70% and 92.63% (respectively) overall spatial prediction accuracy for all three classes “no forest”, “sparse forest” and “dense forest”. The proportion of “dense pine” and “dense beech” forests

correctly predicted is similar in both simulations with 35.9% and 72.4% respectively for the “No wind” and 37.1% and 72.6% for the “Baseline” (**Table 2**). However, of all simulations the “No wind” simulation offers the best ratio between the overall prediction of forest for the pine and the beech forest (i.e. 95.1% and 97.8% respectively) and the amount of non-forested areas identified as forest (i.e. 17.5%). Based on the statistical analysis performed, the parameters used for the “No wind” simulation present the highest accuracy rates and thus are chosen for the three land-use intensity scenarios.

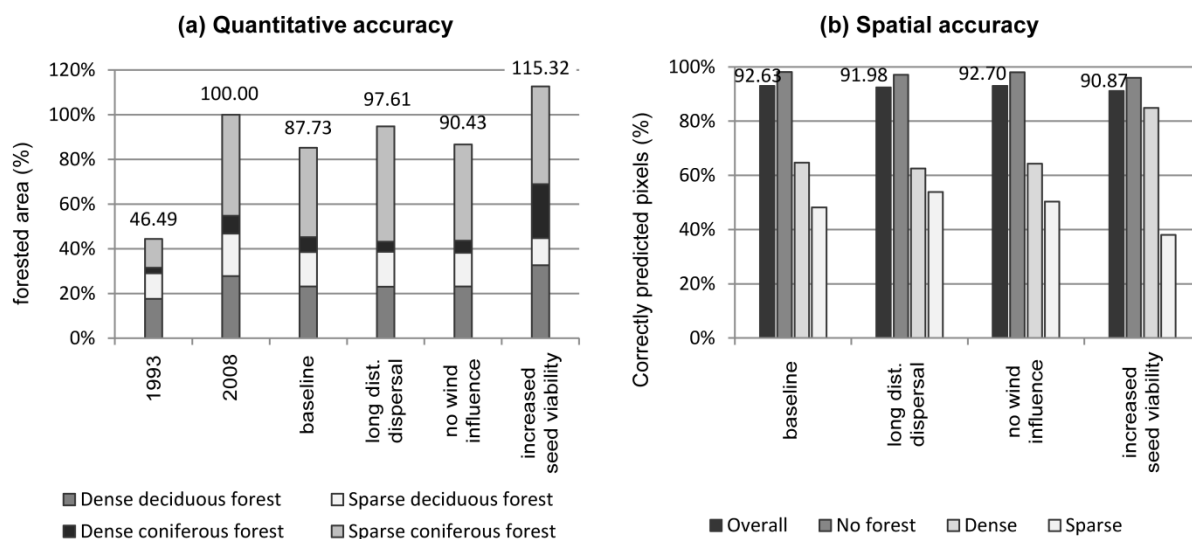


Figure 6 – Accuracy assessments of the simulations: (a) a quantitative assessment based on the comparison between the simulated forest extent and the observed forest extent in 2008 (b) a spatial accuracy assessment based on pixel per pixel comparison.

The use of different parameters affects the overall rendering of reforestation patterns and leads to less accurate results for the simulations ruled out. By increasing the long-distance dispersal of pine seeds, the amount of the “dense pine forest” and “dense beech forest” correctly predicted by the “Long distance dispersal” simulation is the lowest of all simulations (29.5% and 72.1%) (**Table 2**). With a wider area available for seed recruitment, the seeds disperse at longer distances decreasing the density of saplings at short distances. Thus, even though this simulation offers the highest rate of “sparse pine forest” and “sparse beech forest” (56.5% and 45% respectively), it also presents the highest rate of “forest” identified as “no forest” for the dense pine forest, i.e. 5.6% and the highest rate of “dense pine forest” identified as a “sparse pine forest”: 64.9%. With a viability rate of 30%, the “Increased seeds viability” simulation results in significantly more trees compared to all scenarios: the number of trees is almost twice the amount observed in 2008, i.e. 89078 compared to 46175 trees respectively. Consequently, the resulting forested area is generally high, i.e. 310.2 ha predicted against 275.5 ha in 2008. However, while 84.9% of dense forest is correctly predicted (**Fig. 6-b**), this simulation also shows the highest rate of over-estimation with 8.1% of “no forest” areas identified as “forest” for this class (**Table 2**). The increased accuracy for dense forest prediction is also due to the amount of patches of “sparse forest” incorrectly included in the “dense forest” class, i.e. 34.6%.

Table 2 -The main results from comparing observed and predicted reforestation patterns for forested area, dense forest and sparse forest. Over-estimation refers to “no forest” patch identified as “forest” during the simulation. Under-estimation refers to “forest” patches identified as “no forest” during the simulation

| | 1993 | 2008 | Baseline simulation | Long distance dispersal | No wind influence | Increased seeds viability |
|---|------------------|--------------------|---------------------|-------------------------|--------------------|---------------------------|
| Global forested area (ha) | 122.1 | 275.5 | 234.6 | 261.2 | 238.7 | 310.2 |
| no forest identified as forest (%) | - | - | 16.7 | 23.1 | 17.5 | 27.3 |
| Global dense forest (ha) | 55.6 | 98.6 | 82.3 | 76.0 | 78.4 | 156.7 |
| identified as sparse forest (%) | - | - | 29.9 | 31.7 | 30.6 | 12.7 |
| no forest identified as dense forest (%) | - | - | 1.4 | 1.2 | 0.4 | 8.1 |
| Global sparse forest (ha) | 66.6 | 177.0 | 152.4 | 185.2 | 160.2 | 153.6 |
| identified as dense forest (%) | - | - | 10.0 | 7.7 | 8.5 | 34.6 |
| no forest identified as sparse forest (%) | - | - | 25.1 | 32.2 | 25.9 | 47.4 |
| Forested area (ha) (Pine/Beech) | 42.3/79.8 | 146.8/128.7 | 128.7/105.9 | 154.9/106.2 | 133.4/105.2 | 187.1/123.1 |
| overall prediction of forest (%) | - | - | 95.1/97.7 | 94.5/97.7 | 95.1/97.8 | 93.1/97.8 |
| no forest identified as forest (%) | - | - | 28.8/2.8 | 37.7/2.7 | 30.4/2.1 | 41.9/6.7 |
| Dense forest (ha) (Pine/ Beech) | 6.9/48.6 | 22.1/76.5 | 18.4/63.9 | 12.6/63.3 | 14.8/63.6 | 66.8/88.9 |
| correctly predicted (%) | - | - | 37.1/72.6 | 29.5/72.1 | 35.9/72.4 | 73.4/88.2 |
| identified as sparse forest (%) | - | - | 59.2/21.0 | 64.9/21.7 | 62.3/20.9 | 25.4/8.6 |
| no forest identified as dense forest (%) | - | - | 6.3/0.0 | 7.0/0.0 | 2.2/0.0 | 18.4/0.4 |
| dense forest identified as no forest (%) | - | - | 3.6/6.4 | 5.6/6.2 | 1.8/6.6 | 1.3/3.1 |
| Sparse forest (ha) (Pine/ Beech) | 35.4/31.2 | 124.8/52.2 | 110.3/42.0 | 142.3/42.9 | 118.6/41.6 | 120.3/33.2 |
| correctly predicted (%) | - | - | 49.1/44.1 | 56.5/45.0 | 51.7/44.9 | 38.9/36.0 |
| identified as dense forest (%) | - | - | 7.2/16.0 | 4.2/15.7 | 5.3/15.7 | 30.7/42.1 |
| no forest identified as sparse forest (%) | - | - | 32.6/7.1 | 40.4/6.6 | 34.0/5.3 | 55.0/23.6 |
| sparse forest identified as no forest (%) | - | - | 43.6/39.9 | 39.3/39.3 | 43.0/39.4 | 30.4/21.8 |
| Pine forest max. extend (m) | 3207 | 3424 | 3459 | 3475 | 3324 | 3533 |
| Beech forest mean elevation (m) | 1483 | 1528 | 1511 | 1514 | 1510 | 1526 |
| Number of trees | 24403 | 46175 | 50917 | 50022 | 50373 | 89078 |

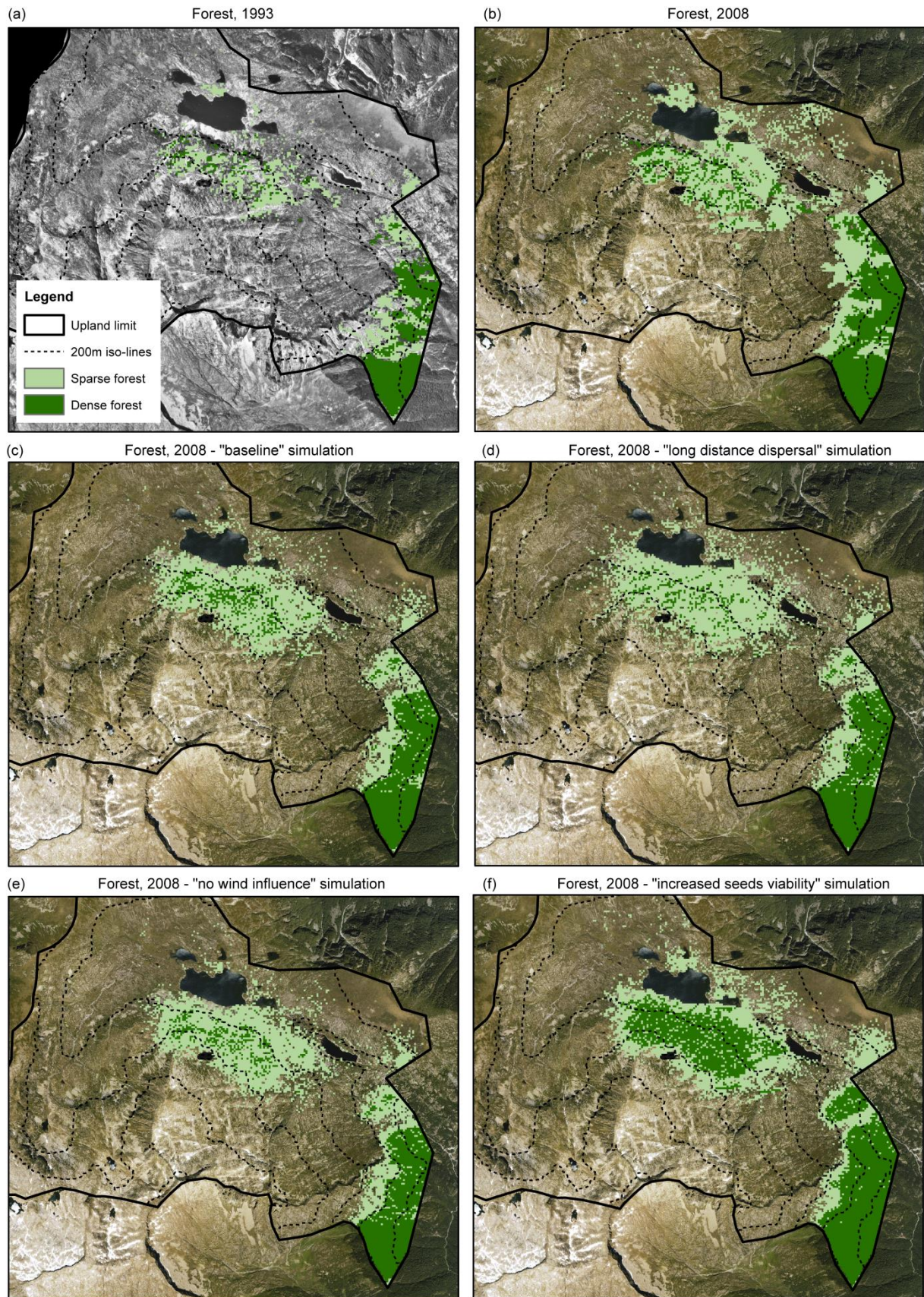


Figure 7 – The spatial delimitation of forested area for (a) 1993 and (b) 2008 and the model outputs for (c) the baseline (d) “increased distance” (e) “no wind” and (f) “increased seed viability” simulations

4.3. SIMULATION RESULTS FOR THE THREE GRAZING MANAGEMENT STRATEGIES

4.3.1. Scenario results and comparison

The “Low management” scenario is characterized by the emergence of contrasted landscapes where the less accessible and attractive lands are abandoned (i.e. not grazed) by the herd (**Fig. 9-b**) leading to reforestation dynamics. The sector 4 “Serrette” is the most affected by pine extension (+78.66 ha) through a densification process to the detriment of moors (-27.44 ha) (**Table 3**). Although the sector 1 “Bassiès” is expected to have the highest utilization rate with the uninterrupted presence of cows and the toing and froing of sheep, it is still submitted to reforestation dynamics (+30.77 ha of pine forest). On sector 2 “Fum”, the beech forest extends slightly (+21.65 ha) by a densification of preexisting scattered woods and a moderate upward shift. Results for the “Increased cattle load” and “High management” scenarios are shown in **figure 8-c** and **figure 8-d**. Although a reforestation process by pine trees is observed in both scenarios (+94.05 ha and +96.52 ha respectively), it remains localized in the southern part of sector 4 “Serrette” in the detriment of moors (-0.92 ha and -21.87 ha respectively) and bare grounds (-14.31 ha and -14.68 ha respectively) without affecting the northern side of the study area (**Table 3**). In the berm of sector 1 “Bassiès”, the moors remain relatively stable (-13.34 ha and -11.65 ha respectively) and the grasslands as well, while pine forest gains 24.72 ha and 24.49 ha respectively as a densification of scattered woods that decrease by 17.05 ha and 18.73 ha in both scenarios respectively. In the trend of past LULC, the “Business as usual” scenario depicts the consequences of a complete abandonment of pastoral activities (**Fig. 9-e**). Grasslands (-47.52 ha) are converted into moors with a lower forage quality while forest expansion (+231.71 ha) is affecting all open lands. The upward shift of the beech forest is homogenous with a densification of scattered woods and a progressive colonization of *Rhododendron ferrugineum* moors. Overall, the scenario leads to a simplification of landscape patterns with forested lands, i.e. pine (+183.85 ha) and beech (+47.86 ha) forests, spreading on moors (-123.87 ha) (**Table 3**).

Table 3 – Reference area for each land cover class in 2008 and simulated areas for each scenario from 2008 (reference map) to 2050 (in ha) (Grass includes *Nardus stricta* and *Nardus stricta*, *Festuca eskia*; and Moor includes *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus* and *Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium myrtillus*)

| | Grass | Moor | Scattered woods | Pine forest | Beech forest | Wetland | Water, barren |
|---------------------------------|--------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|--------------|---------------|
| Reference 2008 | 47.52 | 750.43 | 145.03 | 33.56 | 75.58 | 30.50 | 274.10 |
| Sector 1 “Bassiès” | 12.16 | 163.02 | 33.24 | 12.88 | 0.25 | 26.78 | 54.54 |
| Sector 2 “Fum” | 2.22 | 123.80 | 52.02 | 0.00 | 75.33 | 0.00 | 14.65 |
| Sector 3 “Levants d’Escale” | 5.06 | 191.16 | 4.14 | 0.07 | 0.00 | 0.00 | 150.12 |
| Sector 4 “Serrette” | 28.08 | 272.45 | 55.63 | 20.62 | 0.00 | 3.72 | 54.79 |
| (a) Business as usual | 0.00 | 626.56 | 97.29 | 217.41 | 123.44 | 30.03 | 242.85 |
| Sector 1 “Bassiès” | 0.00 | 63.49 | 61.59 | 92.14 | 2.75 | 26.30 | 45.00 |
| Sector 2 “Fum” | 0.00 | 107.80 | 17.60 | 9.00 | 120.69 | 0.00 | 9.12 |
| Sector 3 “Levants d’Escale” | 0.00 | 193.17 | 2.89 | 1.89 | 0.00 | 0.00 | 148.88 |
| Sector 4 “Serrette” | 0.00 | 262.10 | 15.22 | 114.39 | 0.00 | 3.72 | 39.86 |
| (b) Low management | 43.55 | 681.36 | 87.22 | 150.04 | 99.22 | 30.30 | 245.99 |
| Sector 1 “Bassiès” | 12.16 | 128.33 | 31.34 | 43.65 | 2.20 | 26.58 | 47.02 |
| Sector 2 “Fum” | 2.22 | 116.61 | 33.34 | 5.25 | 96.98 | 0.00 | 9.90 |
| Sector 3 “Levants d’Escale” | 1.43 | 191.41 | 3.09 | 1.86 | 0.00 | 0.00 | 149.02 |
| Sector 4 “Serrette” | 27.74 | 245.01 | 19.45 | 99.28 | 0.04 | 3.72 | 40.05 |
| (c) Increase cattle load | 43.63 | 713.28 | 85.38 | 127.61 | 91.05 | 30.34 | 246.40 |
| Sector 1 “Bassiès” | 12.16 | 149.68 | 16.19 | 37.60 | 1.65 | 26.62 | 47.38 |
| Sector 2 “Fum” | 2.22 | 120.65 | 39.55 | 2.60 | 89.40 | 0.00 | 9.88 |
| Sector 3 “Levants d’Escale” | 1.43 | 191.42 | 3.47 | 1.84 | 0.00 | 0.00 | 148.66 |
| Sector 4 “Serrette” | 27.82 | 251.53 | 26.17 | 85.56 | 0.00 | 3.72 | 40.48 |
| (d) High management | 42.15 | 714.95 | 82.25 | 130.08 | 91.58 | 30.16 | 246.53 |
| Sector 1 “Bassiès” | 12.16 | 151.37 | 14.51 | 37.37 | 1.55 | 26.47 | 47.85 |
| Sector 2 “Fum” | 2.22 | 120.24 | 39.43 | 2.66 | 90.03 | 0.00 | 9.73 |
| Sector 3 “Levants d’Escale” | 0.00 | 192.76 | 3.31 | 1.91 | 0.00 | 0.00 | 148.84 |
| Sector 4 “Serrette” | 27.77 | 250.58 | 25.00 | 88.15 | 0.00 | 3.69 | 40.11 |

Differences of grazing durations and grazing pressure over all sectors expected in the scenarios (**Fig. 5**) result in various landscape patterns (**Table 4**) Due to the absence of cattle, the “Business as usual” scenario presents logically the highest rates of LULC with 16.35% of the total area changing from one land cover to another. The “High management”, “Increased cattle load” and “Low management” scenarios exhibit an overall change of 6.73%, 6.57% and 8.78% respectively of the study area. At the sector level, scenarios show various influences on LULC. The sector 1 “Bassiès” and sector 4 “Serrette” are predicted to experience the consequences of ongoing pine colonization with a conversion of 2.10 to 7.13% of the total area. Moreover, the sector 2 “Fum” remains unaffected by reforestation under the “Increased cattle load” and “High management” scenario (i.e. conversion of 0.88% and 0.92% of the total area respectively) while experiencing the higher rates of change in the “Low management” and “Business as usual” scenario (i.e. conversion of 1.42% and 2.93% of the total area respectively) from mainly beech forest upward expansion. Conversely, the lowest rates of changes are specific to remote areas where vegetation successions and reforestation dynamics are absent or slow due to climatic conditions, i.e. sector 3 “Levants de l’Escale” with a conversion of 0.35% to 0.42% of the total area.

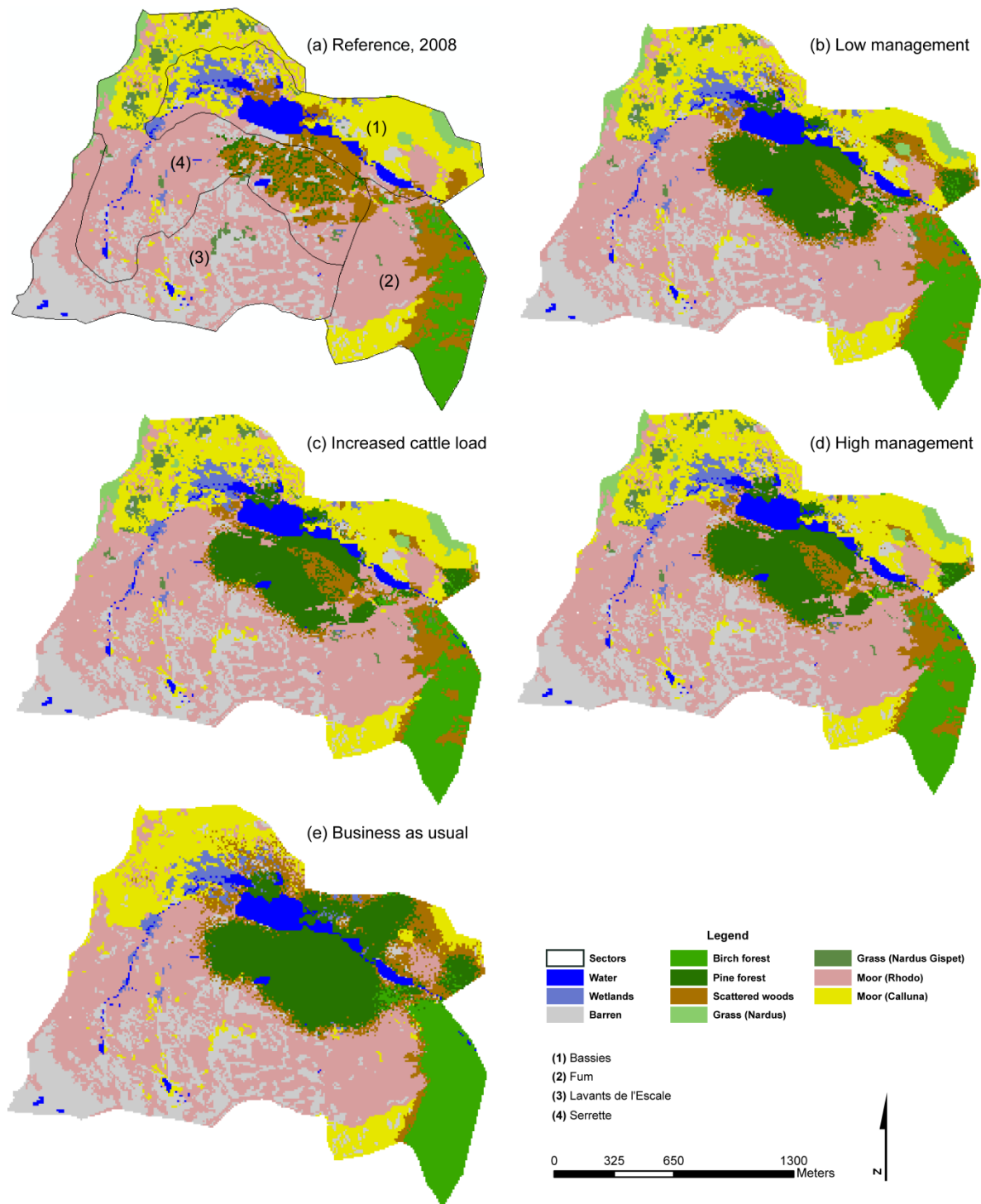


Figure 8 – Land cover maps for (a) the land cover classification in 2008 and (b-c-d-e) each scenario up to 2050

In the absence of pastoralism, while 16.35% of the total area is expected to change because of LULC (**Table 4**), 10.51% is due in fact to reforestation (**Table 5**). The sector 4 “Serrette” is the most concerned by reforestation which contribute from 2.80% up to 4.05% of the landscape change whereas sector 3 “Levants d’Escale” remains unaffected by this process (0.08% expected to change). Except

for the “Business as usual” scenario, sector 1 “Bassiès” and sector 2 “Fum” show more moderated dynamics with a maximum of 1.91% and 1.16% of the total area undergoing reforestation respectively. Concerning the LULC only, the sector 4 “Serrette” remains the most affected one (from 3.27% to 5.94% of the total area) (**Table 4**). Overall, the “low management” scenario strategy leads to a drastic reduction of the total area being submitted to reforestation dynamics (6.55% compared to 10.51% for the “Business as usual” scenario) with an equivalent decrease on all four sectors. By punctually increasing the land use intensity once every 5 years on sector 1 “Bassiès” and sector 4 “Serrette”, the “High management” scenario presents lower rates of reforestation compared to the “Business as usual” scenario. The overall area expected to change due to reforestation drops significantly (5.36% of the total area being reforested). The “Increased cattle load” scenario presents similar results as the “High management” scenario with 5.23% of the total area.

Table 4 – Total area changed due to LULC for each sector and scenario (in %)

| Scenario | % of land changed due to land cover changes between 2008 and 2050 | | | | |
|------------------------------|---|-----------------------|-------------------|-----------------------------------|------------------------|
| | All area | Sector 1 “Bassiès” | Sector 2 “Fum” | Sector 3 “Levants d’Escale” | Sector 4 “Serrette” |
| Business as usual | 16.35 | 7.13 | 2.93 | 0.41 | 5.88 |
| Low management | 8.78 | 3.15 | 1.42 | 0.35 | 3.86 |
| Increased cattle load | 6.57 | 2.19 | 0.88 | 0.37 | 3.13 |
| High management | 6.73 | 2.10 | 0.92 | 0.42 | 3.28 |

Table 5 – Percentage of total area that is expected to change due to reforestation for each sector and scenario (i.e. only conversion to forest land covers are considered)

| Scenario | % of land changed due to reforestation between 2008 and 2050 | | | | |
|------------------------------|--|-----------------------|-------------------|-----------------------------------|------------------------|
| | All area | Sector 1 “Bassiès” | Sector 2 “Fum” | Sector 3 “Levants d’Escale” | Sector 4 “Serrette” |
| Business as usual | 10.51 | 4.03 | 2.35 | 0.08 | 4.05 |
| Low management | 6.55 | 1.91 | 1.16 | 0.08 | 3.40 |
| Increased cattle load | 5.23 | 1.63 | 0.72 | 0.08 | 2.80 |
| High management | 5.36 | 1.61 | 0.75 | 0.08 | 2.91 |

4.3.2. Impacts of grazing management strategies on land cover changes and reforestation dynamics

An analysis of the results for the scenarios developed allows a comparison between grazing practices and their influence on LULC and more specifically on reforestation dynamics. In a situation where the cattle load remains stable, it appears that a more considered grazing routine is effective in increasing the extent of land grazed on a regular basis. Within the 1353 ha of the study area, 489.44 ha are grazed in the “High management” scenario which is 77.68 ha more than the “Low management” scenario (**Table 6**). This trend is similar for each sector, apart from the sector 3 “Levants d’Escale” since it is not used in the “High management” scenario. Overall, it is between 23.92 ha and 36.88 ha that are additionally grazed only by relocating the herd on more suitable areas. Moreover, contrary to what

could be expected, an absence of grazing activities during a limited amount of time does not lead to an increased reforestation rate. In fact, relocating the grazing pressure from sector 3 “Levants d’Escale” to sector 2 “Fum” was enough not only to ensure sufficient land use intensity but to decrease the extent of area expected to change due to LULC (i.e. from 1.40% in the “Low management” scenario to 0.92% in the “High management” scenario) (**Table 4**) and due to reforestation (i.e. from 1.16% in the “Low management” scenario to 0.75% in the “High management” scenario) (**Table 5**).

The alternate solution of increasing the cattle load presents similar conclusive results. The comparison of the “Low management” and “Increased cattle load” scenarios shows that this management solution increases the amount of grazed land by 114.48 ha (i.e. 411.76 ha against 526.24 ha respectively) (**Table 6**). Moreover, a 10% increase of the cattle is sufficient to not only extend the amount of grazed land in each sector but also presents slightly higher results than the “High management” scenario.

Table 6 – The extent of land grazed between 2008 and 2050 for each sector and scenario (in ha)

| Scenario | Extend of land grazed between 2008 and 2050 (in ha) | | | | |
|------------------------------|---|-----------------------|-------------------|-----------------------------------|------------------------|
| | All area | Sector 1 “Bassiès” | Sector 2 “Fum” | Sector 3 “Levants d’Escale” | Sector 4 “Serrette” |
| Business as usual | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Low management | 411.76 | 120.28 | 47.40 | 12.16 | 229.48 |
| Increased cattle load | 526.24 | 153.68 | 72.36 | 31.48 | 264.84 |
| High management | 489.44 | 157.16 | 71.32 | 0.00 | 258.28 |

A secondary assessment shows that sector 4 “Serrette” remains the most affected by LULC (between 3.13% and 5.88% of the total area being converted into another land cover) (**Table 4**) with the lowest difference of area expected to change due to reforestation between all scenarios. One possible explanation lies in the fact the eastern side of this sector was already subjected to an advanced colonization process by pine forest in 2008 (**Fig. 3-b**), which lowered the attractiveness of the area since that period. Even by increasing the grazing pressure on this sector, this specific area does not offer the forage quality necessary to present a grazing interest. Moreover, the area predicted to be colonized by pine forest is located on stiffer slopes and/or higher altitude grounds. Its overall unattractiveness and its rather difficult access compared to other areas can explain the inefficiency of management practices in this particular situation. It appears that the recovery of several encroached and/or reforested areas is not likely to occur in the near future without substantial and expensive human interventions.

5. DISCUSSION

5.1. Adapting the grazing practices to reduce reforestation dynamics

Firstly, a strategy expecting to adapt the cattle load is not consistent with ongoing trends of agricultural productivity and the large decline of agro-pastoral lands observed for the past century over the Pyrenees (Mottet, 2006; Mottet et al., 2007) and even more in this part of the Pyrenees (Galop et al, 2011). However, results clearly highlight that supervised grazing occupancy over multiple years

can compensate a decrease of 10% of the cattle load on reforestation dynamics. In other words, while the Common Agricultural Policy is nowadays supporting mountain agriculture, the employment of a full time shepherd to optimize the use of the upland is an effective mean to reduce reforestation dynamics. Inversely, the alternate solution of increasing the cattle load by 10% with non-supervised grazing practices is expected to be economically less interesting for similar effects. Thus this study indicates that if the cattle load is an effective leverage to limit the reforestation, an alternate grazing routine can be another one as well. According to the socio-economic context, one could favor the investment in additional animals over the employment of a shepherd based on their respective production and labor costs. However, increasing the cattle load requires an additional workload for farmers that could be unsolicited due to various reasons (i.e. age, home life, production costs, etc.), in which case the presence of a shepherd would appear as the best solution. Based on this assessment, the choice regarding management orientations remains at the discretion of local stakeholders.

This study reflects how agro-pastoral systems and related local practices are highly dependent on both natural and anthropogenic factors that determine the spatial distribution of livestock, and the intensity of farming production, which are both directly correlated to land abandonment and reforestation dynamics (Vacquie et al., accepted). The proposed model gives the opportunity to refine the management strategies within a participatory approach with local stakeholders and to adapt to the considered uplands and considering its local constraints, advantages and history. Other management strategies (i.e. grazing routines over multiple summer seasons) may be more efficient to limit both LULC and reforestation for this study area. The next step consists in transferring this research tool to local stakeholders (e.g. Pastoral Federation) that could provide more adapted and effective advices on grazing practices. This is the reason why the model aims at being simple and easy to use, and freely available online for researchers and stakeholders.

Another point to reflect is that, historically, the use of fire by the shepherds was and is still common in the Pyrenees, and more generally in mountain areas, to restore the pastoral value of the summer pastures when no longer controlled by browsing (Galop et al., 2011). However, like the disappearance of grazing activities, burning practices have also been disrupted by the significant decrease of farmers and are becoming less frequent (Métailié, 2011). Resorting to the use of fire could be an additional solution to alternate grazing practices to restore and clear abandoned uplands. Finally, the evolution of summer pastures in the Pyrenees seems to be close to a disrupting point of their history regarding the trends of existing and possible grazing practices.

5.2. Model performance and future perspectives

The SHIELD model calibration could have been optimized to improve the prediction accuracy of simulated outputs. However, the lack of precise data (age of pine trees or of land cover patches, the duration of vegetation successions for e.g.) does not consistently affects its capability to properly simulate the reforestation over a past period not only quantitatively (quantity of dense and sparse forest), but also by reproducing consistent spatial distribution patterns such as the spatial extent of pine forest, the upward shift of the beech forest along an elevation gradient. The ecological processes implemented in the SHIELD model allow to adequately predict vegetation successions, reforestation and grazing impacts on landscape structure. Further work can be done to refine these parameters but

this version is already an effective tool to assess the influence of various land use management options and intensities on upland future changes.

Nevertheless, several improvements can be implemented to increase its accuracy over longer simulations. Firstly, the model does not take into account climatic variations of precipitation and temperatures that affect both the carrying capacity of the upland (i.e. the forage production - Gavazov et al. (2013)) and the probability of seed germination. Thus, the global carrying capacity can be overestimated if the variability of productivity is not taken into account. Furthermore, the warmth that have been observed over the past century in the Pyrenees (Büntgen et al., 2008) can affect reforestation dynamics (Kessler et al., 2007) by increasing the upper forest limit of both beech and pine forests and their seeds' production as well (Huusko and Hicks, 2009). For example, since the 19th century, the maximal elevation of pine forest has increased by 100 m to 150 m (Nicolussis et al., 2005). Predicted climate change for the 21st century are expected to strongly influence reforestation patterns though an increase in temperature and an intensification of precipitation extremes (Lopez-Moreno et al., 2011). Thus, for long term simulations, an additional climatic sub-model has to be developed accordingly. Nevertheless, as the current mean elevation still lies about 300 m below the potential tree line for the beech forest and about 400 m for the pine forest in mountainous areas, the reforestation dynamic for both species is supposed not be affected by the altitudinal restriction of the model for this study.

6. CONCLUSION

The proposed (freeware) model is able to simulate the complex interactions between grazing activities and land cover dynamics. The combined use of knowledge from local experts, agricultural practices and remote sensing data are used to simulate human-nature interactions and provide specific grazing patterns and pastoral rules for the model parameterization. This work results in the development of land cover maps providing insights on the impacts of grazing intensity on vegetation and tree dynamics. By developing contrasted scenarios based on different grazing practices, accordingly to local specificities, it provides insights on landscape dynamics' sensitivity to various land-use managements. The assessment of LULC trajectories reveals how uplands are expected to experience different rates of reforestation according to these pastoral management strategies. It reveals the crucial role of grazing practices on LULC and reforestation patterns and assesses the influence of two main levers, i.e. grazing intensity and grazing routines, to limit forest encroachment and natural reforestation of uplands. The model could be used for various grazed pastoral lands as a tool to explore the sustainability of agricultural practices to maintain opened landscapes since it provides useful insights to define the thresholds of grazing pressure and land use strategies to limit reforestation processes.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported the OHM Haut-Vicdessos Human-Environmental Observatory (OHM Haut-Vicdessos) founded by the Labex DRIIHM and the MODE RESPYR project (ANR 2010 JCJC 1804-01) founded by the French National Science Agency (ANR). We would like to thank Gudrun Wallentin for providing the initial code of TREELIM that inspired this work.

APPENDIX

Appendix 1 - Vegetation successions

| Species | Evolve into vegetation succession type | Nb of years |
|---|---|-------------|
| Pine forest (<i>Pinus uncinata</i>) | - | - |
| Beech forest (<i>Fagus sylvatica</i>) | - | - |
| Scattered woods (<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Rhododendron ferrugineum</i> , <i>Pinus uncinata</i> or <i>Fagus sylvatica</i>) | - | - |
| Moors (<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>) | Moors (<i>Rhododendron ferrugineum</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>) | 60 years |
| Moors (<i>Rhododendron ferrugineum</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>) | - | - |
| Bare ground | - | - |
| Grasslands (<i>Nardus stricta</i>) | Moors (<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>) | 20 years |
| Grasslands (<i>Nardus stricta</i> and <i>Festuca eskia</i>) | Moors (<i>Calluna vulgaris</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i>) | 20 years |
| Wetlands | - | - |
| Water | - | - |

REFERENCES

- Améstegui A, Brotons L, Coll L (2010) Land-use changes as major drivers of mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Global Ecology and Biogeography* 19:632-641.
- Balent G, Alard D, Blanfort V and Gibon A (1998) Grazing systems, landscape patterns and biodiversity. *Annales de Zootechnie*, 47:419-429.
- Balent G and Gibon A (2011) Interactions of Grasslands with Forest at the Landscape Level: Topical Issues and Challenges Attached to Land Management in Agro–Silvo–Pastoral Landscapes. In, *Grassland Productivity and Ecosystem Services* (eds G. Lemaire, J. Hodgson and A. Chabbi), chapter 25.
- Bolliger J, Kienast F, Soliva R and Rutherford G (2007) Spatial sensitivity of species habitat patterns to scenarios of land use changes (Switzerland). *Landscape Ecology*, 22:773-789.
- Boulant N, Garnier A, Curt T and Lepart J (2009) Disentangling the effects of land use, shrub cover and climate on the invasion speed of native and introduced pines in grasslands. *Diversity and Distributions*, 15:1047-1059.
- Brandt J (2003) Multifunctional landscapes – perspectives for the future. *Journal of Environmental Sciences-China*, 15:187-192
- Büntgen U, Frank D and Grudd H (2008) Long-term summer temperature variation in the Pyrenees. *Climate Dynamics*, 31:615-631.
- Busch G (2006) Future European agricultural landscapes: What can we learn from existing quantitative land use scenario studies?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114:121-140.
- Camarero J, Gutiérrez E, Fortin MJ and Ribbens E (2005) Spatial patterns of tree recruitment in a relict population of *Pinus uncinata*: forest expansion through stratified diffusion. *Journal of Biogeography*, 32:1979-1992.
- Cannas A and Pulina G (2007) *Dairy goats Feeding and Nutrition*. (ed) Cabi Publishing, 320p.
- Cantegrel R (1984) Contribution à l'étude de la variabilité biologique et biochimique du pin à crochets (*Pinus uncinata* Ram.) dans les Pyrénées. *Annales des Sciences Forestières*, 41:273-302.
- Chambre d'Agriculture – OIER SUAMME (2009) *Le diagnostic pastoral. Manuel pastoral – Boîte à outils pastoraux*. Organisme Inter-Etablissement de Réseau des chambres d'agriculture "SUA Montagne Méditerranéenne Elevage", 13p.
- Chauchard S, Carcaillet C & Guibal F, 2007, Threshold of land-use abandonment controls the rate of *Pinus sylvestris* recruitment and the forest dynamics in a Mediterranean mountain (Provence , S-E France). *Ecosystems*, 10(6), pp.936–948.
- Chétalat J, Kalbermatten M, Lannas K, Spiegelberger T, Wettstein J-B, Gillet F, Peringer A and Buttler A (2013) A contextual analysis of land-use vegetation changes in two wooded pastures in the Swiss Jura Mountains. *Ecology and Society*, 18(1): 39

- Cohen M, Varga D, Vila J and Barrassaud E (2011) A multi-scale and multi-disciplinary approach to monitor landscape dynamics: a case study in the Catalan pre-Pyrenees (Spain), *The Geographical Journal*, 177(1):79–91.
- Dirnböck T, Dullinger S and Grabherr G (2003) A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography*, 30:401–417.
- Dullinger S, Dirnböck T and Grabherr G (2004) Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. *Journal of Ecology*, 92:241–252.
- Etienne M (2006b) *Western European Silvopastoral Systems*. INRA Editions, Paris, France, p. 276.
- Eychenne C (2008) Montagne versus haute montagne: les recompositions territoriales du pastoralisme Ariégeois. *Sud-Ouest Européen*, 25:39-49.
- Gavazov K, Peringer A, Gillet F, Siehoff S, Buttler A and Spiegelberger T (2013) Dynamics of forage production in pasture-woodlands of the Swiss Jura Mountains under projected climate change scenarios. *Ecology and Society*, 18(1):38
- Galop D, Houet T, Mazier F, Leroux G and Rius D (2011) Grazing activities and biodiversity history in the Pyrénées – the use of paleoecology and historical ecology to provide new insights on high-altitude ecosystems in the framework of a Human-Environment Observatory, *PAGES news*, 19(2):53-56
- Galop D, Rius D, Cugny C and Mazier F (2013) Long-term Human-environment interactions history in the French Pyrenean Mountains inferred from pollen data. In Lozny L (ed) *Continuity and Change in Cultural Adaptation to Mountain Environments*. Springer-Verlag, New-York, pp. 19-30.
- Garcia-Ruiz J, Lasanta T, Ruiz-Flano P, Ortigosa L, White S, Gonzalez C and Marti C (1996) Land-use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology*, 11(5):267-277.
- Gartzia M, Alados C-L and Perez-Cabello F (2014) Assessment of the effects of biophysical and anthropogenic factors on woody plant encroachment in dense and sparse mountain grasslands based on remote sensing data. *Progress in Physical Geography*, 38(2): 201-2017.
- Gellrich M and Zimmermann N-E (2007) Investigating the regional-scale pattern of agricultural land abandonment in the Swiss mountains: a spatial statistical modelling approach. *Landscape and Urban Planning*, 79:65–76.
- Gibon A and Balent G (2005) Landscapes on the French side of western and central Pyrenees. In T. Pinto-Correia, R.G.H. Bunce, and D.C. Howard (ed.) *Landscape Ecology and management of Atlantic mountains*, IALE / IALE UK Publ., pp 65-73.
- Gibon A, Sheeren D, Monteil C, Ladet S and Balent G (2010) Modelling and simulating change in reforesting mountain landscapes using a social-ecological framework. *Landscape Ecology* 25:267–285.
- Gillet F, Besson O and Gobat J-M (2002) PATUMOD: a compartment model of vegetation dynamics in wooded pastures, *Ecological Modelling*, 147:267-290.

- Gillet F (2008) Modelling vegetation dynamics in heterogeneous pasture-woodland landscapes. *Ecological Modelling*, 217: 1-18.
- Grandjean G, Bernardie S, Malet JP, Puissant A, Houet T, Berger F, Fort M, Pierre D (2014) SAMCO : Society adaptation for coping with mountain risks in a global change context, *Geophysical research abstracts*.
- Houet T, Loveland TR., Hubert-Moy L, Gaucherel C, Napton D, Barnes CA, Sayler K (2010a) Exploring subtle land use and land cover changes : a framework for future landscape studies. *Landscape Ecology*, 25:249-266.
- Houet T, Ribière O, Vacquié L, Vidal F, Galop D (2012) Analyse spatiale de l'évolution des modes d'occupation et d'usages des sols sur le Vicdessos de 1942 à nos jours. *Revue du Sud-Ouest Européen*, 33:41-57.
- Huusko A, Hicks S. 2009. Conifer pollen abundance provides a proxy for summer temperature: evidence from the latitudinal forest limit in Finland. *Journal of Quaternary Science* 4: 522–528.
- Julien M-P, Alard D and Balent G (2006) Patterns of ash (*Fraxinus excelsior* L.) colonization in mountain grasslands: the importance of management practices. *Plant Ecology*, 183:177 –189.
- Kessler M, Böhner J and Kluge J (2007) Modelling tree height to assess climatic conditions at tree lines in the Bolivian Andes, *Ecological Modelling*, 207(1-2):223-233
- Kohler F, Gillet F, Reust S, Wagner R, Gadallah F, Gobat J-M and Buttler A (2006) Spatial and seasonal patterns of cattle habitat use in a mountain wooded pasture. *Landscape Ecology*, 21:281-295.
- Krausman F, Haberl H, Schulz N, Erb K-H, Darge E and Gaube V (2003) Land-use change and socio-economic metabolism in Austria – Part 1: driving forces of land-use change: 1950-1995. *Land Use Policy*, 20(1):1-20.
- Lopez-Moreno J, Goyette S, Vicente-Serrano S-M and Beniston M (2011) Effects of climate change on the intensity and frequency of heavy snowfall events in the Pyrenees. *Climatic Change*, 105: 489-508
- Malecheck J-C (1982) Grazing management of goats in extensive rangeland production systems. In: *Proceedings of the 3rd International Conference of Goat Production and Disease*, Tucson, Arizona. Dairy Goat Journal Publishing, Scottsdale, Arizona, pp 404-407.
- McDonald A, Crabtree J-R, Wiesinger G, Dax T, Stamou N, Fleury P, Gutierrez Lazpita, J and Gibon A (2000) Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59, 47–69
- Métailié J-P, Paegelow M (2004) Land Abandonment and the Spreading of the Forest in the Eastern French Pyrenees in the Nineteenth to Twentieth Centuries. In: *Mazzoleni S, Pasquale di G, Mulligan M, Martino di P, Rego F (ed.) Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape*. Wiley, pp 219-236.

- Métailié J-P (2011) Feu et gestion de l'espace. Brûler le paysage pour l'entretenir. In: Bertrand G, Briffaud S (dir.) Le paysage, retour d'expériences entre recherché et projet. Rencontres de l'Abbaye d'Arthous, 9-10 octobre 2008. pp 91-95.
- Millington J-D, Perry G-L and Romero-Calcerrada R (2007) Regression techniques for examining land use/cover change: a case study of a mediterranean landscape. *Ecosystems*, 10:562–578.
- Mottet A, Julien M, Balent G, Gibon A, 2006. Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: a case study in the Pyrenees. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 114, pp.296–310.
- Mottet A, Julien M, Balent G and Gibon A (2007) Agricultural land-use change and ash (*Fraxinus excelsior L.*) colonization in Pyrenean landscapes: an interdisciplinary case study. *Environmental Modeling and Assessment*, 12:293-302.
- Nathan R and Muller-Landau H-C (2000) Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution*, 15:278–285.
- Nicolussi K., Kaufmann M., Patzelt G., van der Plicht J., Thurner A. (2005): Holocene tree-line variability in the Kauner Valley, Central Eastern Alps, indicated by dendrochronological analysis of living trees and subfossil logs. *Vegetation History and Archaeobotany* 14: 221-234.
- Olsson E-G, Austrheim G and Grenne S-N (2000) Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960–1993. *Landscape Ecology*, 15(2):155–170.
- Paegelow M and Camacho O (2005) Possibilities and limits of prospective GIS land cover modeling – a compared case study: Garrotxes (France) and Alta Alpujarra Granadina (Spain). *International Journal of Geographical Information Science*, 19(6):697-722.
- Paegelow M, Camacho Olmedo M-T, Mas J-F, Houet T, (2014) Benchmarking of LUCC modelling tools by various validation techniques and error analysis, *Cybergeog*, n°701, <http://cybergeog.revues.org/26610>
- Parker D, Manson S, Jansen M, Hoffmann M and Deadman P (2003) Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers*, 93:314–337.
- Peringer A, Siehoff S, Chételat J, Spiegelberger T, Buttler A and Gillet F (2013) Past and future landscape dynamics in pasture-woodlands of the Swiss Jura Mountains under climate change. *Ecology and Society*, 18(3):11
- Perrier A and Perrier J (2014) Guide des arbres et arbustes de France. (ed) Sud-Ouest. Guide Nature, Bordeaux.
- Poyatos R, Latron J and Llorens P (2003) Land use and land cover change after agricultural abandonment - the case of a Mediterranean mountain area (Catalan pre-Pyrenees). *Mountain Research and Development*, 23:362–368.
- Rao K-S, Pant R (2001) Land use dynamics and landscape change pattern in a typical micro watershed in the mid elevation zone of central Himalaya, India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 86:113–123.

- Riou-Nivert P (2005) Les résineux Tome 2: Écologie et pathologie. (ed) Institut pour le développement forestier. 448p.
- Schupp E-W and Fuentes M (1995) Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant population ecology. *Ecoscience*, 2:267–275.
- Sheeren D, Ribiere O, Raynaud B, Ladet S, Paegelow M, Houet T, 2012. Assessing land cover changes in the French Pyrenees since the 1940s : a semi-automatic GEOBIA approach using aerial photographs, Proceedings of the AGILE'2012 conference, 23-27 April, Avignon, France.
- Szczypta C, Gascoin S, Houet T, Vigneau C, Fanise P (2015) Impact of climate and land-use changes on snow cover in a small headwater catchment in the Pyrenees, France. *Journal of Hydrology*, 521:84–99. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.11.060>
- Tasser E and Tappeiner U (2002) Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science*, 5:173–184.
- Vacquié L (2011) Potentialités des images à très haute résolution spatiale pour la cartographie des zones humides de montagne. *Revue International de Géomatique*, 22(4):497-518, doi:10.3166/ri.22.497-518.
- Vacquie L, Houet T, Sohl T, Reker R and Sayler K (accepted) Developing scenarios to project LULC changes in the Pyrenees (France): a model-based approach to assess land abandonment and reforestation dynamics. *Journal of Mountain Science*
- Verburg P, Rounsevell M and Veldkamp A (2006c) Scenario-based studies of future land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(1):1-6.
- Viglas J, Brown C and Johnstone J (2013) Age and size effects on seed productivity of northern black spruce. *Canadian Journal of Forest Research*, 43:534–543.
- Wallentin G, Tappeiner U, Strobl J and Tasser E (2008) Understanding alpine tree line dynamics: An individual-based model. *Ecological Modelling*, 218:235-246.
- Wilensky U (1999) Netlogo. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University, Evanston. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>.

6.3 Conclusion partielle

Ce travail constitue une première approche de modélisation des changements d'occupation et d'usage du sol à l'échelle d'une estive et permet d'analyser l'influence de stratégies d'usages contrastées, c'est-à-dire de pratiques pastorales différentes, sur les dynamiques d'enfrichement et de reforestation. Il montre que l'augmentation de la pression pastorale et la conduite des troupeaux influent sur la quantité des changements et leur localisation, comparativement aux changements (tendanciels) induits par l'absence d'activité pastorale.

Les résultats indiquent que, si la pression pastorale (type et taille du cheptel) constitue un levier d'action envisageable pour limiter la reforestation, une conduite supervisée des troupeaux est un moyen tout aussi efficace d'y parvenir. Ces résultats, bien que probants, doivent cependant être interprétés avec précaution et doivent être mis en relation avec le contexte socio-économique de la zone d'étude concernée.

Selon le niveau d'implication des éleveurs et les aides financières dont les entités de gestion disposent, ces dernières peuvent privilégier l'une ou l'autre des solutions proposées. Ainsi, bien que l'emploi d'un berger puisse être une solution appropriée dans un contexte donné, le rapport entre le coût de production et les prix de revient peut inciter, dans d'autres cas, les exploitants à investir dans des bêtes supplémentaires.

Globalement, les estives restent des espaces complexes, à l'interface entre activités humaines et dynamiques « naturelles », et dont l'entretien repose sur une utilisation raisonnée et durable de la montagne et de ses ressources. Les enjeux liés à ces espaces sont d'autant plus importants qu'ils dépendent de la pérennité des exploitations agricoles et du maintien des activités pastorales.

A l'échelle micro-locale, ces espaces d'altitude constituent des indicateurs privilégiés du dynamisme du pastoralisme. A l'échelle d'une vallée, plusieurs estives coexistent et leurs dynamiques peuvent varier suivant leur accessibilité, leur qualité fourragère ou encore pour des raisons historiques. Aussi, les stratégies de gestion des organismes de gestion vis-à-vis des estives d'une vallée doivent également être évaluées.

Chapitre 7 - Analyse de l'incertitude spatiale des futurs changements d'occupation et d'usage du sol à l'échelle d'une vallée

Ce chapitre présente les résultats issus de scénarios prospectifs spatialisés à l'échelle de la vallée du Haut-Videssos. L'objectif de ce travail est de proposer une méthodologie permettant d'évaluer le degré de probabilité de changements d'occupation et d'usage du sol en associant les incertitudes liées au modèle et son paramétrage d'une part, et à la variété des futurs possibles d'autre part – appelée ci-après « incertitude spatiale liée au futur ». Ce travail a fait l'objet d'un article soumis à *Journal of Mountain Science*.

L'approche suivie pour l'analyse de l'incertitude des changements s'inspire des travaux de Verburg et al. (2010). La définition de la méthode a été réalisée conjointement avec T. Houet, co-directeur de la thèse, qui s'est ensuite chargé des simulations. Elle consiste en une superposition de cartographies traduisant des dynamiques d'abandon (enfrichement et reforestation) issues de différents paramétrages et/ou de différents scénarios prospectifs. Les cartographies d'occupation et d'usage du sol initiales utilisées ont été développées en amont de ce travail dans le cadre de différents projets de recherche (projets ANR MODE RESPYR et OPA OHM Haut-Videssos). La rédaction de l'article a été réalisée par l'ensemble des co-auteurs.

Houet T, Vacquié L and Sheeren D (Submitted) Evaluating the spatial uncertainty of future land abandonment in a mountain valley (Videssos, Pyrenees - France): insights from model parameterization and experiments, *Journal of Mountain Science*

7.1 Résumé étendu

L'introduction fait un rappel des enjeux que représentent les changements d'occupation et d'usage du sol en montagne et reprend les objectifs méthodologiques présentés ci-dessus. Nous avons choisi d'utiliser le modèle Land Change Modeler (LCM) pour simuler les changements d'occupation et d'usage du sol. Il s'agit d'un modèle de simulation basé sur une approche de modélisation *pattern-based* qui permet d'analyser les changements passés et de simuler des changements futurs selon l'hypothèse d'un territoire *path-dependant*, tel que défini par Brown et al. (2005). Cela signifie qu'aucune rupture majeure n'intervient entre la période passée, sur laquelle le poids des facteurs est calculé et le modèle calibré, et le futur, période durant laquelle les facteurs de changements seront les mêmes. Deux scénarios exploratoires, dont les changements futurs, estimés par le modèle, sont tendanciels, évaluent l'influence de deux stratégies d'usage des estives à l'échelle d'une vallée. Ces scénarios visent à évaluer l'incertitude spatiale des changements liés aux futurs possibles. En parallèle, le paramétrage du modèle propose différentes possibilités qui peuvent influencer sur les simulations : certains facteurs de changements, notamment ceux relatifs à la distance par rapport à une occupation

ou un usage du sol, peuvent être « statiques » *versus* « dynamiques », c'est-à-dire recalculés ou non à chaque itération ; ils peuvent également, selon la source des données et l'utilisateur, représenter des valeurs « quantitatives » ou « ordonnées », c'est-à-dire continues ou ordonnées en classes. Le croisement de ces différentes possibilités de paramétrage permet de tester l'influence du modèle sur les résultats pour chacun des deux scénarios. L'horizon temporel est défini à 2080. La superposition des résultats issus des simulations permet de produire des cartes de probabilité de changements qui, combinées entre elles, permettent d'évaluer l'incertitude des changements futurs. Nous définissons l'incertitude comme étant la probabilité plus ou moins grande qu'un espace donné soit soumis à des processus d'abandon, c'est-à-dire d'enfrichement ou de reforestation, dans un (probabilité faible) ou plusieurs scénarios (probabilité forte).

Les résultats montrent une forte dépendance des simulations au paramétrage du modèle (facteurs « statiques » *versus* « dynamiques » ; représentation « quantitative » *versus* « ordonnée » des facteurs). Dans le cas de simulations basées sur un paramétrage avec des facteurs statiques, il apparaît que le recours à des facteurs quantitatifs ou sous forme catégorielle a peu d'influence sur les résultats obtenus. *A contrario*, lorsque les facteurs sont dynamiques, l'incertitude quant à l'allocation spatiale des changements est plus importante. D'une manière générale, les facteurs ordonnés et dynamiques semblent les plus aptes à reproduire les changements d'occupation et d'usage du sol observés. Suivant une approche similaire, l'utilisation de ce jeu de paramètres pour la spatialisation des scénarios prospectifs a permis d'analyser l'incertitude des changements liée à la variété de futurs possibles. Tandis que l'analyse des changements pour un scénario permet d'identifier les processus d'abandon à l'échelle de la vallée, l'analyse combinée de plusieurs scénarios offre la possibilité d'évaluer l'incertitude des changements liés au futur et de réduire les superficies potentiellement concernées par une forte probabilité d'enfrichement et de reforestation. Ainsi il est possible de localiser les espaces les plus vulnérables.

7.2 Article « Evaluating the spatial uncertainty of future land abandonment in a mountain valley (Vicedessos, Pyrenees - France): insights from model parameterization and experiments »

Evaluating the spatial uncertainty of future land abandonment in a mountain valley (Videssos, Pyrenees - France): insights from model parameterization and experiments

Thomas Houet¹, Laure Vacquié¹, David Sheeren²

¹ GEODE Laboratory, Toulouse Jean Jaurès University, 5 alleys Antonio Machado, 31000 Toulouse, FRANCE

² Dynafor, UMR 121 INRA/INPT-ENSAT, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Toulouse, Avenue de l'Agrobiopole, B.P. 32607 Auzeville-Tolosane, 31326 Castanet tolosan, FRANCE

ABSTRACT European mountainous areas are particularly sensitive to the climatic disruptions to which they have been subjected together with land use changes that lead to high rates of natural reforestation. Faced with the challenge of predicting possible impacts on ecosystem services, LUCC models offer new opportunities for land managers to adapt or mitigate their strategies. Assessing the spatial uncertainty of future LUCC is crucial for the definition of sustainable land use strategies. However, the sources of uncertainty may differ, including the input parameters, the model itself, and the wide range of possible futures. The aim of this paper is to propose a method to assess the probability of occurrence of future LUCC that combines the inherent uncertainty of model parameterization and the ensemble uncertainty of the future based scenarios. For this purpose, we used the Land Change Modeler tool to simulate future LUCC at a study site in the Pyrenees Mountains (France) and two scenarios illustrating two land use strategies. The model was parameterized with the same driving factors used for its calibration. The definition of 'static vs. dynamic' and 'quantitative vs. qualitative (discretized)' driving factors, and their combination resulted in four parameterizations. The combination of model outcomes produced maps of the spatial uncertainty of future LUCC. This work involves adapting the definition of spatial uncertainty in the literature to future-based LUCC studies. It goes beyond the uncertainty of simulation models by integrating the uncertainty of the future to provide maps to help decision makers and land managers.

1. INTRODUCTION

In the past 50 years, major Land Use and Cover Changes (LUCC) have taken place in mountainous areas in southern Europe. These changes are expected to intensify, thus obliging many European regions to face demographic, economic, organizational and technological modifications (MacDonald et al. 2000, European Commission, 2004). Many authors have confirmed that the expected changes will be rapid and predict massive natural reforestation at the expense of agricultural land (Rounsevell et al., 2005; Verburg et al 2010). The increasing need to monitor and simulate future LUCC stems from the environmental and sociological stakes that mountainous areas represent. European mountainous areas have experienced significant climatic disruptions (Diaz and Bradley, 1997) and will be subject to increased precipitation in addition to a global rise in temperature in the coming decades (López-Moreno et al., 2008). Mountain ecosystems are highly sensitive to climate variability since annual climate variations influence natural reforestation near or beyond the tree line (Batllori and Gutiérrez, 2008, Peringer et al. 2013). Forest expansion is also affected by land use changes such as

reduced pressure from livestock and abandonment of farm holdings (Julien et al. 2006; Gibon et al. 2010). Mountainous areas are particularly sensitive to these climate and anthropogenic changes as they depend to a great extent on socio-economic factors (Rutherford et al., 2008). Indeed, most mountainous landscapes have been influenced by human activities (Gellrich et al., 2007; Dale, 1997) for periods exceeding centuries, and even millennia in Europe (Galop et al 2011, Galop et al. 2013). Most spatially explicit studies of LUCC in mountain landscapes based on remote sensing data (for e.g. Cohen et al 2011; Bucala 2014) highlight the close correlation between land abandonment and natural reforestation since the 1950s.

Although reforestation can have positive outcomes (e.g. carbon storage, soil restoration, etc.) it can also have a lasting effect on environmental aspects including biodiversity (Laiolo et al. 2004), water supply (Poyatos et al., 2003), landscape attractiveness (Mottet et al., 2006), and fire hazards (Curt et al., 1998). In addition, the expansion of forest on formerly open land is often perceived by local users as a cultural loss tied to traditional activities (Hochtl et al., 2005). Overall, land abandonment is a threat to the support of mountain agro-pastoralism since encroachment and reforestation usually leads to a decrease in forage quality and requires significant financial resources to restore pastures to their original state. Local LUCC processes are thus an important part of global environmental changes that affect not only present biodiversity but also ecosystem services (Rounsevell et al., 2006; Lambin and Geist, 2006).

Land and natural resources management requires extensive analysis of possible future LUCC in order to better adapt and mitigate actions. Even if the future is uncertain and different futures are possible, exploring what might happen helps to identify areas at stake by assessing the influence of various land use dynamics and land management strategies (Houet et al. 2010). In the last two decades, many LUCC models have been developed to better understand, assess and project future LUCC as part of land change science (Turner et al, 2007). The use of spatially explicit models to project and explore alternate LUCC futures has become a popular approach in land change research (Veldkamp and Lambin, 2001a). However, LUCC models include a large range of methodological approaches and choosing the right one is decisive in a forecasting study (Gaucherel and Houet, 2009). While selecting a modelling tool is usually based on a specific objective, e.g. reproducing landscape patterns (pattern-based models) or simulating spatial processes of LUCC (process-based models), selection primarily depends on the spatial extent of the study area (Houet, 2015). Process-based models are widely used in micro-scale studies since they incorporate both social and physical dynamics to identify emerging phenomena through interactions and feedback (Dearing et al., 2010). Pattern-based models are more common in LUCC studies at larger spatial scales and are used to predict whether past trends of change will continue in the future, while taking “natural” land cover dynamics into account (Verburg et al., 2006a). However, no perfect model for simulating LUCC exists (Mas et al. 2014b) and all the output projections are subject to uncertainty (Messina et al. 2008; Batisani and Yarnal 2009).

The challenges of LUCC models are associated with errors and uncertainty assessment (Messina et al 2008). Uncertainty in LUCC models originates from various sources. Part of the uncertainty is inherent to the data and knowledge integrated in the model, i.e. production-oriented uncertainty as defined by Leyk et al. (2005). Another part is caused by data processing and simulation, i.e. the interactions between multiple social and biophysical variables. This is transformation-oriented

uncertainty (Leyk et al. 2005). To assess the influence of each variable or of a combination of variables, uncertainty and sensitivity analyses can be conducted (Batisani and Yarnal, 2009). Uncertainty analysis is the determination of the improbability of the model output emanating from a given model input and parameterization, while sensitivity analysis is the determination of the contribution of individual inputs to model output uncertainty (Helton, 2006). Another source of uncertainty can also be considered when using LUCC models, which does not depend on either inputs or on the model: the uncertainty of the future. Exploring different possible futures combining scenarios and LUCC models can help reduce the future uncertainty (Godet, 1986; Houet et al. 2010) of possible and (un)desirable LUCC.

The aim of this paper is to assess the spatial uncertainty of future LUCC, and the question we will try to answer is “Is one particular location more likely to change in the future than another due to land abandonment?”. Given the different sources of uncertainty (uncertainty concerning possible futures, models, and parameters), we propose a method adapted from the multi-model ensemble approach (Peng et al. 2002). For the purpose of this demonstration, we apply the method using only two scenarios, with four sets of parameters for each scenario, and a single simulation tool. The aim is to provide uncertainty maps of future LUCC that account for the sensitivity of model parameterization and multiple LUCC scenarios to pinpoint the areas expected to be reforested. Such maps should be helpful for land management. Our main assumptions in this study are: (1) the way input variables are represented (qualitative vs. quantitative) influences the ability of the model to simulate landscape patterns; (2) while model parameterization is expected to have a significant impact on model outcomes, the use of dynamic variables rather than static variables should help improve LUCC allocation; (3) future scenarios are equiprobable (but can be modified and/or evaluated throughout participatory approaches). Accordingly, we perform uncertainty analysis (Crosetto et al. 2000) to identify and evaluate the confidence intervals inherited from model parameterization and future scenarios. This method adapts the definition of spatial uncertainty (Ligman-Zielinska and Jankowski 2014; Tenerelli and Carver 2012) to future based LUCC studies.

2. METHODS

2.1. Study site

The Vicdessos valley is located in the Department of Ariège in the French Pyrenees (**Fig. 1**). The study site is an Observatory of Human-Nature interactions supported by the CNRS (French National Center for Scientific Research). The study area covers 176.5 square kilometers.

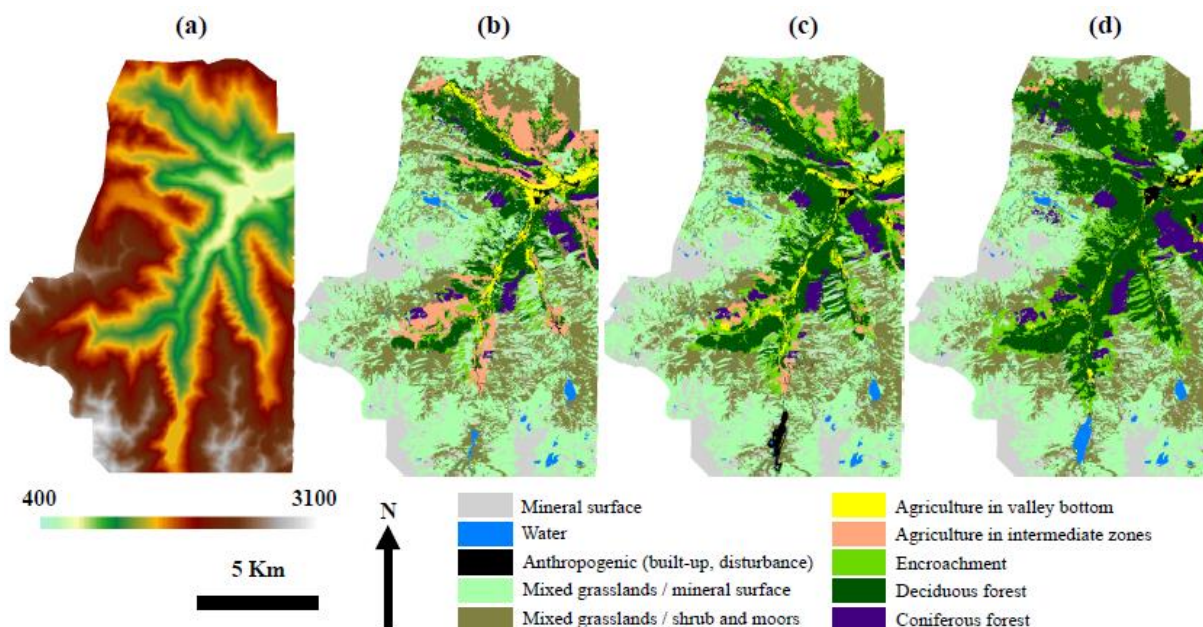
2.2. Observed past landscape changes

LUCC were monitored since the 1940s at a decadal temporal resolution (only some selected maps are shown in **figure 1**) using a large set of images covering the entire study area. Historical black and white photographs produced by the French national mapping agency were used to cover the period from the 1940s to the 1980s and true color photographs from the 1990s to 2008.

Due to the high rate of land abandonment since the beginning of the 20th century (Galop et al 2011), the study site is currently subject to increasing landscape encroachment and reforestation. Agro-pastoral activities have declined considerably resulting to forest re-growth some decades later (Houet

et al. 2012) (**Fig. 2**). The spontaneous reforestation of the three landscape units that make up the traditional agro-pastoral system (valley bottoms, intermediate areas, uplands) has been characterized by different dynamics. Because the steep slopes of the intermediate areas made access difficult, these were the first to be abandoned at a large scale, and exhibited the highest reforestation rates (approx. 55 ha/year) from the 1950s until the late 1970s. Valley bottoms were also affected by reforestation, mainly in the 1970s-1980s. Today, the uplands are at stake: decreasing agro-pastoral activities have led to a major reduction in grazing pressure (land use extensification) which favored reforestation, with forest regrowth rates similar to the highest rates observed in the intermediate zone (53 ha/year between 1993 and 2008) (Houet et al 2012). This phenomenon is similar to that observed in other valleys in the eastern and central French Pyrenees (Sheeren et al. 2010) and in the eastern Spanish Pyrenees (Cohen et al. 2011).

Figure 1 - Map of the Vicdessos valley, with (a) altitude (in meters) and land use and land cover in (b) 1942, (c) 1983 and (d) 2008



2.3. Simulation model: description and parameterization

Prospective simulations were conducted using the Land Change Modeler (LCM) tool. LCM is an integrated LUCC modelling and environmental assessment module included in the IDRISI GIS and Image Processing software developed by Clark Labs (Eastman 2009). It is a pattern-oriented simulation tool that is particularly suitable for analyzing change and projecting spatial trends of LUCC (Houet et al. 2014). The most common simulation methods are included in the package and a user-friendly interface helps the user parameterize them (Mas et al., 2014).

Generally, two steps are required to simulate LUCC using LCM. The first step is model calibration. In our case, this step was based on two input land cover maps from different periods and a set of user-defined input driver variables that made it possible to create suitability maps (one for each land cover transition) of future change from past land transitions. Suitability maps of future LUCC can be estimated using either a multi-layer perceptron neural network (MLPNN), a logistic regression (LR),

or a similarity-weighted instance-based machine learning tool (SimWeight). The driver variables can be static or dynamic. Dynamic variables such as the distance to a specific land cover are recalculated at each iteration over the period covered by the simulation. This option makes it possible to iteratively update the suitability map concerned at each stage of the simulation defined by the user. Once the model is calibrated, the second step is to simulate future changes while accounting for constraints and planning strategies. In LCM, the quantity and allocation of change is modeled by Markov chains with respect to the past transitions. Model calibration is acknowledged to be the first and most critical step in any LUCC modeling process (Santé et al., 2010). Learning consistent transition rules to accurately reproduce the observed historical land use and land cover dynamics may be a difficult, sometimes impossible, task. Kolb et al. (2013) showed that the calibration step may not be able to reproduce past changes if the weight of the respective driving factors changes while they remain the only explanatory factors for the period under study.

In the present study, only two past land cover maps were used to project change and analyze uncertainty. The maps we used date from 1983 and 2008, and have a resolution of 10x10 m. They are particularly suitable for capturing the latest LUCC in the uplands. We only focused on the intermediate areas and uplands as they exhibited the highest rate of change, and remaining agricultural fields in the valley bottom accounted for only 167 ha in 2008 (i.e. 1% of the study area). Only the main land transitions were modelled in LCM. Four transitions were defined based on the observed LUCC and endorsed by expert-knowledge, as types of land covers able to change into:

- 'Mixed Grasslands and mineral surface' to 'Mixed Grasslands and moors';
- 'Mineral surface , Mixed Grasslands and mineral surface, Mixed Grasslands and moors, Agricultural land of intermediate zones' to 'Encroachment';
- 'Agricultural land of intermediate zones, Encroachment' to 'Deciduous forest';
- 'Mixed Grasslands and moors, Encroachment' to 'Coniferous forest'.

Because LCM is an inductive pattern-based model (Overmars et al. 2007), some transitions may appear to be inaccurate if they are based on changes in vegetation. Indeed, the encroachment process is continuous and spreads step by step. In the model, the process is simplified and reproduced from observed LUCC between the input maps. Future LUCC are estimated using Markov chains. This method implies that future trends are linear (Coppedge et al. 2007) (**Fig. 2**). Compared to past LUCC trends, the estimated amount of future deciduous and coniferous forests may appear to be slightly underestimated. This is because all the transitions are not taken into account. However, because this land demand can be manually defined/modified and thus improved using other approaches (e.g. participatory or model-based estimation), we decided to use these estimations for all the simulations to make it possible to compare them.

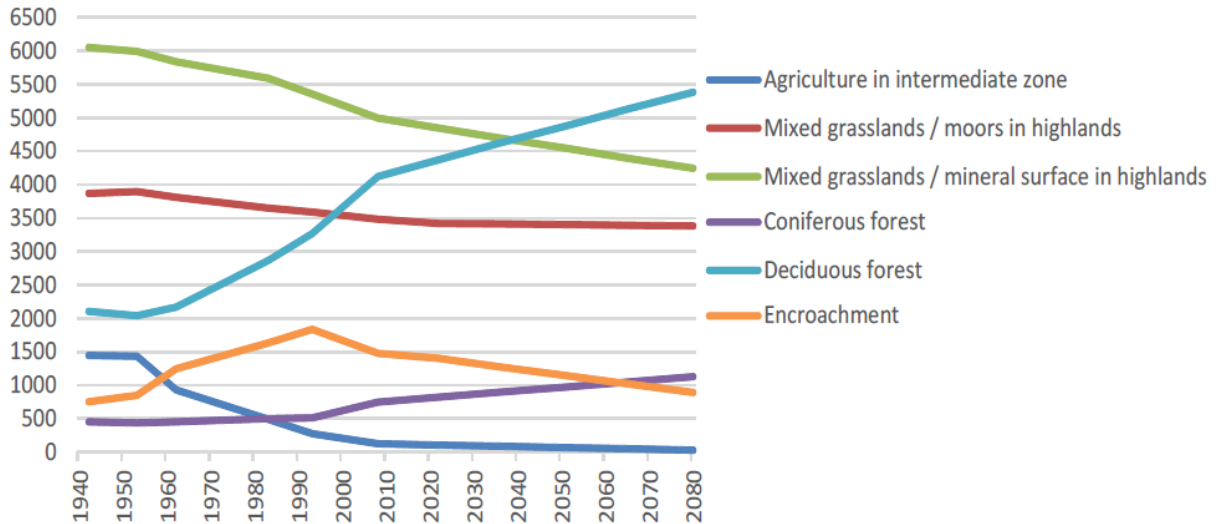


Figure 2 - Past and future LUCC trends (in ha): the surface area of different types of land cover surfaces are derived from land cover maps compiled using historical aerial photographs (1942, 1953, 1962, 1983, 1993 and 2008) and future changes are estimated using the Markov chains available in the Land Change Modeler

Potential transitions in the future were defined from a set of driver variables using the MLPNN method, which made it possible to estimate the respective influence of each variable in the period 1983 to 2008. Three types of driving factors were distinguished (**Table 1**): (i) those that depend on land use and land cover such as the agro-pastoral areas and the likelihood of one type being transformed into another; (ii) environmental drivers, which depend on the geology and the relief (altitude, slope and aspect); and (iii) geographical drivers, which represent the positive or negative influence of the proximity of a land cover (distance to). Fifteen driving factors were used for each transition, these factors can be either quantitative (e.g. real values of Euclidian distance) or qualitative (e.g. geological or land cover classes) as existing methods to evaluate their respective weight can use one or both types of data (Mas et al 2014). The type of driving variables may affect modelling, as logistic regression requires quantitative data, the weight of evidence method requires qualitative inputs, and MLPNN can use both. We assumed that the spatial rendering of these driving factors influences the simulation of landscape patterns. Hence, quantitative values were also converted into qualitative variables using discretized empirically defined buffered distances (200 m in width) and classes of slope, altitude and aspect. Their significance was assessed using Cramer's V index and the MLPNN Accuracy Rate (AR). Cramer's V index evaluates the statistical significance of the factor for the LUCC concerned. A value greater than 0.1 is considered to be significant and is integrated in the model, but a factor with a lower value can also be integrated if it helps explain a minor LUCC (Eastman, 2009). The accuracy rate expresses the capacity of the neural network to find the best combination of driving factors based on back-propagation (self-learning and self-modification).

2.4. Model calibration based on driving variables

Firstly, whatever the qualitative and quantitative form of the other drivers, all driving factors except the slope driver had a significant influence on observed LUCC. Secondly, in most cases, the quantitative data had slightly higher values than those obtained with qualitative data. Thirdly, although

the most significant driving factor was the distance to the corresponding land cover for all transitions, the second most significant driving factor varied from one transition to another. For instance, altitude was the second most significant driving factors for the transition to deciduous forest while distance to agricultural land in the valley bottom was the second most significant driving factor for the transition to coniferous forest.

Table 1 - List of driving factors and their Cramer's V values that express their association (ranging from 0 to 1 – a value of 0.1 means the driver has predictive power, Eastman 2012) with observed changes

| | | Transition to | Grasslands and Moors | Encroachment | Deciduous | Coniferous |
|------------------------------|--|-----------------------------------|----------------------|--------------|-------------|-------------|
| Land covers / Land uses | | Likelihood of a given land cover | 0.19 | 0.23 | 0.29 | 0.08 |
| | | Land use zones | 0.36 | 0.16 | 0.67 | 0.22 |
| Geophysical driving factors | | Geology | 0.26 | 0.23 | 0.39 | 0.33 |
| | Quantitative / qualitative values | Slopes | 0.08 / 0.06 | 0.07 / 0.07 | 0.06 / 0.03 | 0.09 / 0.08 |
| | | Altitude | 0.39 / 0.35 | 0.23 / 0.20 | 0.60 / 0.52 | 0.17 / 0.15 |
| | | Exposition | 0.11 / 0.11 | 0.12 / 0.10 | 0.09 / 0.10 | 0.11 / 0.09 |
| Geographical driving factors | Neighborhood influence expressed through | Mineral | 0.20 / 0.20 | 0.12 / 0.12 | 0.26 / 0.25 | 0.10 / 0.10 |
| | | Anthropogenic | 0.27 / 0.25 | 0.23 / 0.24 | 0.51 / 0.53 | 0.21 / 0.21 |
| | | Agriculture in valley bottom | 0.33 / 0.29 | 0.27 / 0.28 | 0.64 / 0.65 | 0.28 / 0.25 |
| | | Agriculture in intermediate zones | 0.26 / 0.26 | 0.30 / 0.29 | 0.50 / 0.50 | 0.17 / 0.17 |
| | | Mixed grasslands and mineral | 0.28 / 0.28 | 0.11 / 0.10 | 0.41 / 0.35 | 0.18 / 0.16 |
| | Euclidian / Buffered distance from | Mixed grasslands and moors | 0.49 / 0.42 | 0.12 / 0.12 | 0.33 / 0.30 | 0.13 / 0.12 |
| | | Encroachment | 0.32 / 0.33 | 0.33 / 0.32 | 0.59 / 0.57 | 0.21 / 0.18 |
| | | Deciduous | 0.40 / 0.40 | 0.29 / 0.30 | 0.72 / 0.70 | 0.22 / 0.22 |
| | | Coniferous | 0.24 / 0.23 | 0.27 / 0.27 | 0.55 / 0.55 | 0.56 / 0.55 |

The accuracy rates obtained for each transition were all greater than 70% (**Table 2**) meaning that the spatial allocation of at least seven out of 10 pixels that underwent one of the transitions was explained by the selected driving factors. For the transition to coniferous forest, quantitative and qualitative data explained respectively 94.74% and 92.10% of the spatial allocation of changes observed in the period from 1983 to 2008. The unexplained part may be due to driving factors that were not taken into

account, or to randomness. The spatial rendering did not appear to affect the performance of the MLPNN, i.e. the AR were similar for both types of data used, except for the transition to encroachment, which had a smaller AR using qualitative data (70.1%) than with quantitative data (85.32%). These AR may differ for two reasons: (1) the pixels, which are randomly chosen by the model to train the neural nets, are not the same, although the modeler can control their number; (2) the spatial rendering of driving factors is not the same either, which obviously influences the calculation of the weights of the neural net.

Table 2 - Accuracy rates obtained from the MLPNN for each transition using quantitative (left column) vs. qualitative (right column) driving factors

| | Quantitative | Qualitative |
|------------------------------------|--------------|-------------|
| Transition to Grasslands and Moors | 76.45% | 78.60% |
| Transition to Encroachment | 85.32% | 70.10% |
| Transition to Deciduous forest | 71.31% | 74.88% |
| Transition to Coniferous forest | 94.74% | 92.10% |

2.5. Model projections based on land use change scenarios

Two scenarios were run to project LUCC for the year 2080, to identify significant LUCC, and for hydrological assessment purposes (Sczypta et al., Submitted). The focus was only on land abandonment. Past urban growth dynamics to the detriment of agricultural land in the valley bottom were disregarded.

The first scenario called “Model-based Business As Usual” (MBUA) assumes that the model is able to simulate observed agropastoral land uses based on the given input land cover maps and driving factors. Its aim is to continue the observed grazing activities in the uplands over the calibration period. This scenario should not be confused with a trend scenario: based on the observed trends, pastoral pressure (i.e. livestock density) would assume a decrease in the future, whereas it would be considered as constant by the model. More precisely, agricultural statistics show that, in practice, the Ariège Department has not been affected by the major reduction in livestock that was predicted in the 1970s. Grazing pressure decreased slightly (-10%) in the mountainous area between 1979 and 2000 even if the number of farms was halved (Eychenne, 2008). The main change was in the type of herd: the number of cows increased by 25% while the number of sheep decreased by the same amount. This is extremely important for LUCC modelling as, unlike sheep, cows cannot graze remote less accessible zones in the uplands. In that sense, because the grazing pressure on the Vicdessos valley has not yet undergone the qualitative change in the type of herds that occurred in the rest of the Department, and considering that it is still mainly grazed by herds of sheep (Eychenne 2006), we can assume that the calibration phase will underestimate possible LUCC and the amount of future natural reforestation. Hence, even if this scenario does not track the past agro-pastoral trends, it can estimate what the future would be like if it were possible to maintain current agro-pastoral activities throughout the model parameterization.

A second scenario, called “Prioritizing High Value Uplands ” (PHVU), assumes a new strategy in agro-pastoral land use: as the grazing pressure decreases in the future and the type of herds changes, the best uplands, in terms of forages and accessibility, will concentrate all pastoral activities in order to maintain and increase the grazing pressure (up to 100%). The aim of this scenario is to stop reforestation, but to abandon less accessible and remote areas (**Fig. 3**). According to the agropastoral administration of Ariège, the ‘best uplands’ are those whose grazing pressure is greater than 50%.

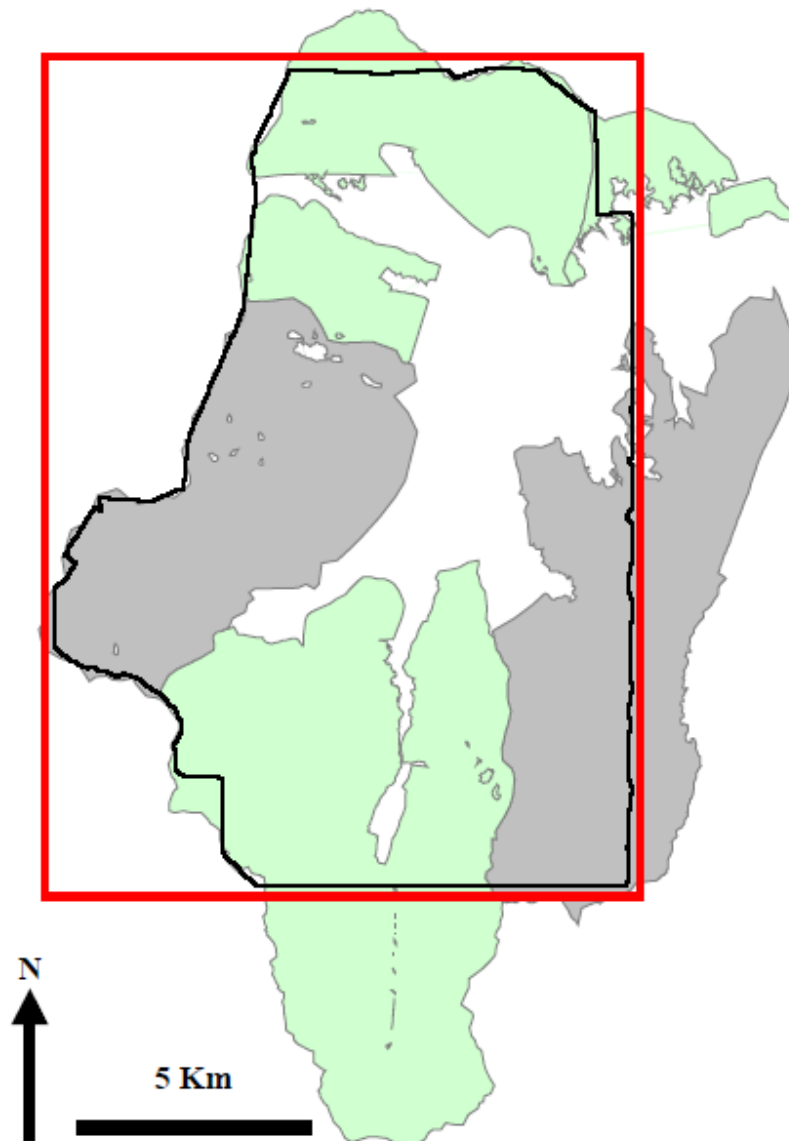


Figure 3 - Location of the uplands in the Vicdessos valley (in color) and those that would be abandoned (in gray) in the PHVU scenario. The black line delineates the study area and the red rectangle indicates the map's footprint

2.6. Experimental protocol with comparison of projected changes

The experimental protocol accounts for the same land demand and transitions in both scenarios, while also assessing the respective and combined influence of qualitative vs. quantitative and static vs. dynamic drivers. Hence, four simulations were run for each scenario, each considered to be as probable as another with respect to the significance of the driving factors selected and the AR

obtained. These four simulations are four possible variations of the scenario. As mentioned previously, it is assumed that the quantitative and qualitative representations of the driving factors help improve the simulation of future LUCC. LCM can make both types of driving factors dynamic in order to integrate the feedback effects of future neighboring LUCC. For Euclidian distance (quantitative) driving factors, the distance to a land cover is recomputed at each stage of the simulation. For buffered distance (qualitative) drivers, at each stage, we recomputed the distance (reclassified discretized empirically defined buffered distances 200 m in width), to which the estimated probabilities from the calibration period are assigned. The combination of these options (dynamic vs. non dynamic drivers and quantitative vs. qualitative driving factors) led to the four above-mentioned simulations we named as follows: QualNon (Qualitative and Non-dynamic driving factors), QualDyn (Qualitative and Dynamic driving factors), QuantNon (Quantitative and Non-dynamic driving factors), QuantDyn (Quantitative and Dynamic driving factors).

The comparison of the simulated land cover maps made it possible to assess the influence of (i) dynamic vs. non-dynamic driving factors and (ii) the spatial rendering of these driving factors (Quantitative vs. qualitative driving factors) on the spatial uncertainty of future landscape changes. Moreover, following Mas et al. (2012) and Jenerette and Wu (2001), landscape metrics were used to distinguish between the simulations and to compare them with those obtained from the historical land cover maps. Five metrics were selected to measure forest fragmentation over time: number of forest patches, mean size and standard deviation of forest patches, mean Euclidian Distance between forest patches and their clumpiness. These metrics made it possible to assess the influence of these parameterization options on the model's ability to simulate LUCC that are consistent with those observed in the past. We assume that the more the values are able to pursue or mimic past trends, the more consistently model parameterization will be able to simulate future landscape patterns of land abandonment in a mountainous area.

Spatial uncertainty was computed by overlaying the multiple allocation of the land abandonment effect on LUCC (encroachment, natural deciduous and coniferous reforestation) inherited from the multiple simulations / scenarios (Verburg et al. 2010). Future uncertainty is the probability of occurrence, i.e. the more frequent the land abandonment effects occur in the combined simulations, the more likely it is that the location concerned will be affected. For this purpose, simulated reforestation LUCC were overlaid and the forest land cover in 2008 was retrieved in order to only account for new changes. Encroachment was also considered in the same way, as it results from land abandonment. We assumed that a cell exhibiting reforestation in two simulations and encroachment in another simulation would have a higher probability of being abandoned than a cell exhibiting only reforestation in two simulations. We also assumed that a cell exhibiting reforestation in one simulation would have a higher probability than a cell concerned by encroachment in several simulations, as forest can be preceded by encroachment.

Spatial uncertainty maps for both MBAU and PHVU scenarios were computed using the four model parameterizations defined above. The qualitative maps were converted into – relative – quantitative values. A probability of 1 was assigned to cells that were converted into forest in the four simulations, and 0 was assigned for unchanging land cover. The score decreased by 1/14 as 14 classes of changes were possible (from encroachment in one simulation, encroachment in two simulations, etc. until

forest in three simulations and encroachment in one simulation, forest in four simulations). Future spatial uncertainty was assessed by computing mean and difference maps from the spatial uncertainty maps. A mean value of relative probability highlights locations where, considering both scenarios, land abandonment is most likely to occur. A difference map shows which probabilities mostly depend on one scenario rather than another. These two maps were used to assess the influence of the PHVU land use strategy.

3. RESULTS

3.1. Influence of model parameterization

According to the landscape metrics extracted from the simulated LUCC, all simulations produced landscape patterns consistent with the past LUCC trends (**Fig 4**). For example, the mean size of forested patches tended to increase along with their mean size and standard deviation (**Fig. 4a** and **Fig. 4b**).

Accounting for dynamic drivers favored the simulation of more scattered forested patches than accounting for non-dynamic drivers. QuantDyn and QualDyn increased the number of patches compared to QuantNon and QualNon (**Fig. 4c**) thereby affecting their mean size and standard deviation (**Fig. 4a** and **Fig. 4b**). Moreover, accounting for dynamic drivers strongly influenced their location with respect to other patches of forest: non-dynamic drivers tended to reduce the mean Euclidian distance between patches, while dynamic drivers did not (**Fig. 4d**). **Figure 4c** depicts the tendency for forested patches to merge, i.e. reforestation was simulated contiguously from existing patches, while dynamic drivers allowed the emergence of new patches of forest (for example, between 2008 and 2022, there were more patches **Fig. 4c**).

When qualitative drivers were parameterized as dynamic, they influenced the ability of the model to simulate reforestation patterns, as the mean size of forested patches and their standard deviation remained similar but their number changed. Qualitative drivers appeared to reproduce the reforestation patterns observed between 1942 and 2008 better; the process takes place in three steps: (1) patches of forest emerge, thereby increasing their number, (2) contiguous growth of new and existing patches leading to (3) the merging of these patches, thus increasing their mean size and standard deviation. When used non-dynamically (light gray lines), these two types of drivers had different effects on reforestation patterns: qualitative drivers increased the contiguous effect of the reforestation due to the proximity of existing patches of forest.

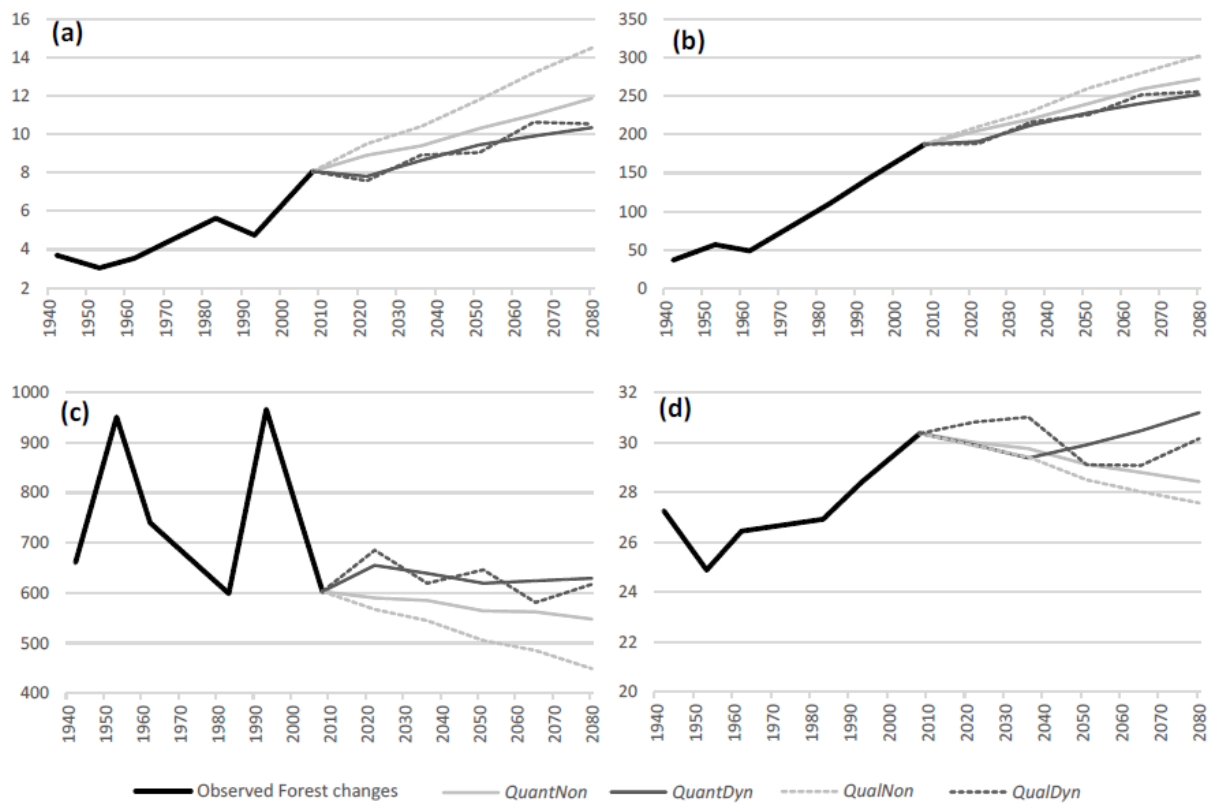


Figure 4 - Changes in landscape metrics for the forest land cover (combining coniferous and deciduous forest) in the past (1942-2008) and the future (simulation up to 2080): (a) mean size (in ha) of patches and (b) their standard deviation (in ha); (c) the number of patches; (d) the mean Euclidian distance (in meters) between patches

The type of parameters (qualitative or quantitative, static or dynamic) had a major influence on the spatial uncertainty of future LUCC. The use of dynamic quantitative drivers affected spatial uncertainty in particular by reducing the extent of areas expected to change into the same type of land cover in both simulations (in gray and black – **Fig. 5**) while enlarging areas affected by encroachment or reforestation in one of the two simulations (light and medium green / light and medium blue - **Fig. 5a**). In this case, the areas colored light and medium green are those likely to change due to their proximity to simulated changes in land cover (in the northern, western and south-eastern parts of the valley). Conversely, areas colored light and medium blue are those likely to change due to the proximity of existing land cover in the original land cover map. Comparison of the simulated QualNon and QualDyn land cover maps revealed spatial uncertainty to be less sensitive to model parameterization. The areas expected to change into the same type of land cover (gray and black – **Fig. 5b**) cover a total of 2075 ha and those expected to be converted into encroachment or forest in one of the two simulations add up to only 312 ha. **Figure 5b** shows that when the drivers are used non-dynamically (blue areas), the southern part of the valley is more likely to change while new patches of forest inherited from dynamic drivers are more dispersed over the whole study site.

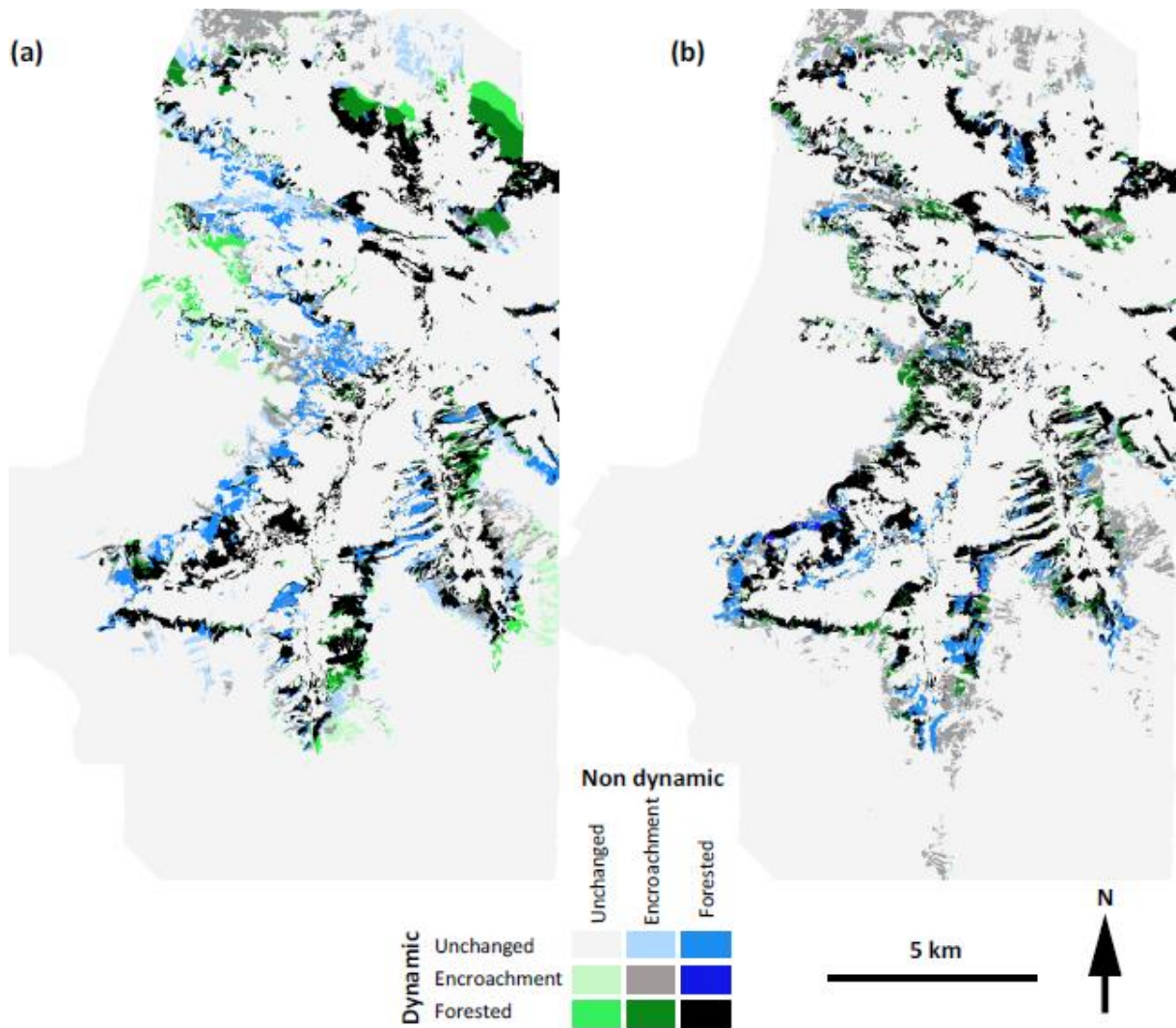


Figure 5 - Comparison of the spatial uncertainty for (a) quantitative and (b) qualitative drivers used non-dynamically and dynamically

The influence of qualitative / quantitative drivers is illustrated in figure 6. When the drivers are used non-dynamically, the comparison of QuantNon and QualNon showed that simulated encroachment and forest allocated to the same location in the two simulations (in gray and black) predominates, adding up to a total of 2120 ha (**Table 3**). The main difference concerns the location of the simulated encroachment (light blue and green – **Fig. 6a**), which accounts for 935 ha. Conversely, when drivers are used dynamically, their spatial rendering strongly affects the spatial uncertainty of simulated LUCC. More extensive zones are potentially concerned by land abandonment in one of the two simulations. When the drivers are dynamic, the result is a major increase in the areas suitable for natural reforestation (1219 ha) and encroachment (742 ha). Nevertheless, the correlated effect reduced the total area concerned by land abandonment in these two simulations (**Table 3**). Last but not the least, according to the results in **figure 4**, the spatial rendering of drivers affects the simulated pattern of encroachment and natural reforestation: it can be seen that when they are used dynamically, qualitative drivers simulate new patches (scattered, sharpened and unsmoothed, sized, distance from each other, etc. in green in **Fig. 6b**) with more likeness to past changes than quantitative drivers (in blue in **Fig. 6b**). Conversely, this is not visible when the drivers are not dynamic (**Fig. 6a**).

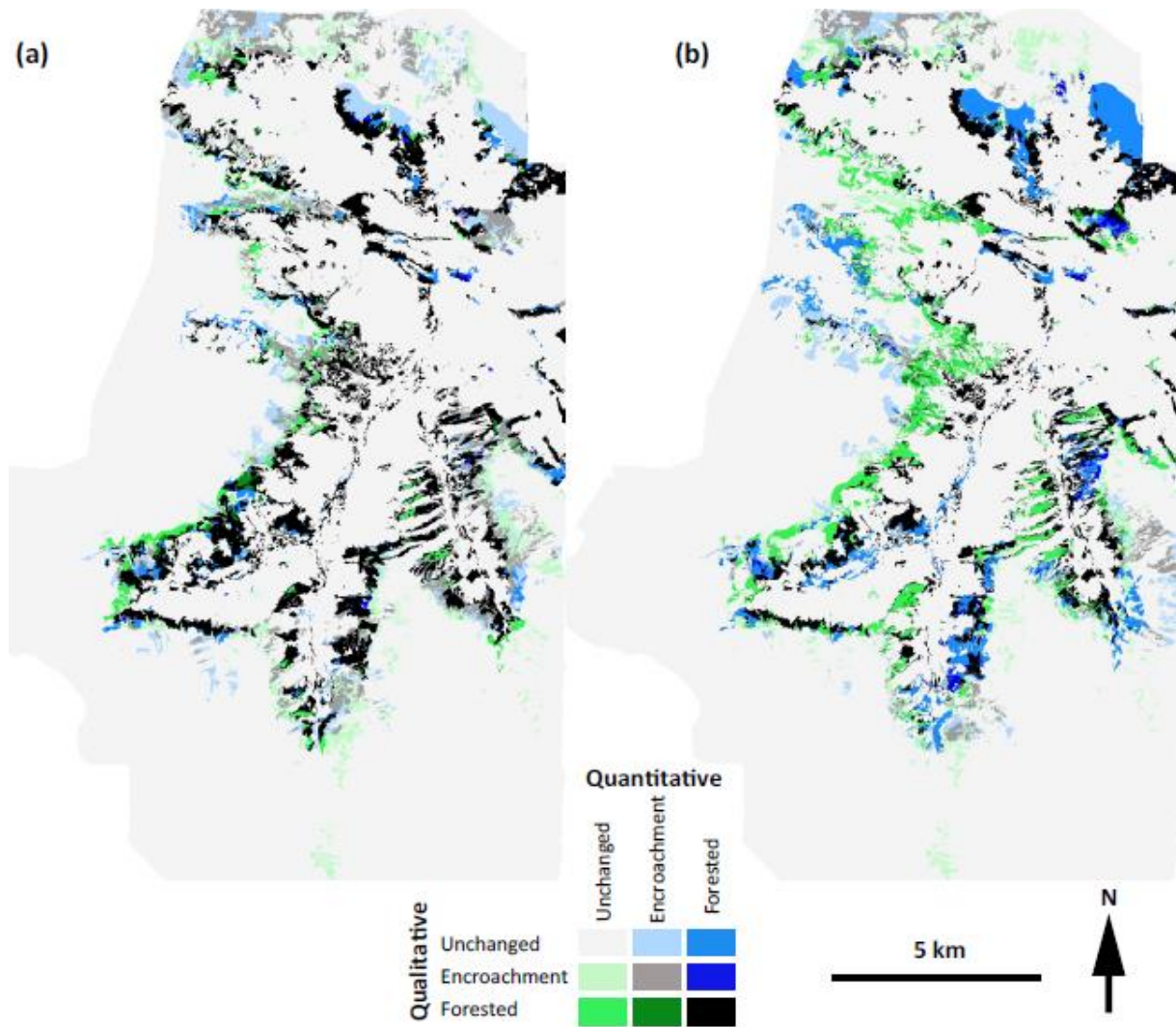


Figure 6 - Comparison of the spatial uncertainty for (a) non-dynamic and (b) dynamic drivers using quantitative and qualitative spatial rendering

Table 3 - Estimation of the areas (in ha) concerned by encroachment and/or forest changes in at least one of the two simulations concerned (i.e. model parameterization)

| Comparison of simulations | <i>QuantNon / QuantDyn</i> | <i>QualNon / QualDyn</i> | <i>QuantNon / QualNon</i> | <i>QuantDyn / QualDyn</i> |
|--|----------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Encroachment (in only 1 simulation) | 629.12 | 111.66 | 935.68 | 742.14 |
| Encroachment (in both simulations) | 474.82 | 780.9 | 683.71 | 289.48 |
| Forest (in only 1 simulation) | 649.95 | 346.89 | 353.53 | 1219.01 |
| Encroachment or Forest (in both simulations) | 296.74 | 312.5 | 52.8 | 184.46 |
| Forest (in both simulations) | 1166.47 | 1294.15 | 1436.74 | 922.02 |

3.2. Influence of land use scenarios on land abandonment trajectories

The combination of all the simulations allowed us to assess the spatial uncertainty of future LUCC due to model parameterization in both MBAU and PHVU scenarios (**Fig. 7a** and **Fig. 7b** respectively). These maps depict the zones that are potentially concerned by land abandonment (in color). These areas are equiprobable as both scenarios could happen. The respective probability of the two scenarios occurring in the future is not assessed here. While the four simulations were designed for a single scenario, each map of spatial uncertainty highlights where encroachment and natural reforestation are more likely to occur (from pink to purple) based on which parameters are chosen as inputs for the model.

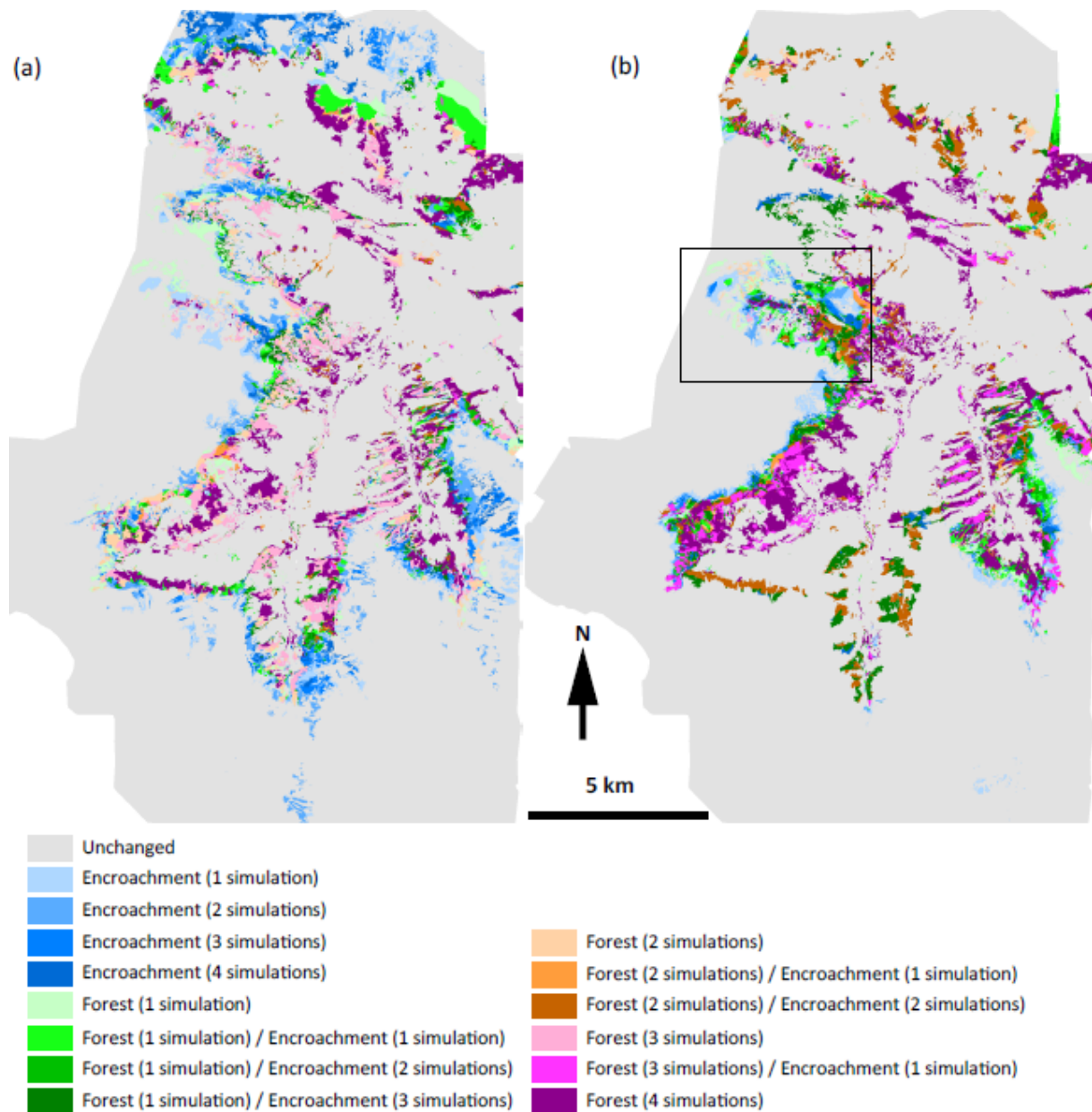


Figure 7 - Spatial uncertainty of the (a) MBAU scenario and the (b) PHVU scenario combining all simulations (QuantNon, QuantDyn, QualNon and QualDyn)

The PHVU scenario led to a lower total area potentially concerned by land abandonment (3023 ha) than the MBAU scenario (3764 ha) while respecting the same demand for land (**Table 4**). The amount of land potentially concerned by encroachment alone is lower in the PHVU scenario (470 ha) than in the MBAU scenario (1254 ha). Areas exhibiting natural reforestation in at least one simulation, with or without encroachment, were similar as those exhibiting natural reforestation in at least two simulations with or without encroachment (736 ha and 717 ha respectively). The PHVU land use strategy showed its effectiveness: the uplands where grazing pressure has increased are particularly susceptible to encroachment. Conversely, some areas shown to be less likely to change in the MBAU scenario (in blue and green in **Fig. 7a**) are shown to be more likely to change in the PHVU scenario (green and orange in **Fig. 7b**).

Table 4 - Estimation of the area (in ha) concerned by encroachment and/or forest changes in at least one simulation with the MBAU and the PHVU scenarios

| Scenarios | MBAU | PHVU |
|---|----------|----------|
| Unchanged land cover | 13886.39 | 14627.26 |
| Encroachment (1 simulation) | 373.57 | 226.27 |
| Encroachment (2 simulations) | 439.71 | 117.37 |
| Encroachment (3 simulations) | 216.57 | 52.61 |
| Encroachment (4 simulations) | 224.62 | 73.99 |
| Forest (1 simulation) | 251.56 | 113.88 |
| Forest (1 simulation) / Encroachment (1 simulation) | 222.09 | 149.95 |
| Forest (1 simulation) / Encroachment (2 simulations) | 86.89 | 111.18 |
| Forest (1 simulation) / Encroachment (3 simulations) | 156.24 | 360.95 |
| Forest (2 simulations) | 284.37 | 79.15 |
| Forest (2 simulations) / Encroachment (1 simulation) | 31.53 | 56.7 |
| Forest (2 simulations) / Encroachment (2 simulations) | 72.55 | 423.6 |
| Forest (3 simulations) | 563.24 | 18.08 |
| Forest (3 simulations) / Encroachment (1 simulation) | 19.11 | 306.04 |
| Forest (4 simulations) | 821.65 | 932.98 |
| Total | 3763.70 | 3022.75 |

Areas colored gray in the difference map (**Fig. 8b**) do not depend on the pastoral land use strategy with different probabilities of encroachment (low scores) and/or natural reforestation (high scores) in the mean relative probability map (**Fig. 8a**). Given their past trajectories and the absence of land use planning constraints, these areas are the most likely to change. Inversely, areas with a high probability of change and a high/low difference value are those that depend to a great extent on land use management. In summary, the mean probability map illustrates the possible degree of landscape reforestation due to land abandonment, while the difference map shows the degree of confidence users (modelers, stakeholders, decision makers) have in the effect of land abandonment.

To give an example, a hot spot – called the Bassiès valley (west central part of the Vicdessos valley indicated by the black rectangle in **Fig. 7b**) – is more clearly revealed. Indeed, some of the patches that are highly likely to change into forest are located in this valley (**Fig. 8b**) but are not more influenced by one scenario than by another (light blue and gray values in **Fig. 8c**). This means that if this area is not grazed as much as was the case during the period 1983-2008, it will be particularly affected by natural reforestation.

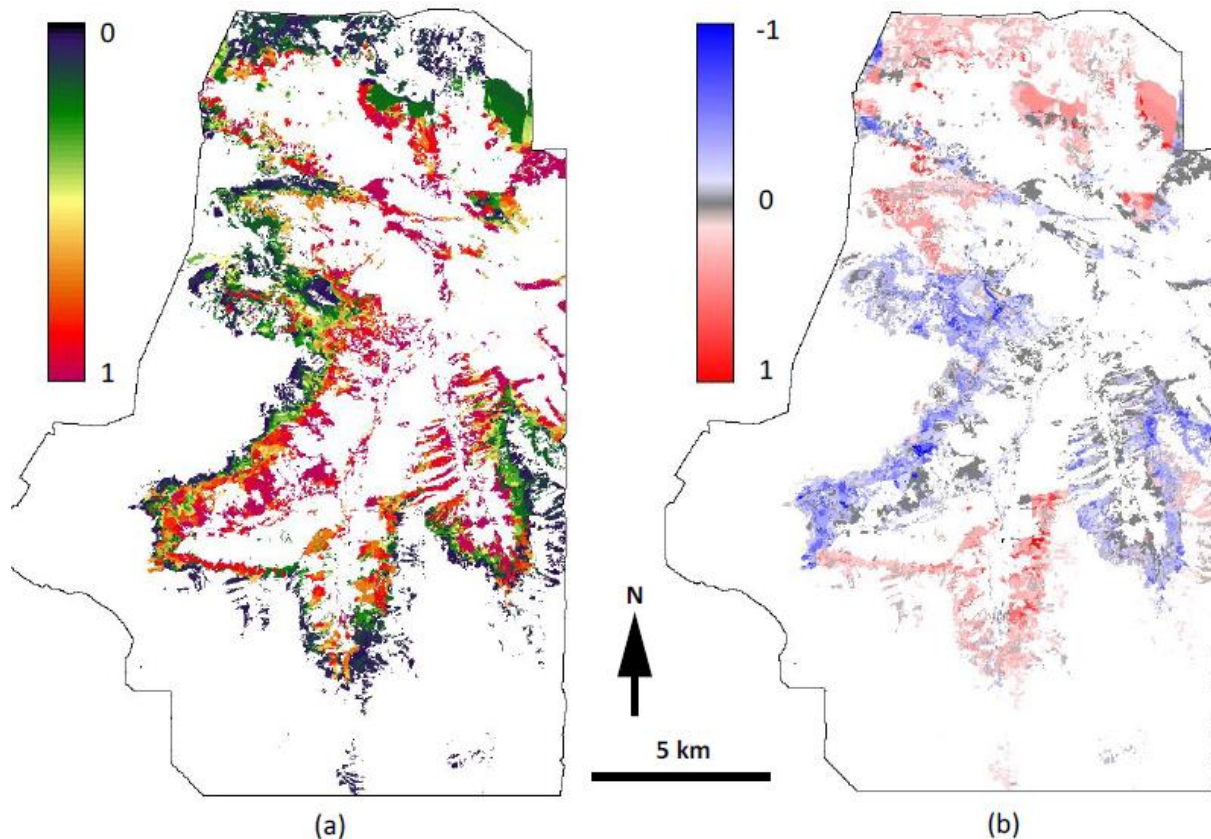


Figure 8 - Comparison of the spatial uncertainty maps of the two scenarios: (a) mean values of probability of land abandonment relative to all simulations – a value of 1 highlights natural reforestation in all simulations; (b) the difference map between the MBAU and the PHVU scenarios – a value of -1 highlights natural reforestation in the four simulations of the PHVU scenario and inversely

4. DISCUSSION

4.1. Mapping spatial uncertainty: a tool for prioritizing land management actions

Mapping the spatial uncertainty of future LUCC will help land managers as it makes it possible to identify areas where socio-ecological services are at stake or where risk assessment is possible by overlaying maps of spatial uncertainty with maps of natural hazards (rock fall, avalanche corridors, etc.). Areas where the probability of LUCC occurrence is the highest are the most vulnerable. If social, economic, or ecological stakes exist, land management actions for these areas should take priority. If other zones are less vulnerable, they could be more important for human or environmental purposes. In any case, spatial uncertainty maps make it possible to rank the stakes in order of priority. Here, we mainly focus on pastoral activities because the areas concerned by encroachment and/or natural

reforestation would otherwise be permanently lost. The investments required to recover usable land would be high and the use of fire would seriously affect natural processes, and, in addition, would require appropriate pastoral practices.

This type of uncertainty map can be distinguished from the suitability maps usually produced as model outcomes (Camacho Olmedo et al. 2013). Suitability maps provide useful information about suitable areas concerned by land abandonment for a single scenario. Uncertainty maps provide similar information for multiple scenarios, and consequently reduce future uncertainty. This study compares only two scenarios, but further work based on this approach, and combining more scenarios would lead to a more complex but nevertheless concise outcome. The present study made it possible to distinguish the inherent uncertainty of a scenario resulting from model sensitivity to parameters, and model sensitivity to the ensemble uncertainty resulting from the different scenarios (**Fig. 9**). Further studies should be conducted in the same way to better assess future uncertainty. A first step could consist in multi-model ensemble simulations, as LUCC allocation varies from one model to another. A second step could combine multi-model and multi-scenario ensemble estimation. A third step would account for the different probabilities of each scenario based on multi-criteria analysis and/or participatory approaches. At any rate, combining the different types of uncertainty in a single map is essential to reduce the dimension of uncertainty concerning future land change.

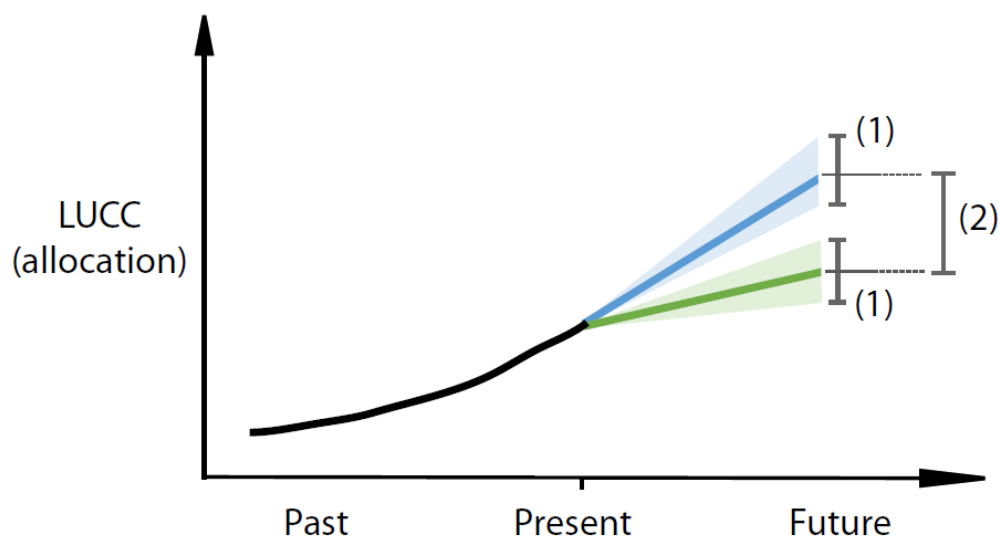


Figure 9 - Different types of future uncertainty: (1) scenario comprising inherent uncertainty from the model parameterization (often assimilated with variations due to randomization for example) and (2) the ensemble uncertainty defined by multi-projections (multi-scenario – in green and blue here - and/or multi-model) combination limiting the uncertainty of the future

4.2. LCM model and parameterization: advantages and drawbacks

From the point of view of a simulated land abandonment pattern, our first conclusion concerns the use of either dynamic qualitative or non-dynamic quantitative drivers. The appropriate choice needs to be made considering the spatial resolution of the input data, which, in addition to the model used, may also have an influence. Indeed, the proposed approach may not be appropriate for use at a coarser scale, where landscape patches are composed of very few cells. Other models contain specific parameters to simulate landscape patterns (e.g. Dinamica-Ego with the patcher and expander

parameters – Soares-Filho et al. 2002), so it would be useful to assess the influence of the spatial rendering of qualitative drivers on model outcomes. What is more, our results only concern the land cover in 2080 and intermediate maps need to be verified, although the landscape metrics used to characterize the simulated dynamics of land abandonment corroborate this conclusion, as non-dynamic qualitative and dynamic quantitative drivers produced the two most extreme patterns (**Fig. 4**). Nevertheless, dynamic drivers are supposed to better account for the combined effect of (i) newly simulated encroachment patches that will be able to make the transition to forest at the next iteration and (ii) the proximity of encroachment and forest to these new patches.

The land change modeler has its own advantages and drawbacks that may influence the results. Enabling and/or disabling some transitions between land covers affects the model's capacity to allocate the estimated land demand. Because the same transitions were used for all our simulations, this influence was not apparent. However, some tests made to mimic the process of land cover change, i.e. respecting an intermediate land cover state (for example, disabling the direct transition from agricultural land in intermediate zones to deciduous forest, in favor of the two following transitions: agricultural land in intermediate zones to encroachment, and subsequently encroachment to deciduous forest) led to a marked decrease in allocated LUCC. We assume this underestimation of future LUCC was due to the selection of land cover transitions that limit the allocation of the overall amount of expected changes. Moreover, the land demand estimation strongly depends on the land cover maps used as inputs. The choice of input maps is critical and there are no rules to optimize it. Here we assumed that the most recent 25 year period during which the main LUCC were captured are representative of current dynamics. A longer period would have led to underestimation of the demand for land, as more changes occurred recently than earlier. Moreover, in the highlands, LUCC began to occur in the late 1980s. We recommend defining the input maps according to the LUCC of interest. However, pattern-based models using input maps for their calibration are automatically constrained by these data. For example, many studies predict a regime shift in alpine vegetation and/or forests in mountainous areas (Penuelas and Boada, 2003; Beckage et al., 2007; Lenoir et al. 2008; Brandt et al. 2014). Converted into pattern-based models parameterization, a regime shift would consist in modifying the respective probabilities of the altitudinal ranges considered. But the weight of the altitude ranges estimated by LCM during calibration remains fixed throughout the simulation (Kolb et al 2013), meaning this assumption is not suitable for this kind of model. Accounting for feedback effects due to the proximity of future LUCC through dynamic processes is the best way to compensate for this drawback.

From a model user's point of view, the LCM is particularly user-friendly and flexible, and has already been compared with other available and comparable LUCC models (Mas et al 2014). Its main functionalities are clearly described and the available tutorials are very helpful. However, it needs to be used in an expert mode to account for qualitative dynamic drivers. For example, the model is capable of making any driver dynamic through the development of macros. As there is no tutorial to explain how to incorporate them in the model, we have included one in appendix 1. Another minor limitation is that although the constraint map defining the pastoral land use strategy can be set for specific transitions, it cannot be activated for a specific date or modified during the course of the simulation, which would be more convenient for assessing breaking trend scenarios (Doukari et al. submitted).

5. CONCLUSION

The proposed method for assessing the future uncertainty of LUCC, which focuses on the influence of land abandonment on natural afforestation in a mountainous region, was adapted from the multi-model ensemble approach (Peng et al. 2002): we used an uncertainty analysis approach (Crosetto et al. 2000) to identify and evaluate the confidence intervals resulting from model parameterization for one scenario and applied it to two land use scenarios. Model parameterization was based on the use of identical drivers represented by a quantitative or a qualitative (discretized) mode and in a static or dynamic mode. Our first results show that dynamic and qualitative spatial rendering tend to improve the simulation of landscape patterns and dynamics, although further studies are now required to validate this result. The combination of simulations made with these four possible modes of parameterization provided a map of uncertainty of land abandonment in terms of encroachment and reforestation. This map illustrates the inherent uncertainty caused by model parameterization. The combination of these maps in two land use scenarios produced a future uncertainty map of land abandonment illustrating the ensemble uncertainty due to the exploration of the future. Finally, we discussed the usefulness of maps that could help land managers prioritize management actions while accounting for other scenarios. Finally, we discuss the advantages and drawbacks of the model to help modelers in their choice of a model, which is a precondition for future studies.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported the Human-Environment Observatory of the Haut-Videssos (OHM Haut-Videssos – Labex DRIIHM), the MODE RESPYR project (ANR 2010 JCJC 1804-01) and the SAMCO Project (ANR-12-SENV-0004) founded by the French National Science Agency (ANR).

REFERENCES

- Batllori, E. & Gutiérrez, E. (2008) Regional tree line dynamics in response to global change in the Pyrenees. *Journal of Ecology*, 96, 1275–1288.
- Beckage B., Osborne B., Gavin D.G., Pucko C., Siccama T., Perkins T., 2007. A rapid upward shift of a forest ecotone during 40 years of warming in the Green Mountains of Vermont, *PNAS*, 105(11), 4197-4202.
- Brandt J.S., Haynes M.A., Kuemmerle T., Walter D.M., Radeloff V.C., (2014) Regime shift on the roof of the world: alpine meadows converting to shrublands in the southern Himalayas, *Biological Conservation*, 158, 116-127
- Bucala A., 2014. The impact of human activities on land use and land cover changes and environmental processes in the Gorce Mountains (Western Polish Carpathians) in the past 50 years. *Journal of Environmental Management*, 138, 1-14.
- Camacho Olmedo M.T., Paegelow M., Mas J.F., (2013) Interest in intermediate soft-classified maps in land change model validation: suitability versus transition potential, *International Journal of Geographical Science*, 27(12), 2343-2361

- Cohen, M., Varga, D., Vila, J., Barrassaud, E., 2011. A multi-scale and multi-disciplinary approach to monitor landscape dynamics: A study case in the Catalan pre-Pyrenees (Spain), *The Geographical Journal*, 177, 1, 79-91.
- Coppedge, B.R., Engle, D.M., and Fuhlendorf, S.D. 2007. Markov models of land cover dynamics in a southern Great Plains grassland region. *Landscape Ecology*, 22, 1383–1393
- Crosetto M., Tarantola S., Saltelli A., 2000. Sensitivity and uncertainty analysis in spatial modelling based on GIS, *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 81, 71–79
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0098300413002975#bib16>
- Curt, T., Marsteau, C., Michalland, B. & Prevosto, B., 1998. Dynamique et gestion des boisements spontanés de moyenne montagne, GIP ECOFOR / Cemagref
- Dale, V.H. (1997) The relationship between land-use change and climate change. *Ecological Applications*, 7, 753–769.
- Dearing J.-A., Braimoh A.-K., Reenberg A., Turner II B.-L. et Van der Leeuw S., 2010, « Complex Land Systems: the Need for Long Time Perspectives to Assess their Future », *Ecology and Society*, vol. 15, n°4, 21 p.
- Diaz, H.F. & Bradley, R.S. (1997) Temperature variations during the last century at high elevation sites. *Climatic Change*, 36, 253–279.
- Doukari O, Houet T., Aguejdad R., Clarke K. (Submitted), A scenario-driven model for projecting contrasting urban growth futures, *Environment and Planning B: Planning and Design*
- Eastman, R., 2009, *Idrisi Taiga, Guide to GIS and Image Processing*, manual version 16.02, Clark University, 342 p.
- European Commission, 2004. *The Agriblue Blueprint. Sustainable Territorial Development of the Rural Areas of Europe*. European Commission, Brussels.
- Eychenne C., (2006) *Hommes et troupeaux en montagne, la question pastorale en Ariège*, Paris, L'Harmattan, p. 314
- Eychenne C., (2008) *Montagne versus Haute-Montagne: les recompositions territoriales du pastoralisme Ariégeois*, *Sud-Ouest Européen*, n°25, 39-49. (Mountain versus High mountain : the territorial recomposition of the Ariège Pastoralism)
- Galop D., Houet T., Mazier F., Leroux G. & Rius D., (2011) Grazing activities and biodiversity history in the Pyrénées – the use of paleoecology and historical ecology to provide new insights on high-altitude ecosystems in the framework of a Human-Environment Observatory, *PAGES news*, 19(2), 53-56.
- Galop D., Rius D., Cugny C., Mazier F., 2013. A History of Long-Term Human–Environment Interactions in the French Pyrenees Inferred from the Pollen Data, Continuity and Change in Cultural Adaptation to Mountain Environments, Chapter 3, In: *Studies in Human Ecology and Adaptation Volume 7*, 2013, 19-30 (Ed. SpringerLink).
- Gauchere, C., Houet, T., 2009. Preface to the selected papers on spatially explicit landscape modelling: current practices and challenges. *Ecol. Model.* 220 (24), 2477-3480.

- Gellrich M, Baur, P, Koch B, Zimmermann N.E, 2007, Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: a spatially explicit economic analysis. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 118, pp. 93–108.
- Gibon A., Sheeren D., Monteil C., Ladet S. and Balent G., (2010) Modelling and simulating change in reforesting mountain landscapes using a social-ecological framework, *Landscape Ecology*, 25(2), pp. 267-285
- Gibon A., (2009) Les zones intermédiaires : définition(s), éléments d’histoire, et dynamiques actuelles. In Actes du colloque « Zones intermédiaires dans les Pyrénées – Des territoires à revaloriser », Tarbes (France).
- Godet M, 1986, Introduction to ‘la prospective’: seven key ideas and one scenario method. *Futures*, 18, 134-157
- Helton J.C., Johnson J.D., Sallaberry C.J., Storlie C.B., (2006) Survey of sampling-based methods for uncertainty and sensitivity analysis. *Reliability Engineering and System Safety*, 89, 306-330.
- Hochtl, F., Lehringer, S. & Konold, W., 2005. Wilderness: what it means when it becomes a reality--a case study from the southwestern Alps, *Landscape and Urban Planning*, 70, p. 85 - 95.
- Houet T., Ribière O., Vacquié L., Vidal F. et Galop D. (2012) Analyse spatiale de l’évolution des modes d’occupation et d’usages du sol sur le Vicdessos de 1942 à nos jours, *Sud-Ouest Européen*, n°33, pp. 41-56 (Characterizing how Pyrenean landscapes look more and more closed – Application in the Haut-Vicdessos valley from the 1940s)
- Houet T., Schaller N., Castets M., Gaucherel C., (2014) Improving the simulation of fine scale landscape changes coupling top-down and bottom-up land use and cover changes rules. *International Journal of Geographical Science* (Accepted – In press)
- Houet T., 2015, Usage des modèles spatiaux pour la prospective, *Revue Internationale de Géomatique, European Journal of Geomatics and Spatial Analysis* (Accepted, In press) (The use of spatial models for prospective studies)
- IDRISI Selva Help System, Available at: <http://www.clarklabs.org/support/IDRISITaiga-Help-System.cfm>.
- Jenerette, G.D., Wu, J., 2001. Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona – Phoenix region, USA. *Landscape Ecology*, 16, pp. 611–626.
- Julien M.-P., Alard D., Balent G. 2006. Patterns of ash (*Fraxinus excelsior* L.) colonization in mountain grasslands: the importance of management practices, *Plant Ecology*, 183(1), pp. 177-189.
- Kolb, M., Mas, J.F., and Galicia, L., 2013. Evaluating drivers of land-use change and transition potential models in a complex landscape in Southern Mexico. *International Journal of Geographical Information Science*, 27 (9), 1804–1827. doi:10.1080/13658816.2013.770517
- Laiolo P., Dondero F., Ciliento E., Rolando A. 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the avifauna, *J. Appl. Ecol.*, 41, pp. 294–304.

- Lambin E and Geist H (Eds) (2006) Land-Use and Land-Cover Change: Local processes and Global Impacts. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin
- Lenoir J., Gégout J.C., Marquet P.A., de Ruffray P., Brisse H., 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320(5884), 1768-1771.
- Leyk S., Boesch R. and Weibel R. 2005: A Conceptual Framework for Uncertainty Investigation in Map-Based Land Cover Change Modelling. *Transactions in GIS*: 9(3):291-322
- Ligman-Zielinska A., Jankowski P., 2014. Spatially-explicit integrated uncertainty and sensitivity analysis of criteria weights in multicriteria land suitability evaluation. *Environmental Modelling and Software*, 57, 235-247.
- López-Moreno JI, Goyette S, Beniston M (2008) Climate change prediction over complex areas: spatial variability of uncertainties and expected changes over the Pyrenees from a set of regional climate models. *International Journal of Climatology*, 28(11):1535–1550
- MacDonald D., Crabtree J.R., Wiesinger G., Dax T., Stamou N., Fleury P., Gutierrez Lazpita J., Gibon A. 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response, *Journal of Environmental Management*, 59(1), pp. 47-69.
- Mas, J.F., Vega, A.P., Clarke K.C., 2012. Assessing simulated land use/cover maps using similarity and fragmentation indices. *Ecological Complexity*, 11, 38–45.
- Mas J-F, Kolb M, Paegelow M, Camacho Olmedo M-T, Houet T, 2014b. Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software*, 51, pp.94–111.
- Mottet A, Julien M, Balent G, Gibon A, 2006. Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: a case study in the Pyrenees. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 114, pp.296–310.
- Overmars, K.P., Verburg, P.H., Veldkamp, T.A., (2007) Comparison of a deductive and an inductive approach to specify land suitability in a spatially explicit land use model. *Land Use Policy* 24, 584-599.
- Peñuelas J., Boada M., 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain), *Global change biology*, 9(2), 131-140.
- Peng P., Kumar A., van den Dool H., Barnston A.G., 2002. An analysis of multimodel ensemble predictions for seasonal climate anomalies, *Journal of Geophysical Research*. 107(D23), 1-12, <http://dx.doi.org/10.1029/2002JD002712>
- Rounsevell M., Reginster I., Araujo M., Carter T., Dendoncker N., Ewert F., House J., Kankaanpää S., Leemans R., Metzger M., Schmit C. and Tuck G., 2006, A coherent set of future land use change scenario for Europe, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 114, pp. 57-68
- Rounsevell, M.D.A., Ewert, F., Reginster, I., Leemans, R., Carter, T.R., 2005. Future scenarios of European agricultural land use: II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107, 101–116.

- Rutherford, G.N., Bebi, P., Edwards, P.J. & Zimmermann, N.E. (2008) Assessing land-use statistics to model land cover change in a mountainous landscape in the European Alps. *Ecological Modelling*, 212, 460–471.
- Santé, I., García A.M., Miranda, D., Crecente, R., 2010. Cellular automata models for the simulation of real-world urban processes: A review and analysis. *Landscape and Urban Planning* 96 (2), 108–122.
- Sheeren D., Ribiere O., Raynaud B., Ladet S., Paegelow M., Houet T. (2012) Assessing land cover changes in the French Pyrenees since the 1940s: a semi-automatic GEOBIA approach using aerial photographs, Proceedings of the AGILE'2012 conference, 23-27 April, Avignon, France, pp.318–320, ISBN: 978-90-816960-0-5
- Soares-Filho, B.S., Pennachin, C. L., Cerqueira, G. 2002. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154(3), 217-235.
- Szczypta C, Gascoin S, Houet T, Vigneau C, Fanise P, 2015. Impact of climate and land-use changes on snow cover in a small headwater catchment in the Pyrenees. *Journal of Hydrology*, 521, pp.84–99.
- Turner B, Lambin E, Reenberg A, 2007, The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. Proceedings of the National Academy of Science of the USA, 104(52), 20666-20671
- Veldkamp A & Lambin E, 2001a, Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, pp.1–6.
- Verburg P, Kok K, Pontius R, Veldkamp A, 2006a, Modeling Land-Use and Land-Cover Change. In E. Lambin & H. Geist, eds. *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts*. New York/Berlin, Springer, pp.117-131.

7.3 Conclusion partielle

Ce travail présente une méthodologie permettant d'évaluer l'incertitude quant à l'allocation spatiale des changements d'occupation et d'usage du sol selon les paramètres d'un modèle de simulation choisis et les scénarios prospectifs spatialisés.

Les résultats permettent de distinguer l'incertitude liée aux travaux de modélisation résultants à la fois de la sensibilité du modèle aux paramètres de calibration choisis (*inherent uncertainty*) et des scénarios prospectifs développés (*ensemble uncertainty*). La problématique de l'incertitude, bien qu'importante dans ce domaine de recherche, reste difficile à traiter et nécessite des investigations plus poussées.

D'une manière générale, ce travail a permis la mise en place d'une méthode de modélisation des changements d'occupation et d'usage du sol permettant d'évaluer l'incertitude spatiale des résultats issus des travaux de modélisation prospective. Cette démarche d'évaluation, mise en place à l'échelle locale, va ainsi servir de base méthodologique pour l'analyse des dynamiques de reforestation à l'échelle régionale à partir de quatre scénarios contrastés, dont les résultats sont présentés dans le chapitre suivant.

Chapitre 8 - Construction de scénarios prospectifs spatialisés à l'échelle du massif Pyrénéen

Ce chapitre expose les résultats issus de scénarios prospectifs spatialisés à l'échelle régionale grâce à l'utilisation d'un modèle existant, le modèle Forecasting scenarios of land-use change (FORE-SCE –Sohl & Sayler 2008), appliqué aux Pyrénées françaises. Ce travail a pour but d'évaluer les impacts de contextes socio-économiques contrastés sur les changements d'occupation et d'usage du sol et d'identifier les espaces potentiellement concernés par des processus de fermeture (enfrichement et reforestation) à travers une analyse d'incertitude telle qu'elle a été définie dans le chapitre précédent. Ce travail a fait l'objet d'une publication dans le *Journal of Mountain Science*.

Le modèle FORE-SCE, utilisé dans cet article pour simuler les changements d'occupation et d'usage du sol, a été développé par Sohl & Sayler (2008). L'application aux Pyrénées françaises a été effectuée par L. Vacquie lors de son séjour au centre Earth Resources Observation and Science (EROS) de l'USGS (Sioux Falls, SD, USA) en 2014.

Vacquie LA, Houet T, Sohl TL, Reker R and Sayler K (2015) Developing scenarios to project land use and land cover changes in the Pyrenees (France): a model-based approach to assess land abandonment and reforestation dynamics. *Journal of Mountain Science* 12(3). DOI: 10.1007/s11629-014-3405-6

8.1 Résumé étendu

L'introduction fait état des difficultés économiques et démographiques que connaissent les Pyrénées françaises qui expliquent les dynamiques d'enfrichement et de reforestation dans certaines parties du massif et présente l'intérêt des scénarios prospectifs. Pour ce travail, nous avons choisi d'utiliser le modèle FORE-SCE. Il s'agit d'un modèle basé sur une approche *pattern-based* qui permet de prendre en compte des dynamiques de changements d'occupation et d'usage du sol régionales et sous régionales influencées par des facteurs socio-économiques et environnementaux mais également de reproduire des schémas d'organisation spatiale grâce à l'utilisation de métriques paysagères. Le modèle est appliqué au massif pyrénéen français de 2006 à 2100 afin d'analyser les dynamiques d'enfrichement et de reforestation pour quatre scénarios exploratoires contrastés. Les scénarios prennent en compte à la fois les tendances d'évolution passées, observées à partir d'analyses rétrospectives, et les spécificités régionales à travers la combinaison de scénarios existants. Ils se différencient par leur degré d'adaptation (comme par exemple le degré de soutien des politiques nationales aux activités de production agro-sylvo-pastorales) à des contextes socio-économiques et des environnementaux contrastés.

Les résultats montrent que les dynamiques d'enfrichement et de reforestation varient de +3% à +20% selon les scénarios. D'une manière générale, certaines régions sont irrémédiablement vouées à

subir les effets des processus de fermeture et présentent de fortes probabilités d'enfrichement et de reforestation. Les taux de changements les plus importants sont associés à des régions où la productivité des espaces est très fortement dépendante du contexte socio-économique et des conditions environnementales et climatiques. L'analyse combinée des résultats issus des quatre scénarios a permis de procéder à une analyse de l'incertitude spatiale des changements et de localiser les espaces les plus vulnérables aux changements.

8.2 Article « *Modelling Regional Land Change scenarios to Assess Land Abandonment and Reforestation Dynamics in the Pyrenees (France)* »

Modelling Regional Land Change scenarios to Assess Land Abandonment and Reforestation Dynamics in the Pyrenees (France)

Laure A. Vacquié¹, Thomas Houet¹, Terry Sohl², Ryan Reker³, Kristi Saylor²

¹ GEODE Laboratory, Toulouse Jean Jaurès University, 5 alleys Antonio Machado, 31000 Toulouse, France

² U.S. Geological Survey, Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, SD 57198, USA

³ ASRC Federal – InuTeq, Contractor to U.S. Geological Survey, Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, SD 57198, USA

ABSTRACT Over the last decades and centuries, European mountain landscapes have experienced substantial transformations. Natural and anthropogenic LULC changes (land use and land cover changes), especially agro-pastoral activities, have directly influenced the spatial organization and composition of European mountain landscapes. For the past sixty years, natural reforestation has been occurring due to a decline in both agricultural production activities and rural population. Stakeholders, to better anticipate future changes, need spatially and temporally explicit models to identify areas at risk of land change and possible abandonment. This paper presents an integrated approach combining forecasting scenarios and a LULC changes simulation model to assess where LULC changes may occur in the Pyrenees Mountains, based on historical LULC trends and a range of future socio-economic drivers. The proposed methodology considers local specificities of the Pyrenean valleys, sub-regional climate and topographical properties, and regional economic policies. Results indicate that some regions are projected to face strong abandonment, regardless of the scenario conditions. Overall, high rates of change are associated with administrative regions where land productivity is highly dependent on socio-economic drivers and climatic and environmental conditions limit intensive (agricultural and/or pastoral) production and profitability. The combination of the results for the four scenarios allows assessments of where encroachment (e.g. colonization by shrublands) and reforestation are the most probable. This assessment intends to provide insight into the potential future development of the Pyrenees to help identify areas that are the most sensitive to change and to guide decision makers to help their management decisions.

1. INTRODUCTION

Land use and land cover (LULC) change processes are an important part of global environmental changes affecting biodiversity, climate and environmental services (UNEP 2002; Lambin et al. 2006). In Europe, land use is dominated by agriculture and forestry which covers 45% and 36% of the EU-25 states, respectively (FAO 2003), with 34% of terrestrial area used for crop production and 14% for grassland (Verburg et al. 2006b). For centuries, agriculture has shaped a variety of landscapes across Europe as the result of various management strategies and policies, local human decision-making and physical factors.

In the last century, LULC of European mountains has experienced substantial transformations. Supporting competitive agriculture, the Common Agricultural Policy (CAP) has favored intensification and specialization of agriculture production neglecting less favored areas such as mountain lands (ACAP 2011). Moreover, constant modifications of regulations and management policies (e.g. CAP reforms, regulation measures for consumer and environment protection, quotas for food production, incentives for specific land management) have caused rapid changes in agricultural practices influencing land management. Concurrently, the decreasing number of agricultural employees and aging of farmers have led to agropastoral land abandonment and fewer farm holdings (Mottet et al 2006). The socio-ecological and cultural richness of mountainous regions relies on an anthropogenic heritage, where landscapes were built and maintained by farmers and foresters. Thus, agro-pastoral and logging activities have historically played a key role in shaping and maintaining mountain landscapes (Mitchley 2006). The critical situation affecting agricultural sectors, combined with the recent introduction of competing activities (e.g. tourism, recreation activities), have raised major concerns for politicians, planners and local stakeholders (Busch 2006) dealing with mountain land use.

Over the next decades, many European regions will face major demographic, economic and technological modifications (Renwick et al. 2013). Many studies have proposed that rapid changes are to be expected, and predicted a massive decrease in agricultural areas (Rounsevell et al. 2005; van Meijl et al. 2006) and increase in encroachment (i.e. colonization by shrublands) and spontaneous reforestation on formerly open-lands (Garbarino et al., 2014). Such dynamics have been predominant in the French Pyrenees Mountain over the past 60 years and are expected to intensify at the expense of agro-pastoral lands in the upcoming decades (Métailié and Paegelow 2004; Galop et al. 2013).

However, LULC changes (Land Use and land Cover Change) processes in the Pyrenees are complex, occurring at various temporal and spatial scales, with interlinked environmental, societal and economic impacts (Houet et al. 2012; Grandjean et al. 2013). The extents of these changes are difficult to predict as are their impact on the environment, landscapes and rural societies. The uncertainties in future landscape evolution lie in the fact that they result from driving factors occurring at various spatial scales, affecting current and future landscape organization at different levels of intensity (Turner II et al. 1995a).

Scenarios, representing a variety of potential future outcomes, have become popular tools in a number of research projects to inform spatially and temporally explicit models assessing LULC changes. Starting from a known initial situation and exploring the future to illustrate feasible trends of evolution, scenarios can help to understand the complexity of driving factors and distinguish their respective and combined effects on landscape evolution (Verburg et al. 2006b; Houet et al. 2010).

Scenario exercises exist at the global level and focus on the impact of anthropogenic activities on natural resources (IPCC 2000; UNEP 2002; MEA 2005). Using global drivers of change (e.g. demographic changes, economic growth and technological development) they describe alternative futures of the world for impact, adaptation and vulnerability assessments (Alcamo et al. 2006). However, because they are conducted at coarse spatial and temporal scales, they fail to provide insights into the consequences of changes at the landscape level. Concurrently, several European

projects focus on rural development and agricultural policies by downscaling quantitative indicators of change from a global extent to a spatial and temporal scale that is relevant for regional assessment studies (Klijn et al. 2005; Rounsevell et al. 2005; Verburg et al. 2006b). While investigating the impacts of economic trends and global climate/land-use changes on the potential vulnerability of Europe's ecosystems, such case studies remain limited for finer scale assessment (e.g. small regions or landscape) since most processes affecting global and regional changes are the consequences of local dynamics and policies (Veldkamp and Lambin 2001; Houghton 2003). Since these drivers are hard to comprehend and to model at larger scales, many local assessments have been developed over the years among various research themes (Gibon et al. 2010; Bourgoin and Castella 2011; Marohn et al. 2013). These local assessments, primarily involving participatory approaches with local stakeholders, are usually centered on driving factors and policies representative of the studied area but do not depict processes and their impact at the regional level. Finally, even if a large number of studies have addressed the issue of LULC changes in Europe combining scenarios and LULC changes models, few have focused specifically on European mountains at a regional scale (Schneeberger et al. 2007; Zimmermann et al. 2010; Price et al. 2015).

The objective of this paper is to characterize areas potentially affected by land abandonment in the future for the Pyrenees Mountains. We use a LULC change model accounting for landscape patterns to allocate the expected LUCC change for four contrasting scenarios. They are developed in order to account for past trends using LUCC analyses and regional specificities that have been already considered in existing sectorial narratives. Moreover, because conventional LUCC data (Corine Land Cover) underestimates observed changes occurring at finer scale (Verburg et al. 2006b), all these data are empirically used to refine future sub-regional LUCC changes. We hypothesize that using multiple scenarios will help to refine the identification of areas at stake for local and regional decision makers.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study area

The French Pyrenees covers 18,000 km² and includes three regions (i.e. regional administrative organizational level): the Aquitaine, the Midi-Pyrenees and the Languedoc Roussillon (**Figure 1**). The climate varies regionally and ranges from oceanic humid (Aquitaine), continental humid (Midi-Pyrenees), Mediterranean dry (Languedoc-Roussillon), and mountainous (greater than 2000 a.s.l.) climate. Because of its geographic position, orientation and geological structure, the Pyrenees consist of contrasting ecological regions with variations in temperatures and an increase of precipitation positively correlated with the elevation.

Based on similar biogeographic factors (e.g. climate, geology, physiography), four homogeneous ecological regions are delineated by the French National Forest Inventory agency: the "Mountain" (Eco 1), "Valley bottom" (Eco 2), "Intermediary" (Eco 3) and "Mediterranean" (Eco 4). They each represent specific bioclimatic conditions for the survival and development of natural species and are used to assess past and future LULC changes (**Table 1**).

Table 1 - Ecoregions main characteristics

| Ecoregions | Climate | Elevation | Mean annual temperatures | Precipitations |
|-------------------|--------------------------|------------------|---------------------------------|-----------------------|
| Mountain | Mountain | 65-3210m | 7-13°C | 900-2000mm |
| Valley bottom | Oceanic/Mountain | 5-940m | 8-13°C | 900-1500mm |
| Intermediary | Mountain / Mediterranean | 70-2900m | 8-12°C | 640-1000mm |
| Mediterranean | Mediterranean | 0-1060m | 12-15°C | 500-1000mm |

2.2. LULC-change model

A wide variety of spatially explicit LULC-change models have been developed over the past two decades. Literature reviews are available and offer an overview on the use of modeling tools and their assets for prospective studies (Verburg et al. 2004). For this study, the forecasting scenarios of land-use change (FORE-SCE) model (Sohl and Saylor 2008) is used for two main reasons: (1) it can deal with regional and sub-regional LULC dynamics (land demand) influenced by socio-economic drivers and (2) it can mimic observed landscape patterns detected from the analysis of LULC maps by uploading landscape metrics. It is assumed that landscape change patterns remain stable over time and the use of patch characteristics from observed LULC changes does not affect the validity of the outputs. Moreover, it has been widely used in the conterminous United States to spatially allocate LULC changes for various assessment studies (Sleeter et al. 2012; Sohl et al. 2012; Sohl et al. 2014)

The FORE-SCE model uses distinct “demand” and “spatial allocation” modules to partition the modeling of future land-use proportions (demand module) and the mapped location of future land-use change (spatial allocation module). Demand can be provided by a variety of sources, including extrapolations of historical changes, economic models, quantitative scenario construction, or any other framework that provides regional-scale land-use proportions. The spatial allocation module uses suitability surfaces to guide where future landscape change occurs. Using a wide range of known drivers of LULC changes (e.g. topography, slope, climate, soil data) (Appendix 1), logistic regression is used to construct suitability-of-occurrence maps for each LULC type. It was used here to simulate LULC changes at 5-years intervals for the period 2006-2100. A patch-based allocation procedure is used to place change on the landscape (guided by the suitability surfaces) until the demand for each LULC type is reached. If there are no more possibilities for a given LULC class to be allocated (i.e. the demand cannot be respected), the FORE-SCE model stops allocating this particular class. Patch characteristics (e.g. mean and standard deviation for patch size) are derived from historical LULC data and are calculated in FRAGSTATS (McGarigal et al. 2002) to represent typical patch size distribution of each LULC type across the landscape and sub-regions. FORE-SCE model structure and function is extensively described in Sohl et al. (2008, 2014).

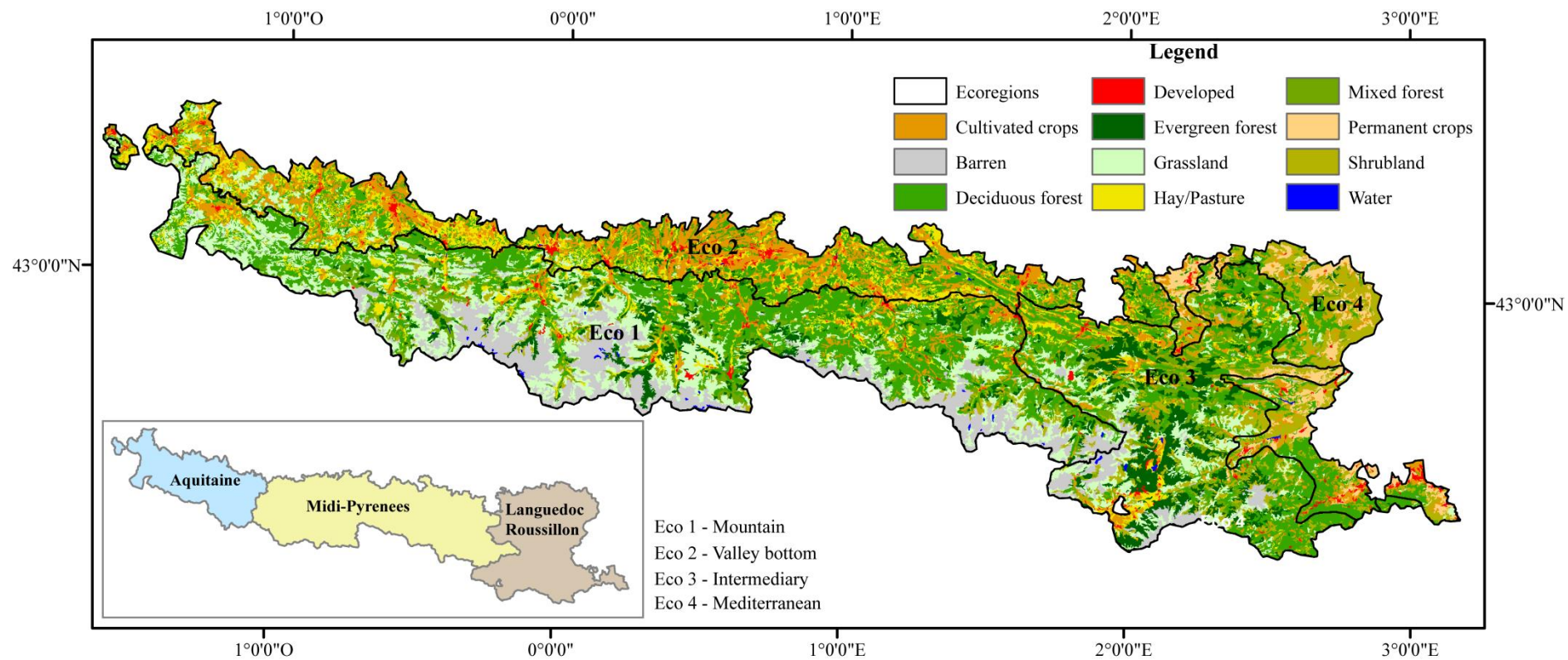


Figure 1 - Land use and land cover map from 2006 (Corine Land Cover 2006) with ecoregions of the French Pyrenees. The study area is represented by three administrative regions (Aquitaine, Midi-Pyrenees and Languedoc-Roussillon).

2.3. Scenario development and LULC modelling

This study intends to present possible future LULC changes under specific socio-ecological conditions using the combination of land-use scenarios and a LULC changes model. The methodological approach was initially based on the one proposed by Houet et al. (2010): (1) identifying past LULC trends (2) model calibration and validation, (3) developing scenarios and (4) modeling LULC change processes. It allows integrating data at multiple spatial and temporal scales, and taking into account all drivers affecting land-use change, while maintaining a manageable level of model complexity (Sohl et al. 2010). However, due to the lack of appropriate input spatial data, this method was adapted. The scenarios (storylines) were firstly defined through the combination of existing reports focusing on future land uses over the study area. The method used is presented in section 2.3.1 and the storylines in section 2.3.2. Then, because the LULC changes provided by regional land cover maps are strongly under-estimated for two ecoregions compared to those observed at finer scales, future land changes were empirically modified and adapted accordingly to the storylines (section 2.3.3).

2.3.1. Defining the scenarios: methodology

The methodological approach for constructing the scenarios was based on existing storylines (i.e. qualitative and participatory assessment of alternate futures) made by regional and national institutions which have been adapted and downscaled for the various sub-regions. Since numerous studies have been developed by various national research communities over the last 20 years, there was a need to evaluate which ones were relevant and could serve as a basis for our scenarios. Four criteria were used to select and review existing sets of scenarios.

- Scenarios should fall within a global approach since global and regional scenarios represent large scale driving factors on LULC-changes. Global variables are usually used as a context for land-use changes at finer scales by defining and constraining socio-ecological conditions (Alcamo et al. 2006). This global context should include information regarding economic growth, energy cost and assumptions on world trade policies, since they are key driving forces for the Pyrenees production system ;
- Regarding French development, the scenarios should contain national policies and management leanings, e.g. environmental and urbanization legislations, CAP orientations and public policies (financial support for agriculture activities, and market interventions) ;
- The scenarios need to include local knowledge – through a participatory approach – since it provides a more detailed representation of LULC-changes by linking them to specific human decision-making and local physical factors ;
- The scenarios have to present an exhaustive storyline regarding agricultural activities and have to assess forestry management strategies to estimate their impacts on LULC dynamics since they are the dominant land use types.

Among the six reports that were considered, four were selected as they provided information regarding at least one of the criteria mentioned above (**Table 2**). It appeared none of the above scenarios, considered independently, contained all the elements required to develop storylines that are believable, consistent and relevant to the actual environmental/socio-economic trends and policies for the

Pyrenees as each serve a specific purpose in terms of agricultural, forestry and socio-economic analysis. However, elements of each scenario could be combined to fill thematic gaps and provide exhaustive storylines for the Pyrenees system. The Vert et al. (2013) scenarios offered the best starting point for its overall thematic veracity and its time frame. Additional elements from the three remaining reports (e.g. specific CAP orientations or forestry management strategies, quantitative projections given for example in Vert and Portet (2013), etc.) were integrated to fulfill each scenario of the Vert et al. (2013) report as long as they were relevant to the initial storyline. A summary of each report, illustrating their respective contribution to the definition of the storylines is given in Appendix 2. Thus, the scenarios developed are grounded on predefined storylines, each of which was then expanded based on additional information while making sure that they matched the initial scenario's thematic scope.

Table 2 - Review of reports selected for the French Pyrenees storylines and their level of detail for each criteria

| Study | Global context | National policies and management strategies | Participatory approach | Rich details about agricultural activities | Forestry management strategies |
|------------------------|----------------|---|------------------------|--|--------------------------------|
| Vert et al. (2013) | ++ | + | ++ | ++ | + |
| Vert and Portet (2010) | ++ | + | + | + | □ |
| CGAAER (2010) | + | ++ | + | □ | — |
| Bourgau et al. (2008) | ++ | + | □ | + | ++ |

(++) Very high; (+) High; (□) Moderate; (—) Limited

2.3.2. Scenario storylines

Four contrasting scenarios were developed and differentiated by their means of adaptation to different trajectories of socio-economic development and environmental disturbances (**Figure 2**). The means of adaptation translates the desire of the French government to support rural and/or logging production by applying particular public policies. Each storyline intends to emphasize a specific socio-economic paradigm which could influence land use changes in a major way.

Business as usual

This scenario is built on the assumption that there are no major changes in terms of global economy, public policy and land management. The CAP organization remains unchanged and offers the same financial supports to subsidize agricultural production in mountainous terrain. Current LULC trends observed for the recent past will continue into the future. Even if this scenario appears less realistic by avoiding an expected reform of the CAP, it provides a reference to which other scenarios can be compared.

Global economy

This scenario fits into a context of high economic growth and a liberalization of international trade. Economic development is a priority and environmental and rural issues are neglected by both national managers and society. The CAP is reformed and a drastic reduction of agricultural financial aid causes the bankruptcy of many farms which strongly depend on policy-based agricultural support payments.

To meet the global demand in goods and energy needs, the agroforestry sectors focus on production in higher quality production areas (e.g. accessible and profitable lands). Difficult lands to access in less favored areas are expected to be less intensively used and are assumed to be abandoned and reforested.

Regional markets

This scenario expects a major reconstruction of the agricultural sector under the influence of consistently high prices of fossil fuels and a reduction in international trade. Agricultural costs (e.g. fuel and fertilizers) are expected to increase, affecting farmers’ profitability and as a result, prices for agricultural commodities. In the absence of national political interventions and high agricultural production costs, public policies are primarily implemented by regional authorities. This new autonomy leads the regions to implement contrasting management strategies to reinforce their own policies. The CAP is regionalized while the European Union, in a joint effort with the regions, favors local measures in terms of establishing plans to mitigate agricultural expenses.

Regional co-operation

This scenario is oriented toward a strong political and societal concern regarding energy, climate and environmental issues. Ambitious conservation policies are implemented at the European level. In response to the environmental requirements, the CAP architecture is modified to reduce the environmental impact of agricultural activities while optimizing production rates. CAP financial support policy is based on the quantity and quality of environmental services provided. There is a strong environmental consensus and a significant rallying of farmers, consumers and public authorities to support environmental conservation. A major energy and environmental transition is observed in the agroforestry sector to optimize land conservation.

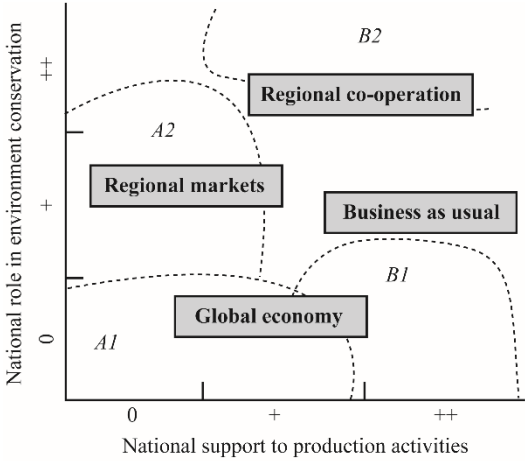


Figure 2 - Socio-economic orientations prevailing in each of the scenarios and their position within the IPCC SRES scenarios framework.

2.3.3. Data and magnitude of future LULC changes

This study used the 2006 Corine Land Cover (CLC) data (CEC 2007) resampled to 125m resolution as the starting land cover for the future scenario projections. Producing accurate, reliable and timely LULC mapping at a fine spatial resolution and a large spatial extend still remains a challenge for the global change community (Giri et al. 2013). Although there is ongoing work to map and characterize

LULC in the Pyrenees (Ducrot et al. 2014), there are no historical LULC maps available providing a continuous record of LULC changes at the regional scale; CLC data remain the only usable database for this study. We used 1990 and 2006 CLC data to establish the initial demand for the “Business as usual” scenario. However, because of its spatial and temporal resolution, CLC data do not properly reflect landscape evolution trends (Verburg et al. 2006b) and underestimate LULC changes (Appendix 3), raising doubts of the validity of LULC change rates extracted from statistical analysis (Santini and Valentini 2011). To compensate for this effect and better characterize LULC trends, the annual demand of LULC changes was corrected for the mountain and intermediary ecoregions where LULC changes reach only $\pm 6\%$ of change based on the CLC database while they exhibit stronger rates at finer scale. To do so, we use results from a local research LULC change assessment: the MODE RESPYR project (Houet et al. 2012; <http://w3.mode-respyr.univ-tlse2.fr/index.php>). This project provided historical and statistical information on contemporary (1940-2000) LULC changes (e.g. gross, net, conversions) for three Pyrenean valleys (Sheeren et al. 2012; Vacquie et al. 2013). Based on this knowledge, change rates identified through CLC data between 1990 and 2006 were weighted by local trends observed over the past 60 years. It is assumed that LULC trends observed locally are representative of LULC changes in these ecoregions and these findings corroborate the LULC dynamics observed elsewhere in the Pyrenees (Cohen et al. 2011). Based on identified change rates, a LULC changes matrix was defined for the “Business as usual” scenario. Through an empirical approach based on expert knowledge, this scenario projects an overall decrease of agricultural land (-13% for crops, -6% for hay/pasture) and grassland (-20%) in all ecoregions (except for crops in valley bottom) compensated for by increasing forest (+20%) and shrublands (+14%).

Table 3 - Demand for each scenario by ecoregions and LULC classes (in $\pm\%$ /year) Bold figures reflect the overall increase or decrease of the demand for the entire area. (Forest includes deciduous, evergreen, and mixed forest classes; Dev. stands for developed)

| | Crops | Hay, pasture | Grass | Forest | Shrub | Dev. | Water, barren |
|----------------------------------|------------|-----------------|------------|-----------|-----------|----------|------------------|
| (a) Regional markets | -10 | -6 | -19 | 18 | 14 | 5 | -2 |
| Mountain ecoregion | -2 | -8 | -28 | 31 | 10 | 2 | -5 |
| Valley bottom ecoregion | -23 | 15 | -14 | -1 | 10 | 12 | 0 |
| Intermediary ecoregion | 0 | -21 | -15 | 26 | 11 | 1 | -2 |
| Mediterranean ecoregion | -15 | -9 | -20 | 13 | 26 | 6 | -2 |
| (b) Global economy | -13 | -6 | -20 | 20 | 14 | 6 | -1 |
| Mountain ecoregion | -6 | -11 | -29 | 43 | 3 | 1 | -1 |
| Valley bottom ecoregion | -23 | 15 | -14 | -1 | 10 | 12 | 0 |
| Intermediary ecoregion | -3 | -26 | -13 | 37 | 5 | 1 | -1 |
| Mediterranean ecoregion | -21 | -1 | -23 | 2 | 37 | 9 | -2 |
| (c) Regional co-operation | 10 | 0 | -4 | -2 | 1 | 2 | -8 |
| Mountain ecoregion | 10 | 2 | -2 | 5 | 5 | 1 | -21 |
| Valley bottom ecoregion | 5 | 14 | -10 | -9 | -4 | 5 | 0 |
| Intermediary ecoregion | 15 | -12 | 5 | 0 | -3 | 1 | -6 |
| Mediterranean ecoregion | 11 | -3 | -9 | -4 | 7 | 3 | -4 |
| (d) Business as usual | -13 | -6 | -20 | 20 | 14 | 6 | -1 |
| Mountain ecoregion | -6 | -11 | -29 | 43 | 3 | 1 | -1 |
| Valley bottom ecoregion | -23 | 15 | -14 | -1 | 10 | 12 | 0 |
| Intermediary ecoregion | -3 | -26 | -13 | 37 | 5 | 1 | -1 |
| Mediterranean ecoregion | -21 | -1 | -23 | 2 | 37 | 9 | -2 |

For each of the “Global economy”, “Regional markets” and “Regional co-operation” scenarios, the quantity of change to be allocated corresponds to a proportional increase or decrease of measured change rates of the “Business as usual” matrix, balanced by socio-economic and/or bio-climatic conditions (**Table 3a-d**). In the “Global economy” scenario, Vert and Portet (2010) find that given the economic difficulties farmers are facing, livestock are expected to decrease by 17% with a concurrent decrease of hay and pasture lands (i.e. between -3% and -5%). Grasslands are following similar trends and are expected to decrease by 22%. Assuming a $\pm 2\%$ margin, this scenario presents the same magnitude of change as the “Business as usual” scenario. However, additional reports assume a more intensive use of high quality production areas, submitting Less Favored Areas (LFAs) and precarious lands across the Pyrenees to more intensive changes. Thus, this scenario uses the same LULC change matrix as the “Business as usual” scenario but with a different spatial allocation of LULC changes. In the “Regional markets” scenario, Vert and Portet (2010) predict an overall decrease of hay/pastures (i.e. -6%) and crops in low lands (i.e. -23% in the valley bottom ecoregion) with associated impacts on the rest of the demand. Moreover, in a context where local political solutions are implemented to maintain the economic and environmental integrity of the Pyrenees, the magnitude of change is weighted by a longitudinal gradient favoring LULC changes in the Languedoc-Roussillon since the region is less agriculturally productive, and more sensitive to socio-economic and environmental changes. The “Regional co-operation” scenario presents relatively small changes due to policy assumptions that maintain agricultural production. According to Vert and Portet (2010), declines in agricultural and grassland areas are expected to be less in this scenario. They predict a stability of livestock which leads to a stability of hay/pasture lands and a 2% decrease of grasslands. Since grassland cover prevails in the mountain ecoregion, this decrease was favored in this ecoregion. Concurrently, a slow increase of crop yields is expected which translates into a 5% increase of crop lands in the valley bottom ecoregion. The increase of developed areas and decrease of water and barren land cover remain low compared to the magnitude of change in other LULC classes in all scenarios. Such contrasted scenarios, whether it is in terms of quantity of LULC change and/or in terms of spatial allocation, are expected to provide insights into a scope of potential futures of the Pyrenees Mountains and to help identify areas at stake, i.e. potentially concerned by land abandonment.

2.4. Scenarios’ comparison and assessment

Initial assessment of scenario results consists of comparing the allocation of LULC across scenarios. Results are compared between scenarios and administrative regions (i.e. Aquitaine, Midi-Pyrenees and Languedoc-Roussillon) which are more relevant to assess LULC changes in regard to specific socio-economic conditions. Since land abandonment dynamics is of importance in mountainous areas, the assessment of area at stake is made by overlaying the four scenarios. The resulting map highlights future uncertainty according to contrasted scenarios, i.e. where LULC changes inland abandonment is occurring in one or several scenarios (Verburg et al. 2010). Because land abandonment is made of encroachment and reforestation, a refined mapping approach is proposed. It is assumed that a pixel exhibiting encroachment in one scenario and reforestation in another scenario has a higher probability of being abandoned than a pixel with only encroachment or reforestation. In the same way, a pixel

exhibiting reforestation and encroachment in two different scenarios has a lower probability of being abandoned than a pixel exhibiting reforestation in one scenario and encroachment in three scenarios since reforestation is expected to overcome encroachment.

3. RESULTS

3.1. Comparison of the scenarios at the region administrative scale

The interaction between the demand for agricultural lands, forest, grassland/shrubland, spatial policies and land requirements results in highly variable land use dynamics across scenarios. **Table 4** shows the percentage of land that is projected to change in each of the scenarios and indicates which part of the Pyrenees is expected to face the most change in LULC between 2006 and 2100. Due to the high rates of change observed in the past 60 years, the “Business as usual” scenario is the most dynamic with 24% of the total land area changing from one land use type to another. Of all thematic scenarios, the “Regional market” scenario presents the highest rates of landscape change resulting in an overall change of 18% of the total study area followed by the “Global economy” with the conversion of 14% of the total area while only 8% of the Pyrenees are predicted to change under the “Regional co-operation” scenario. Regionally, high rates of change are typically associated with regions where land productivity is highly dependent on socio-economic drivers and where climatic and environmental conditions limit intensive production and profitability (e.g. conversion of 11% to 26% of the total area of the Languedoc-Roussillon region). Conversely, low rates of change are common in regions with high adaptability rates to socio-economic and climatic changes and where land resources are used at their highest intensity (e.g. conversion of 9% to 11% of the total area of the Aquitaine region).

Table 4 - Total area changed due to land use change across the Pyrenees for the different scenarios

| Scenario | % of land area changed between 2006 and 2100 | | | |
|-----------------------|--|----------------|----------------|----------------|
| | Entire Pyrenees | Western region | Central region | Eastern region |
| Regional markets | 18.59 | 11.09 | 16.50 | 26.35 |
| Global economy | 14.68 | 11.42 | 12.49 | 19.91 |
| Regional co-operation | 8.46 | 9.01 | 6.29 | 11.29 |
| Business as usual | 24.37 | 25.86 | 22.20 | 26.59 |

3.2. Assessing land abandonment and reforestation dynamics

Of all changes in land cover, reforestation is the most important in term of net change (**Figure 3**). The largest amount of change is a net gain of 2.432 km² in the “Business as usual” scenario which equals an overall increase of forest of approximately 35%. The “Regional markets” and “Global economy” scenarios project a net forest gain of 1.850 km² (+25%) and 1.478 km² (+20%), respectively. Accounting for the largest portion of the landscape in 2006, covering approximately 41% of the total land area, the increase of forest lands has a significant impact on landscape patterns. For the “Regional markets”, “Global economy” and “Business as usual” scenarios, it is between 9% and 14% of the total area of the Pyrenees that is expected to change due to reforestation alone and between 11% and 20%

because of landscape enclosure (i.e. abandoned agricultural areas including those colonized by shrub and forest) (Table 5).

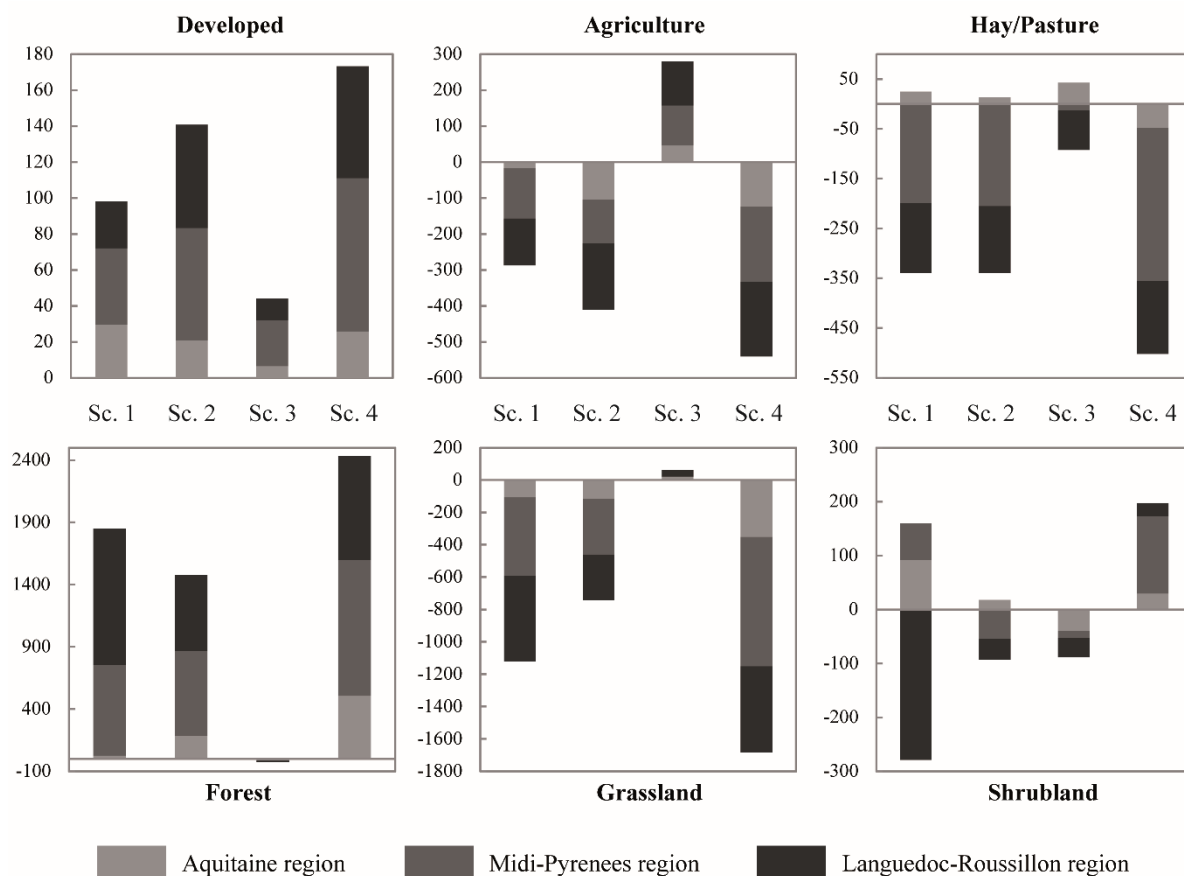


Figure 3 - Projected net change in each of the 3 regions of the Pyrenees between 2006 and 2100 for each of the major land use (top row) and land cover (bottom). The vertical axis is in km². Scenario 1 is “Regional market”, scenario 2 is “Global economy”, scenario 3 is “Regional co-operation” and scenario 4 is “Business as usual”. Agriculture includes cultivated crops and permanent crops classes. Forest includes deciduous, evergreen and mixed forest classes.

Table 5 - Percentage of total area of the Pyrenees that is expected to change due to land abandonment, landscape enclosure and reforestation

| | Regional markets | Global economy | Regional co-operation | Business as usual |
|----------------------------------|------------------|----------------|-----------------------|-------------------|
| Land abandonment ^a | 12.08 | 10.08 | 3.32 | 17.76 |
| Landscape enclosure ^b | 14.97 | 11.69 | 2.98 | 19.83 |
| Reforestation | 10.71 | 8.88 | 1.20 | 14.26 |

^a This includes abandoned agricultural lands, e.g. crops, hay/pastures and grasslands colonized by shrubland or forest

^b This includes any areas colonized by shrubland or forest

Land abandonment is the primary cause of this trend. Agro-pastoral land use and land cover (e.g. agriculture, hay/pasture and grasslands) have an overall net loss in the “Business as usual”, “Regional markets” and “Regional co-operation” scenarios equivalent to respective losses of 2.725 km², 1.723

km² and 1.480 km². Amongst those different LULC types, grasslands – used as summer pastures in high elevation areas - consistently change by the largest amount with a decrease ranging from 1.121 km² to 1.682 km² (-31% to -64%) depending upon scenario (**Figure 4**). On the whole, land abandonment counter balances reforestation dynamics and is directly responsible for the modification of 10% to 18% of the Pyrenean landscape (**Table 5**). As a consequence of incentives to maintain agricultural production, some agricultural areas expand in the “Regional co-operation” scenario leading to a reduction of forest and shrub land cover. The agricultural landscape remains stable with only 3.32% of the Pyrenees expected to change due to land abandonment and 1.20% due to reforestation (Table 5). A pattern of interest is the slight increase of hay/pasture in the Aquitaine region in all scenarios except for the “Business as usual”. This overall stability of pasturelands is consistent with the current and predicted dynamics of this region maintaining high pressure on available land resources.

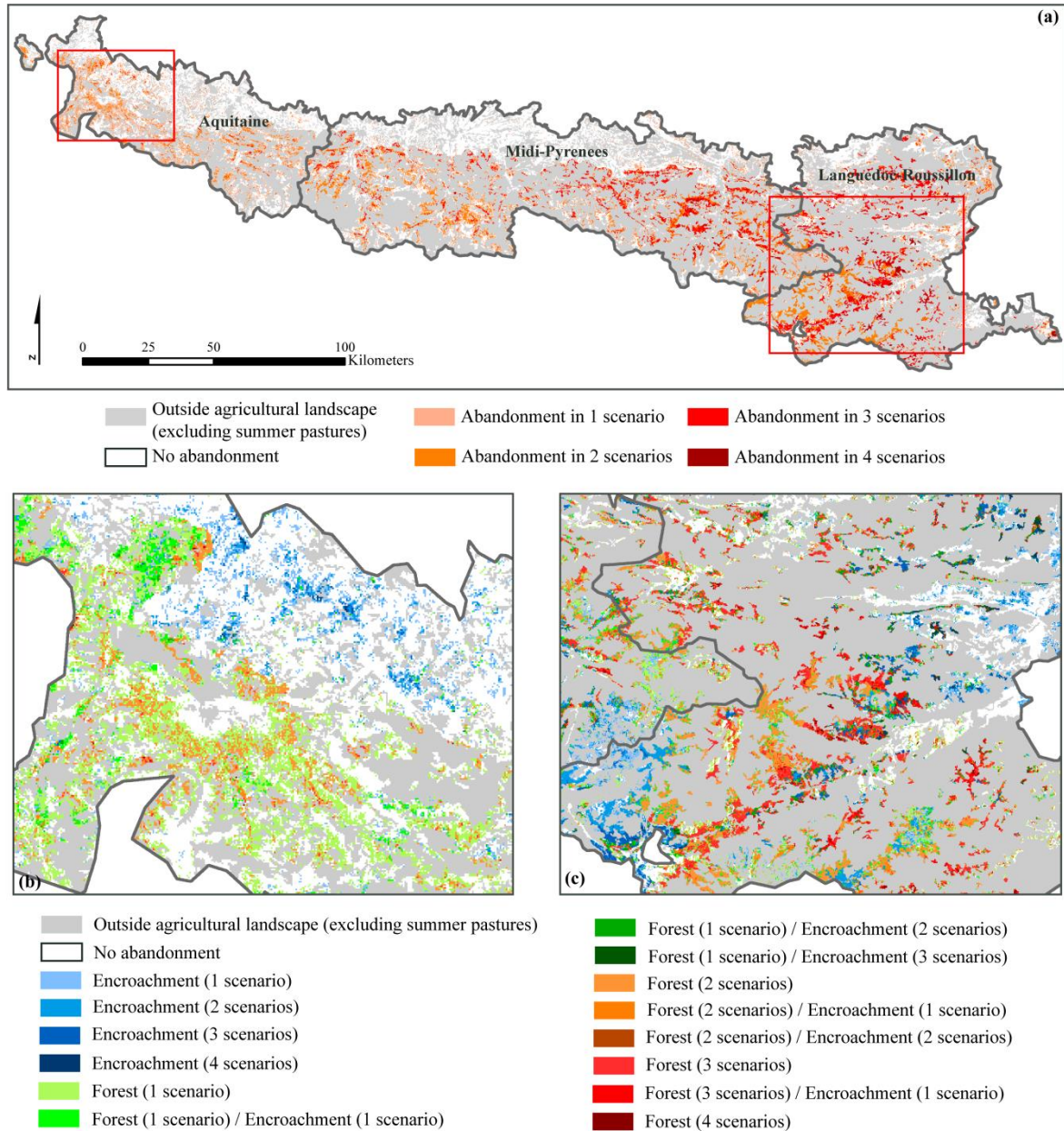


Figure 4 - Frequency of simulated land abandonment within (a) the agro-pastoral landscape and (b-c) its corresponding LULC conversion at finer spatial scales.

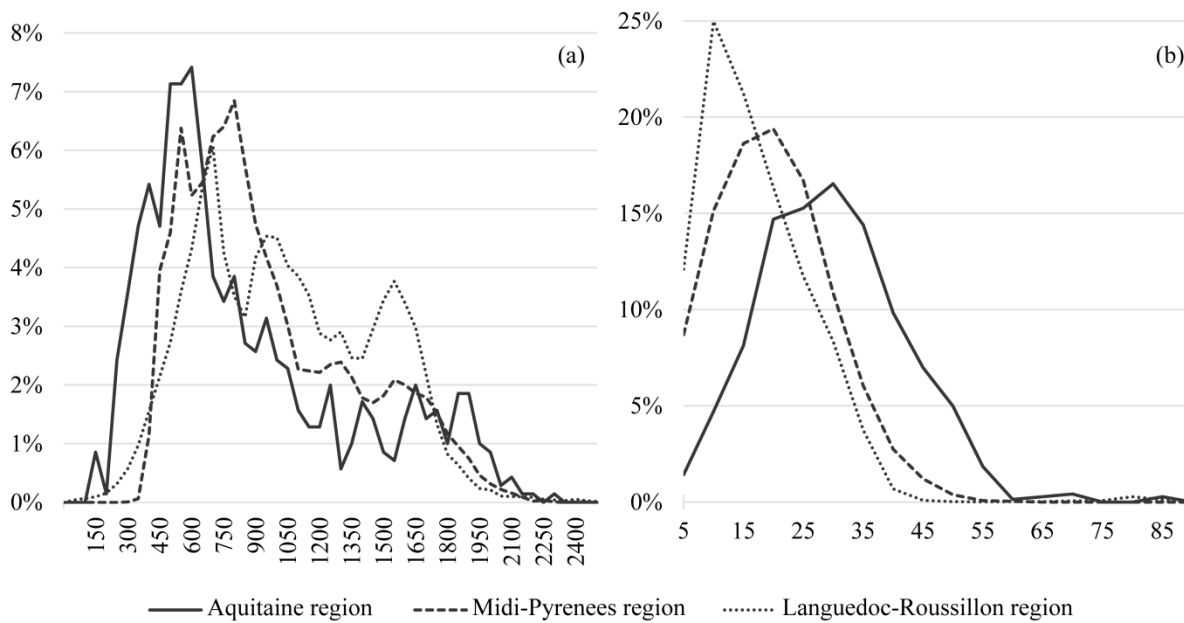


Figure 5 - Percentage of pixels presenting a 75% chance of being subjected to land abandonment based on (a) elevation (in meters) and (b) slope (in degrees) for each region of the Pyrenees Mountain.

Agricultural areas most sensitive to land abandonment and reforestation dynamics are typically found in LFAs and administrative regions with low production rates. **Figure 4a** shows that large parts of the agro-pastoral landscape are completely unaffected by future LULC change especially in the valley bottom and in the Aquitaine region where land abandonment dynamics remain low and scattered across the landscape. Although there are differences between allocations of LULC change between scenarios, some areas are projected to face abandonment, regardless of the scenario conditions, especially in the far eastern portion of the Midi-Pyrenees and in the Intermediary and Mediterranean ecoregions, e.g. areas with low production efficiency and low level of adaptability to socio-economic and environmental changes. Moreover, the characterization of abandonment in terms of land-use and land-cover replacement can be used to identify alternate processes, e.g. encroachment versus reforestation dynamics. Areas that have the highest probability to be subjected to reforestation dynamics are mainly found at the geographic limits of existing forest areas in the Mountain ecoregion (**Figure 4b**) and to a lesser extent in the lower zones of the Intermediary and Mediterranean ecoregions (**Figure 4c**). Concurrently, encroachment dynamics are identified in the valley bottom and in the highest elevation slopes (e.g. above the tree line) where agro-pastoral lands have a higher probability to evolve into shrublands given the bio-climatic conditions. Climatic conditions are also relevant for the Mediterranean ecoregion where high temperatures and dry summers are more suitable for the development of shrublands (**Figure 4c**).

The spatial allocation of land abandonment in relation to topography (i.e. elevation and slope) is also useful to identify the most sensitive areas to LULC changes. **Figure 5a** shows the proportion of pixels presenting a high probability of being abandoned (i.e. occurring in 3 of the 4 scenarios **Figure 4b** and **4c**) for 50 meters altitude intervals. Values for each region are normalized by their respective area to make them comparable. Overall, the lower slopes of the Aquitaine region (i.e. 500-600m a.s.l.) appear to be the most vulnerable to land abandonment, similarly to the Midi-Pyrenees and Languedoc-

Roussillon (i.e. 500-900m a.s.l. and 900-1100m a.s.l. respectively). In the latter region, the peak between 1500m a.s.l. and 1660m a.s.l. is representative of the LULC changes that have been occurring in the uplands (i.e. mountain summer pasture) abandoned since the 1950s and presenting a high probability for encroachment and reforestation with an upward shift of forest, also spreading at lower elevations (i.e. 900-1100m a.s.l.). In the Aquitaine and Midi-Pyrenees regions the most vulnerable lands are located in the steepest areas (i.e. 25-30 degrees and 15-20 degrees respectively), while the opposite trend can be observed in the Languedoc-Roussillon region (i.e. lower than 10 degrees) (**Figure 5b**). This trend can be expected to occur gradually through the west as steepest areas were those primarily reforested in the Languedoc-Roussillon.

4. DISCUSSION

4.1. The relevance of a multi-scale approach for building scenarios and simulating LULC changes

Houet et al. (2011) stated that it is from a comprehensive and explanatory picture of a complex system that a prospective study (i.e. scenario construction) can be implemented, accounting for interactions of multi-scaled drivers. However, the value of a phenomenon taking place within a specific landscape is generally dictated by causal processes at various spatial scales. Therefore, a clear and precise understanding of the processes occurring at both regional and local scales is essential to understand such complex systems. The current study integrates local knowledge from national assessment reports to refine each scenario during their construction and to reinforce their plausibility and relevance. Information gathered at the local scale is used to explain dynamics at coarser spatial scales to obtain consistent patterns for the Pyrenees. Moreover, by basing the scenarios on pre-existing studies from national assessments and by accounting for regional structuring patterns, the procedure described in this paper has been successful at determining and constraining LULC change conditions at finer spatial scales. Overall, the approach used here comprises integrating the impacts resulting from local dynamics and the outcomes of regional trends. It puts in perspective global phenomenon and more local dynamics related to anthropogenic factors, and strengthens the observations made at different spatial scales by avoiding poor interpretations of LULC changes.

Since LULC change processes depend on the spatial scale considered, it is also essential to take into account the interdependence of spatial scales when quantifying relationships between LULC and their associated processes (Verburg et al. 2006a). Consequently, the spatial resolution of GIS data used to assess LULC changes has a significant influence on their quantification and spatial organization. In a landscape as complex as the Pyrenees, and in mountainous regions in general where driving factors of change are highly dependent on the spatial extent of the studied area considered, it is crucial to identify LULC changes in the most representative way. Many studies of LULC changes in other mountainous regions use CLC data to conduct retrospective assessments and LULC evaluations (Verburg et al. 2006b; Santini and Valentini 2011). However, because of their spatial resolution and temporal horizon, they fail to precisely describe the landscape's evolution and correctly measure LULC changes. The unavailability of detailed and timely land classification maps at global and regional scales remains a major constraint for land-change mapping, monitoring, and modeling and calls for further improvements. To overcome this shortcoming, this study used local knowledge (i.e. LULC change observations in local study sites) to increase the relevance of retrospective statistical

analysis since it provides a longer temporal horizon and a higher spatial resolution. While the validity of this approach can be argued by raising the question of the representativeness of the local sites compared to the Pyrenees, it does reflect evolution trends in a better way than would have been done without taking into account local knowledge. Moreover, as carried out by Santini and Valentini (2011) in the Italian Alps, the use of ancillary datasets (e.g. topography, socio-economic) is an effective way of compensating the restrictions induced by CLC data. One other way of increasing its validity would be to increase the number of local study sites along the Pyrenees to assess for local disparities as shown by Zimmermann et al. (2010).

4.2. Characterizing land abandonment dynamics

The procedure described in this paper has been successful in simulating LULC change in the Pyrenees by downscaling national assessments and integrating local knowledge. The land-use model accounts for spatial and temporal interactions and integrates specific driving factors (e.g. bioclimatic and geomorphological conditions, and socio-economic assumptions) for different ecoregions and scenarios. Specific LULC change dynamics emerge reflecting how both local management and national landscape drivers affect the landscape in different environmental and socio-economic contexts. The large declines of agro-pastoral lands observed across the Pyrenees are consistent with the ongoing trends observed over the past century in the Pyrenees (Mottet et al. 2006) and in many other mountainous regions across Europe (Prevosto et al. 2003; Price et al. 2015). The results reflect global dynamics linked to national and European demographical and economical evolutions and relate to both natural and anthropogenic factors. Pyrenean production systems are highly dependent on bioclimatic conditions which determine the spatial distribution of livestock and the intensity of farming production – which are directly correlated to the dynamics of land abandonment and landscape enclosure. Consequently, even if similar dynamics (e.g. encroachment and reforestation) are observed across the Pyrenees, LULC change at the local level may differ due to local driving forces of landscape change.

An analysis of the results for the scenarios developed for this study reveals contrasting land abandonment processes. A latitudinal gradient guiding the establishment of either shrublands or forest can be observed along the Pyrenees Mountains. Hypothesis can be made whether it translates bioclimatic conditions (higher elevations not being a limitation in the Languedoc-Roussillon region due to higher temperatures compared to the Aquitaine region) and/or historical practices (abandoned lands in the Languedoc-Roussillon region are located at higher elevations because lands below 700m a.s.l. have been abandoned earlier and are already reforested, contrary to the Aquitaine region). Overall, agro-pastoral abandonment is generally located in marginal areas bordering natural land covers. Thus, while the quantities and types of change differ across the Pyrenees, the spatial pattern of encroachment and reforestation follows similar processes and typically occurs at the margin of agro-pastoral land use as an extension of existing shrubland and forest land cover. Such areas are shown to be particularly sensitive to land abandonment in scenarios that project an increase in production efficiency or an overall decrease of agro-pastoral activities. Moreover, by translating the vulnerability of agro-pastoral lands, the characterization of land abandonment dynamics based on morphologic variables allows a finer identification of high stake areas. Overall, the lower slopes appear to be the most vulnerable to LULC changes, while the uplands of the Languedoc-Roussillon region also present

a high probability of undergoing land abandonment. Concurrently, encroachment and reforestation are more predominant on the steepest areas in the Aquitaine and Midi-Pyrenees regions than in the Languedoc-Roussillon. This could indicate that bioclimatic conditions are more binding than the accessibility of lands, especially in the Languedoc-Roussillon region, since areas at lower elevations and slopes are the most vulnerable. Such results intend to provide stakeholders with an insight into potential future evolution of the Pyrenees to improve their management and /or protection orientations.

4.3. Future perspectives

Although modelling should involve validation and uncertainty assessments of the simulation results, those issues are not addressed in this paper. It should be understood that the model outcomes are not predicting future LULC but are projecting LULC change based on socio-economic assumptions. In this respect, the purpose of model validation would not be to assess the model predictive capabilities but rather to demonstrate its ability to simulate realistic LULC changes. Validation could be a means to assess the uncertainty of the modeling procedure and estimate the level of reliability a user (e.g. modeler, local planner, etc.) can have in the model (Houet et al. 2014). However, a proper validation requires consistent LULC databases. Although the CLC database features changes in LULC between 1990 and 2006, it is not suitable for validation purposes since the LULC changes identified do not properly depict landscape patterns observed at local scales, as mentioned above.

Turley and Ford (2009) argue that uncertainties in simulation models can stem from the data or the model itself. While data validity remains an issue, a comparison of the outputs of simulations in various modeling platforms (e.g. CLUE, LCM, etc...) would contribute to an assessment of the validity and uncertainty of the simulation results, assuming they offer similar model calibrations. Concurrently, a multi-scale model assessment could serve a similar purpose. Downscaling the scenarios and comparing the outputs at different spatial scales would provide a means to identify uncertainty while accounting for specific (local) landscape processes. In the end, both approaches would serve a similar objective by identifying the redundant simulated abandoned areas within various modelling platforms and/or various spatial scales to assess the model validity and reliability. For practical reasons, a multi-model assessment was not performed for this assessment. However, it should be emphasized that while data and model uncertainties certainly play a role in representing future landscape configurations, it is the variation in the scenarios themselves that is designed to capture overall uncertainties about the future.

5. CONCLUSION

The method presented in this paper focuses on the construction of socio-economic scenarios to forecast LULC changes using a spatially explicit model. The combined use of local and regional knowledge increases the relevance of retrospective analysis to simulate future LULC changes. The method results in the development of LULC maps providing insights into a range of alternative futures using a scope of socio-economic and environmental conditions. This analysis highlights the main trajectories of change and helps to identify areas that are most sensitive to change in order to guide decision makers of the concerned administrative region: medium sloped uplands are of concern in Languedoc-Roussillon while steep slopes nearby in the valley-bottom and in the uplands are the areas expected to be abandoned in the Midi-Pyrenees and Aquitaine regions. The assessment of LULC

change trajectories reveals how agro-pastoral landscapes are projected to experience encroachment and reforestation dynamics, regardless of the scenarios. Furthermore, this work reveals how landscape enclosure is positively correlated to the degree of adaptability to socio-economic and climatic changes as well as the intensity of production activities. Remaining challenges are the validation of the model results through the implementation of each scenario into different modeling platforms applied at the regional scale or by comparing the model outputs at various spatial scales using different modeling tools.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the MODE RESPYR project (ANR 2010 JCJC 1804-01) founded by the French National Science Agency (ANR). We would like to thank the reviewers for their helpful comments and suggestions on earlier drafts.

APPENDIX

Appendix 1 - Independent variables and data source for logistic regression

Population density (1) - persons per square kilometers

Elevation (2) - elevation in meters

Slope (2) - mean slope per grid cell in degrees

Distance from city center- zone of influence of urban centers

Distance from city- distance from any city

Distance from road- distance from any road

Distance from railroad- distance from railroad line

Distance from major road- distance from highway and national road

Distance from permanent crop- distance from any permanent crop

Distance from tree- distance from any forest land cover

Distance from waterway- distance from any stream

Agricultural limitations (3) - most important limitations for agricultural use

Available water capacity (3) - volume of water available in millimeters

Soil depth (3) - soil depth in centimeters

Soil erodibility (3) - soil erodibility from 1 (very weak) to 5 (very strong)

Soil carbon rate (3) - Top soil organic carbon content in percent

Soil texture (3) - Dominant surface textural class from 1 (coarse) to 5 (fine)

January precipitation (4) - 1971 to 2000 deviation from the mean precipitations in January

July precipitation (4) - 1971 to 2000 deviation from the mean precipitations in July

January precipitation variability (4) - 1971 to 2000 interannual precipitation variability in January

July precipitation variability (4) - 1971 to 2000 interannual precipitation variability in July

Total precipitation in January (4) - 1971 to 2000 mean annual precipitation in January

Total precipitation in July (4) - 1971 to 2000 mean annual precipitation in July

Total precipitation (4) - 1971 to 2000 mean annual precipitation

Precipitation ratio (4) - September/July precipitation ratio

January temperature variability (4) - 1971 to 2000 interannual temperature variability in January

July temperature variability (4) - 1971 to 2000 interannual temperature variability in July

Frost days (4) - 1971 to 2000 mean of annual number of days with frost

Heating degree days (4) - 1971 to 2000 mean of annual heating degree days

Annual average temperature (4) - 1971 to 2000 mean of annual average temperature

(1) From INSEE population census (2007)

(2) From METI and NASA

(3) From the European Soil Database (European Commission, 2006)

(4) From Météo France (Météo France, 2009)

Appendix 2 - Description of the scenarios' available in the reports used to define the storylines and their respective contribution.

Vert et al. (2013) focuses on the effects of climate change on ecosystems and its consequences on agricultural and forestry production. Scenarios are distinguished by the adaptation capabilities of agricultural and forestry production systems in the context of contrasting global developments. The scenarios from Vert and Portet (2010) sketch the possible effects of energy costs variations on agricultural activities. Their scenarios provide a useful insight on the influence of energy costs on land settlement and industry organization. Both studies are complementary and extrapolate scenarios out to 2050 with a thematic scope that is highly relevant for agricultural assessment studies. In both reports, three of the four scenarios stood out for their adaptation strategies to environmental and socio-economic changes, either by increasing systems' productivity, by giving more autonomy to local authorities or by orienting production strategies to environmental suitability. Nonetheless, those scenarios have several shortcomings. The main inadequacy is the lack of details regarding logging activities and forestry adaptation to global changes since their focus is primarily oriented towards agriculture and rural development. In addition, they do not offer an exhaustive insight on CAP orientations, although they do acknowledge the CAP influence on agricultural dynamics.

The scenarios from the CGAAER (2010) study have been tacitly used in the previous reports as a source of information regarding the main strategic stakes for the CAP in the near future. Six contrasting scenarios cover the period from 2014 to the deadline of the financial planning by the European Union for 2020. The resulting storylines highlight the main levels of the CAP and their potential impacts on rural development at a national scale. The CAP spending limits, its overall structure, as well as the future status of direct payment are identified as the key driving factors for agricultural support in each scenario. The research group intentionally did not include varying international markets (e.g., agricultural costs and commodity prices) as a key variable since it was assumed to have a low influence on decisions concerning the CAP reform between 2011 and 2013. Although the scenarios are moderately explicit when it comes to outcomes for both agricultural and forestry production, they do offer a wide range of future scenarios for the CAP up to 2020.

Bourgau et al. (2008) focuses on the effects of forest policies emanating from national authorities and the impacts of foresters' and manufacturers' management strategies on the extent of forest LULC changes up to 2050. One of the strengths of these scenarios lies in the fact that they all develop their initial storyline based on global variables (e.g. population growth, increase in goods and services demand, climate changes, availability of energetic resources, and trade policies) that are known to influence logging activities in a major way. Contrasting scenarios are developed by integrating uncertainties regarding world governance (carbon policies), international demand in wood products, and societal orientations (energy, employment). One drawback is they assess forest LULC changes by expressing key facts for the entire country and are not necessarily explicit in differentiating the outcomes of global variables and national uncertainties for smaller areas such as the Pyrenees Mountains.

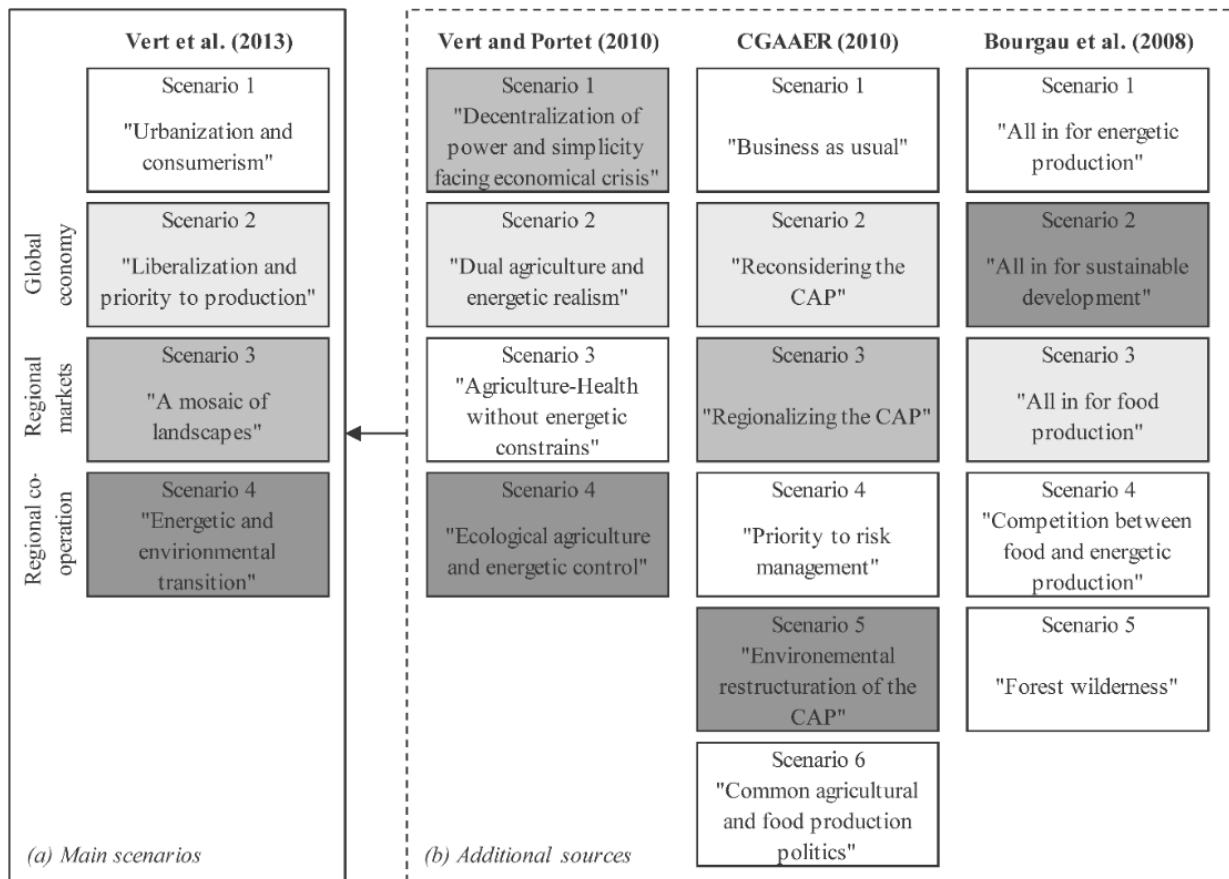


Figure. Overview of (a) the main scenarios used as a starting point and (b) the scenarios provided by the existing reports, used as additional sources of information.

Appendix 3 - Reference areas for each LULC class in 2006 and simulated gain or loss for each scenario up to 2100 (in km²)

| | Crops | Hay, pasture | Grass | Forest | Shrub | Dev. | Water, barren |
|----------------------------------|--------------|-----------------|---------------|--------------|--------------|------------|------------------|
| Corine Land Cover (2006) | 2 745 | 1 577 | 2 691 | 7 483 | 1 680 | 286 | 1 642 |
| West | 548 | 586 | 874 | 1 312 | 121 | 49 | 208 |
| Center | 1 141 | 820 | 1 278 | 3 571 | 415 | 148 | 1 173 |
| East | 1 056 | 172 | 543 | 2 607 | 1 144 | 88 | 266 |
| (a) Regional markets | -287 | -312 | -1 122 | 1 838 | -121 | 98 | -109 |
| West | -18 | 25 | -107 | 25 | 91 | 29 | -45 |
| Center | -140 | -200 | -486 | 731 | 68 | 43 | -16 |
| East | -129 | -140 | -528 | 1 094 | -279 | 26 | -44 |
| (b) Global economy | -411 | -326 | -742 | 1 476 | -75 | 141 | -62 |
| West | -105 | 13 | -118 | 182 | 18 | 21 | -11 |
| Center | -121 | -206 | -344 | 683 | -54 | 62 | -20 |
| East | -184 | -134 | -281 | 612 | -39 | 57 | -32 |
| (c) Regional co-operation | 278 | -50 | 60 | -25 | -89 | 44 | -218 |
| West | 45 | 42 | 22 | -14 | -40 | 7 | -63 |
| Center | 112 | -13 | -1 | 0 | -13 | 25 | -111 |
| East | 121 | -79 | 39 | -12 | -36 | 12 | -46 |
| (d) Business as usual | -541 | -501 | -1 679 | 2 429 | 196 | 173 | -77 |
| West | -124 | -48 | -353 | 507 | 30 | 26 | -36 |
| Center | -209 | -307 | -798 | 1 087 | 144 | 85 | -2 |
| East | -207 | -146 | -530 | 838 | 24 | 62 | -40 |

REFERENCES

- ACAP (2011) Strategic study for the future of agropastoral activity in the Pyrenees, *Agricultures et Territoires ACAP Pyrénées*. Available online at: <http://www.agriculturepyrenees.fr> (Accessed March 2015) (In French)
- Alcamo J, Kok K, Busch G, et al. (2006) Searching for the future of land : scenarios from the local to global scale, In: Lambin EF, Geist HJ (Ed.) *Land-Use and Land-Cover Change – Local Processes and Global Impacts, Global Change – The IGBP Series*. pp 137-157.
- Bourgau M, Bertin M, Lerat JF, et al. (2008) The french forest in 2050 – 2100, Ministry of agriculture and fisheries. Available online at: <http://agriculture.gouv.fr/la-foret-francaise-en-2050-2100> (Accessed March, 2015) (In French)
- Bourgoin J, Castella J-C (2011) “PLUP FICTION”: Landscape Simulation for Participatory Land Use Planning in Northern Lao PDR. *Mountain Research and Development* 31: 78-88. doi:10.1659/MRD-JOURNAL-D-10-00129.1
- Busch G (2006) Future European agricultural landscapes: What can we learn from existing quantitative land use scenario studies? *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 114: 121-140 doi:10.1016/j.agee.2005.11.007
- CEC (2007) CORINE land cover 2006 Technical guide. Office for Official Publications of the European Communities. Available online at: http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2007_17 (Accessed March 2015)
- CGAAER (2010) Prospective of the European Common Agricultural Policy 2020. Available online at: <http://agriculture.gouv.fr/prospective-pac-2020-politique> (Accessed on 20 May 2010) (In French).
- Cohen M, Varga D, Vila J, et al. (2011) A multi-scale and multi-disciplinary approach to monitor landscape dynamics: a case study in the Catalan pre-Pyrenees (Spain). *The Geographic Journal* 177: 79-91. doi:10.1111/j.1475-4959.2010.00368.x
- Ducrot D, Dejoux JF, Kadiri M, et al. (2014) Natural vegetation land cover method in mountain context and wide area with multitemporal satellite images. In 5th Workshop of the EARSeL Special Interest Group on Land Use and Land Cover - Frontiers in Earth Observation for Land System Science, Berlin, Germany, 17-18th March 2014.
- European Commission (2006) European Soil Portal – Soil Data and Information Systems. European Commission – Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Available online at: http://eussoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/ESDB_Data_Distribution/ESDB_data.html (Accessed March 2015)
- FAO (2003) Food and Agriculture Organization of the United Nations – Statistics Division. Available online at: [http:// http://faostat3.fao.org/home/E](http://faostat3.fao.org/home/E) (Accessed March 2015)
- Galop D, Rius D, Cugny C, et al. (2013) Long-term Human-environment interactions history in the French Pyrenean Mountains inferred from pollen data. In: Lozny L (Ed.) *Continuity and Change in Cultural Adaptation to Mountain Environments*. Springer-Verlag, New-York, USA. pp. 19-30.

- Garbarino M, Sibona E, Lingua E, et al. (2014) Decline of traditional landscape in a protected area of the southwestern Alps: the fate of enclosed pasture patches in the land mosaic shift. *Journal of Mountain Science*. 11(2): 544-554. doi:10.1007/s11629-013-2666-9
- Gibon A, Sheeren D, Monteil C, et al. (2010) Modelling and simulating change in reforestation mountain landscapes using a social-ecological framework. *Landscape Ecology* 25: 267-285. doi:10.1007/s10980-009-9438-5
- Giri C, Pengra B, Long J, et al. (2013) Next generation of global land cover characterization, mapping, and monitoring. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 25: 30-37. doi:10.1016/j.jag.2013.03.005
- Grandjean G, Bernardie S, Malet JP, et al. (2013) SAMCO: Society adaptation for coping with mountain risks in a global change context, EGU general Assembly 2013, Apr 2013, Vienne, Austria. 15, pp. EGU2013-7349, 2013 (<https://hal-brgm.archives-ouvertes.fr/hal-00796764/document>)
- Houet T, Loveland TR., Hubert-Moy L, et al. (2010a) Exploring subtle land use and land cover changes: a framework for future landscape studies. *Landscape Ecology*. 25: 249-266. doi:10.1007/s10980-009-9417-x
- Houet T, Hubert-Moy L, Tyssot C (2011) Fine scale spatialised prospective modelling - a methodological approach. Application to water management in Brittany. *European Journal of Geomatics and Spatial Analysis* 21: 67-93. doi:10.3166/rig.21hs.67-93
- Houet T, Ribière O, Vacquié L, et al. (2012) Characterizing how Pyrenean landscapes look more and more closed – Application in the Haut-Videssos valley from the 1940s. *Sud-Ouest Européen* 33: 41-56. <http://soe.revues.org/210?lang=en> (In French)
- Houet T, Schaller N, Castets M, et al. (2014) Improving the simulation of fine-resolution landscape changes by coupling top-down and bottom-up land use and cover changes rules. *International Journal of Geographical Information Science*. doi:10.1080/13658816.2014.900775
- Houghton RA (2003) Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different?. *Global Change Biology*. 9: 5000-5009. doi:10.1046/j.1365-2486.2003.00620.x
- IPCC (2000) Special report on emissions scenarios – a special report of working group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Klijn JA, Vullings LAE, van de Berg M, et al. (2005) The EURURALIS study: technical document. Available online at: <http://www.eururalis.eu/background.htm> (Accessed on 10 March 2013)
- Lambin EF, Geist HJ (2006) Land-Use and Land-Cover Change – Local processes and Global impacts. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Marohn C, Schreinemachers P, Viet Quang D, et al. (2013) A software coupling approach to assess low-cost soil conservation strategies for highland agriculture in Vietnam. *Environmental Modelling and Software* 45: 116-128. doi:10.1016/j.envsoft.2012.03.020

- McGarigal K, Cushman SA, Neel MC, et al. (2002) FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, MA, USA.
- MEA (2005) Ecosystem and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington DC, USA.
- Métailié JP, Paegelow M (2004) Land Abandonment and the Spreading of the Forest in the Eastern French Pyrenees in the Nineteenth to Twentieth Centuries. In: Mazzoleni S, Pasquale di G, Mulligan M, et al. (Ed.) Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape. Wiley, Chichester, England. pp 219-236.
- Mitchley J (2006) Integrated futures for Europe's mountain regions: reconciling biodiversity conservation and human livelihoods. *Journal of Mountain Science* 3(4): 276-286. doi:10.1007/s11629-006-0276-5
- Mottet A., Ladet S., Coqué N., Gibon A., (2006) Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: a case study in the Pyrenees, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114 : 296–310. doi:10.1016/j.agee.2005.11.017
- Prevosto B, Hill D, Coquillard P (2003) Individual-based modelling of *Pinus sylvestris* after grazing abandonment in the French Massif Central. *Plant Ecology* 168:121-137 doi:10.1023/A:1024404214782
- Price B, Kienast F, Seidl I, et al. (2015) Future landscapes of Switzerland: Risk areas for urbanization and land abandonment. *Applied Geography* 57: 32-41. doi:10.1016/j.apgeog.2014.12.009
- Renwick A, Jansson T, Verburg P, et al. (2013) Policy reform and agricultural land abandonment in the EU. *Land Use Policy* 30: 446-457. doi:10.1016/j.landusepol.2012.005
- Rounsevell MDA, Ewert F, Reginster I, et al. (2005) Future scenarios of European agricultural land use: II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 107: 101-116. doi:10.1016/j.agee.2004.12.002
- Santini M, Valentini R (2011) Predicting hot-spots of land use changes in Italy by ensemble forecasting. *Regional Environmental Changes* 11: 483-502. doi:10.1007/s10113-010-0157-x
- Sheeren D, Ribiere O, Raynaud B, et al. (2012) Assessing land cover changes in the French Pyrenees since the 1940s: a semi-automatic GEOBIA approach using aerial photographs, Proceedings of the AGILE'2012 conference, 23-27 April 2011, Avignon, France. Available online at: http://w3.geode.univ-tlse2.fr/permanents/houet/Sheeren_al_100_Poster_ISBN_AGILE2012.pdf (Accessed March 2015)
- Schneeberger N, Buergi M, Hersperger AM, et al. (2007) Driving forces and rates of landscape change as a promising combination for landscape change research - An application on the northern fringe of the Swiss Alps. *Land Use Policy* 24(2): 349-361. doi:10.1016/j.landusepol.2006.04.003
- Sleeter BM, Sohl TL, Bouchard M, et al. (2012) Scenarios of land use and land cover change in the conterminous United States: Utilizing the Special Report on Emission Scenarios at Ecoregional Scales. *Global Environmental Change*. 22(4): 896-914 doi:10.1016/j.gloenvcha.2012.03.008

- Sohl TL, Sayler K (2008) Using the FORE-SCE model to project land-cover change in the southeastern United States. *Ecological Modelling* 219: 9-5. doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.08.003
- Sohl T, Loveland T, Sleeter B, et al. (2010) Addressing foundational elements of regional land-use change forecasting. *Landscape Ecology*. 25: 233-247. doi: 10.1007/s10980-009-9391-3
- Sohl T, Sleeter B, Sayler K, et al. (2012) Spatially explicit land-use and land-cover scenarios for the Great Plains of the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 153: 1-15. doi:10.1016/j.agee.2012.02.019
- Sohl T, Sayler K, Bouchard M, et al. (2014) Spatially explicit modeling of 1992-2100 land cover and forest stand age for the conterminous United States. *Ecological Applications*. 24(5): 1015-1036. doi:10.1890/13-1245.1
- Turley MC, Ford ED (2009) Definition and calculation of uncertainty in ecological process models. *Ecological Modelling*. 220(17): 1968-1983. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.04.046
- Turner II BL, Lambin EF, Reenberg A (1995b) The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *PNAS* 104(52): 20666-20671. doi:10.1073/pnas.0704119104
- UNEP (2002) *Global Environment Outlook 3*. United Nation Environmental Program, Nairobi, Kenya
- Vacquié L, Houet T, Vigneau C (2013) Characterizing land use and land cover change trajectories. A multiscale approach applied on the Pyrenees mountains. *Proceedings of the SAGEO'13 symposium, 23-26 september 2013, Brest, France*. pp. 155-167 (In French) http://sageo2013.sciencesconf.org/conference/sageo2013/pages/SAGEO_2013_actes.pdf
- van Meijl H, van Rheenen T, Tabeau A, et al. (2006) The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 114(1): 21-38 doi:10.1016/j.agee.2005.11.006
- Veldkamp A, Lambin EF (2001) Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 85: 1-6.
- Verburg PH., Schot P, Dijst M, et al. (2004) Land use change modelling: current practice and research priorities. *Geojournal* 61: 309-324. doi:10.1007/s10708-004-4946-y
- Verburg PH, Kok K, Pontius RG, et al. (2006a) Modeling Land-Use and Land-Cover Change. In: Lambin EF, Geist HJ (Eds.), *Land-Use and Land-Cover Change – Local Processes and Global Impacts, Global Change – The IGBP Series*. pp 117-137.
- Verburg P, Schulp C, Witte N, et al. (2006b) Downscaling of land use change scenarios to assess the dynamics of European landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 114(1): 39-56. doi:10.1016/j.agee.2005.11.024
- Verburg PH, Rounsevell M, Veldkamp A (2006c) Scenario-based studies of future land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 114(1): 1-6. doi:10.1016/j.agee.2005.11.023
- Verburg P, van Berkel D, van Doorn A, et al. (2010) Trajectories of land use change in Europe: a model-based exploration of rural futures. *Landscape Ecology*. 25:217-232. doi: 10.1007/s10980-009-9347-7

- Vert J, Schaller N, Villien C (2013) Agriculture, Forest, Climate: towards adaptation strategies, Ministry of agriculture and fisheries, Available online at: <http://agriculture.gouv.fr/AFCLim-Agriculture-foret-climat> (Accessed on 17 June 2010) (In French)
- Vert J, Portet F (2010) Prospective study on Agriculture and Energy in 2030. Agriculture addressing energy challenges, Ministry of agriculture and fisheries. Available online at: <http://agriculture.gouv.fr/agriculture-energie-2030,1440>. (Accessed March 2015) (In French)
- Zimmermann P, Tasser E, Leitinger G, Tappeiner U (2010) Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139: 13-22. doi:10.1016/j.agee.2010.06.010

8.3 Conclusion partielle

Ce travail présente une approche de modélisation, combinant des scénarios prospectifs contrastés et un modèle de simulation des changements d'occupation et d'usage du sol, dans le but d'évaluer l'incertitude des changements et d'identifier les espaces les plus vulnérables à l'enfrichement et à la reforestation à l'échelle des Pyrénées françaises. Il montre à la fois l'impact des facteurs socio-économiques sur l'ampleur des changements et l'influence des facteurs topographiques (altitude et pente) et climatiques sur leur localisation.

Afin d'améliorer la pertinence des analyses rétrospectives et d'affiner les résultats des simulations prospectives, l'approche se base une utilisation combinée de données d'occupation et d'usage du sol régionales et locales. Ce choix a été motivé par la qualité des données régionales Corine Land Cover dont la faible résolution spatiale ne permet pas de retranscrire les changements observés à des échelles spatiales plus fines (cf. 0). Toutefois, les connaissances locales injectées dans le modèle ne concernent pas la totalité des Pyrénées françaises et ne sont représentatives que des parties du massif les plus montagneuses où les changements sont les plus difficiles à quantifier et à localiser. Les résultats issus de la spatialisation des scénarios prospectifs doivent donc être interprétés avec prudence et ne doivent pas être considérés comme des futurs probables mais plutôt comme un éventail de futurs possibles. Ceci est en cohérence avec l'objectif visé.

L'analyse de l'incertitude des changements liée aux scénarios prospectifs apporte des connaissances quant aux espaces vulnérables, présentant des caractéristiques différentes suivant un gradient est-ouest. Les vallées à l'est du massif sont généralement soumises à des dynamiques d'enfrichement du fait des conditions bioclimatiques tandis que prédominent, plus au centre, des processus de reforestation. Dans ces deux régions, les espaces de fond de vallée, à proximité de zones de versant et d'estives abandonnées depuis les années 1950 et présentant aujourd'hui des taux de boisement importants, présentent des probabilités élevées de subir les effets de la recolonisation forestière. Au-delà de la limite supérieure de la forêt, les espaces montagnards sont généralement soumis à des processus d'enfrichement. A l'ouest du massif, les changements sont moindres et ne concernent que quelques espaces isolés. En analysant plus finement les surfaces d'estives présentant des probabilités de fermeture (Table 8.1), il apparaît que les espaces présentant les probabilités d'enfrichement et/ou de reforestation les plus fortes (supérieures à 50% et 75%) sont localisés dans les départements de l'Ariège, de l'Aude et des Pyrénées Orientales où les activités agro-pastorales connaissent le plus de difficultés. Ainsi, entre 10,10% et 25,53% des surfaces d'estives de ces départements ont plus de 50% de probabilité de fermeture d'ici 2100. Au-delà de 75%, ces surfaces diminuent nettement et ne concernent plus qu'entre 0,76% et 2,01% des estives mais restent toutefois supérieures aux autres départements du massif pyrénéen.

Table 8.1. Surface d'estives présentant une probabilité de fermeture supérieure à 25%, 50% et 75% par département et pour le massif Pyrénéen à l'horizon 2100

| Probabilité de fermeture | Pyrénées Atlantiques | Hautes Pyrénées | Haute Garonne | Ariège | Aude | Pyrénées Orientales | Massif Pyrénéen |
|--------------------------|----------------------|-----------------|---------------|--------|--------|---------------------|-----------------|
| > 25% | 20.56% | 12.89% | 16.02% | 20.83% | 32.60% | 20.96% | 18.62% |
| > 50% | 1.76% | 5.16% | 5.46% | 10.10% | 25.53% | 15.06% | 7.15% |
| > 75% | 0.12% | 0.24% | 0.37% | 1.69% | 2.01% | 0.76% | 0.62% |

La validation du modèle et des paramètres utilisés reste un aspect sous-développé dans cet article. Différentes approches de validation peuvent être envisagées afin d'augmenter la validité, ou du moins de s'assurer de la cohérence, des résultats obtenus. L'implémentation des scénarios prospectifs développés à l'échelle régionale, à l'aide d'autres modèles, pourrait permettre de comparer les similarités ou les discordances entre les résultats. Dans un but similaire, la comparaison des changements d'occupation et d'usage du sol simulés à partir de différentes approches de modélisation à différentes échelles, plus ou moins fines, pourrait permettre d'évaluer l'influence des modèles et des échelles spatiales au sein des travaux de modélisation prospective.

Cette analyse multi-scalaire constitue la dernière étape de ce travail. Elle va ici nous permettre de mettre en perspective les dynamiques régionales et les processus plus localisés, liés aux usages du sol, observés grâce à différentes approches de modélisation prospective et ainsi corroborer les observations faites aux différentes échelles spatiales. Les résultats de cette analyse sont présentés ci-après, dans la conclusion de cette partie.

Conclusion

La simulation prospective des changements d'occupation et d'usage du sol aux échelles micro-locales, locales et régionales a permis de les quantifier et de les spatialiser sur la base d'une grande diversité de scénarios prospectifs. A chaque échelle spatiale, des démarches de modélisation spécifiques ont été mises en place afin d'intégrer différents facteurs de changements et de s'adapter aux caractéristiques (topographiques, usages, etc.) de chacun de ces espaces. La modélisation des interactions entre les différentes occupations du sol et les usages de la montagne a permis (i) de démontrer l'importance de l'influence anthropique, (ii) d'évaluer les tendances futures tant à l'échelle régionale que locale et (iii) d'identifier à chacune de ces échelles les espaces les plus susceptibles à l'enfrichement et la reforestation à moyen et long terme.

A l'échelle de l'estive, il apparaît que les changements d'occupation du sol sont directement corrélés aux activités pastorales qui jouent un rôle crucial dans l'entretien des espaces montagnards d'altitude. Les pratiques pastorales, à travers la pression pastorale et la répartition des troupeaux durant la saison estivale constituent les principaux leviers d'action permettant de limiter des dynamiques d'enfrichement et de reforestation d'ores et déjà prédominantes.

A l'échelle de la vallée, la caractérisation des espaces les plus susceptibles à l'enfrichement et la reforestation, en combinant les résultats des simulations, a permis de dissocier l'incertitude liée aux paramètres d'entrée d'un modèle et à celle relative aux scénarios prospectifs. Les résultats issus des stratégies d'usages des estives envisagées à l'échelle d'une vallée renforcent le rôle des structures de gestion agropastorales. Toutefois, sans ces éclairages prospectifs, elles ne peuvent prétendre à une gestion efficace et raisonnée à moyen terme (10-20 ans) et dont la temporalité concorde avec celle des processus qui caractérise les milieux montagnards.

A l'échelle régionale, cette démarche d'analyse de l'incertitude nous a permis d'évaluer l'influence de scénarios dans des contextes socio-économiques et environnementaux contrastés sur les changements d'occupation et d'usage des sols. Ainsi, dans le massif pyrénéen français, les espaces les plus vulnérables se localisent principalement dans les zones les moins accessibles et en bordure d'espaces soumis à des processus de reboisement depuis plusieurs années.

Il apparaît que, lorsque des dynamiques d'enfrichement et de reforestation apparaissent à l'échelle régionale, il est difficile, à l'échelle de la vallée, d'endiguer ces tendances dans les espaces abandonnés sans le recours à des actions d'envergures (brûlages, etc.). Lorsque leur maintien se présente comme un objectif difficilement réalisable, le choix de prioriser certaines estives présentant des enjeux particuliers est une solution adaptée afin de maximiser leur utilisation. De plus, les analyses à l'échelle régionale témoignent de l'importance des facteurs de changements liés aux températures et aux précipitations, renforçant l'idée selon laquelle certaines vallées sont intrinsèquement plus défavorisées que d'autres au regard des conditions climatiques. Par conséquent, les approches de simulation à l'échelle régionale semblent adaptées pour prendre en compte des facteurs socio-économiques et climatiques afin de caractériser les espaces vulnérables à l'échelle des vallées et *a fortiori* d'adapter les pratiques à l'échelle micro-locale.

En comparant les résultats issus des simulations prospectives des changements d'occupation et d'usage du sol aux échelles régionale et locale (vallée du Haut-Videssos) puis aux échelles locale et micro-locale (estive de Bassiès), l'influence des échelles spatiales et des approches de modélisation sur la spatialisation des changements est testée.

Le questionnement est le suivant : *Est-ce que des approches de modélisation à différentes échelles spatiales et/ou faisant appel à différents modèles de simulation entraînent nécessairement des différences dans la localisation des zones susceptibles à la fermeture des espaces (enfrichement/reforestation) et potentiellement porteuses d'enjeux de gestion ?*

Nous entendons par « probabilité de fermeture » la probabilité d'un pixel de changer en lande (enfrichement) ou en forêt (reforestation). Cette probabilité est estimée par les occurrences de changements vers l'une ou l'autre de ces deux catégories, issues de la combinaison des différentes simulations. Cette probabilité est maximale (valeur de 100) dès lors qu'un pixel est converti en forêt dans tous les scénarios et, inversement, est faible (valeur proche de 0) lorsqu'un pixel est converti en lande dans un seul scénario. Nous partons de l'hypothèse que quatre occurrences de changement en friche ont une probabilité inférieure à une occurrence de changement en bois, car il est nécessaire de passer par l'état transitoire de friche pour parvenir à cet état. Les valeurs de probabilités sont donc relatives et dépendent du nombre de simulations considérées. La Table 8.2 présente les différentes combinaisons d'enfrichement et/ou de reforestation que nous utilisons afin d'évaluer la probabilité de fermeture des espaces. Les valeurs proposées sont applicables aux quatre scénarios régionaux et micro-locaux (Figure 8.2-a et Figure 8.5-b). Pour les scénarios locaux, ces probabilités ont été calculées pour chacun des scénarios, sur la base des quatre simulations réalisées pour chacun d'eux. Les valeurs ont ensuite été moyennées entre les deux scénarios (Figure 8.2-b).

Dans un premier temps, l'objectif était de comparer l'influence de la résolution spatiale sur la superficie des espaces présentant des probabilités de fermeture. Pour cela, nous avons dégradé la résolution spatiale de la carte de probabilité issue des simulations LCM à 125m de résolution, afin de les rendre comparables à la résolution des données issues de FORE-SCE. Il apparaît que le changement de résolution spatiale des cartes de probabilité issues des simulations locales (Figure 8.2-b et Figure 8.2-c) n'entraîne pas de différences notoires entre la superficie des espaces présentant des probabilités de fermeture plus ou plus fortes (Figure 8.1). Les résultats des simulations LCM à 10m et LCM dégradé à 125m présentent ainsi des superficies par classes de probabilité de fermeture similaires, avec une tendance à légèrement surestimer les superficies concernées.

Table 8.2. Classes de probabilité de fermeture selon le nombre d'occurrence d'enfrichement et/ou de reboisement après superposition des scénarios

| Occurrence(s) | Probabilité | Classes de probabilité |
|--------------------|-------------|------------------------|
| Pas de changements | 0 | |
| 1 friche | 0.0714 | |
| 2 friches | 0.1428 | 1% - 25% |
| 3 friches | 0.2142 | |
| 4 friches | 0.2857 | |
| 1 bois | 0.3671 | |
| 1 bois + 1 friche | 0.4285 | 26% - 50% |
| 1 bois + 2 friches | 0.5 | |
| 1 bois + 3 friches | 0.5714 | |
| 2 bois | 0.6428 | 51% - 75% |
| 2 bois + 1 friche | 0.7142 | |
| 2 bois + 2 friches | 0.7857 | |
| 3 bois | 0.8671 | |
| 3 bois + 1 friche | 0.9285 | 76% - 100% |
| 4 bois | 1 | |

La comparaison entre les cartes de probabilité issues de LCM et de FORE-SCE reste délicate. En effet, elles dépendent des scénarios, c'est-à-dire des quantités de changements. Ainsi, les simulations régionales (FORE-SCE) identifient 31% de surfaces en plus qu'avec LCM (Figure 8.1) susceptibles de changer. En outre, les résultats montrent que les simulations à l'échelle régionale tendent à sous-estimer les surfaces où une reforestation est observée dans les quatre scénarios – probabilité de fermeture supérieure à 75%. Le constat est le même pour les espaces présentant entre 51% et 75% de probabilité de se fermer. Inversement, elles surestiment les zones où les probabilités de fermeture sont plus faibles (inférieures à 50%), c'est-à-dire qui présentent des occurrences de 1 bois + 2 friches ou moins. On peut donc supposer que les 31% de différence entre la superficie totale des espaces présentant une probabilité de fermeture sont liés soit à une forte surestimation des zones d'enfrichement, soit à des scénarios « très » contrastés. Dans ce dernier cas, un scénario prévoyant une faible reforestation à l'échelle des Pyrénées (scénario *Regional cooperation* – cf. Chapitre 1), entrainera un nombre encore plus faible de pixels présentant de fortes probabilités que dans le cas de scénarios présentant des quantités de changements similaires (scénarios *MBAU* et *PHVU* – cf. Chapitre 7). Néanmoins, une analyse visuelle rapide de la Figure 8.2 met en évidence que, quel que soit le scénario considéré, ce sont globalement les mêmes zones qui se distinguent. La superficie des espaces présentant des probabilités de fermeture communes, qu'elles soient faibles ou fortes, c'est-à-dire identifiée par les deux modèles aux deux échelles spatiales, représentent au total 2473 ha. Cela signifie que 43% des espaces pour lesquels LCM a prévu une fermeture ont été identifiés par FORE-

SCE, et inversement, 62% des espaces prévoyant des dynamiques d'enrichissement ou de reforestation par FORE-SCE ont été identifiés par LCM.

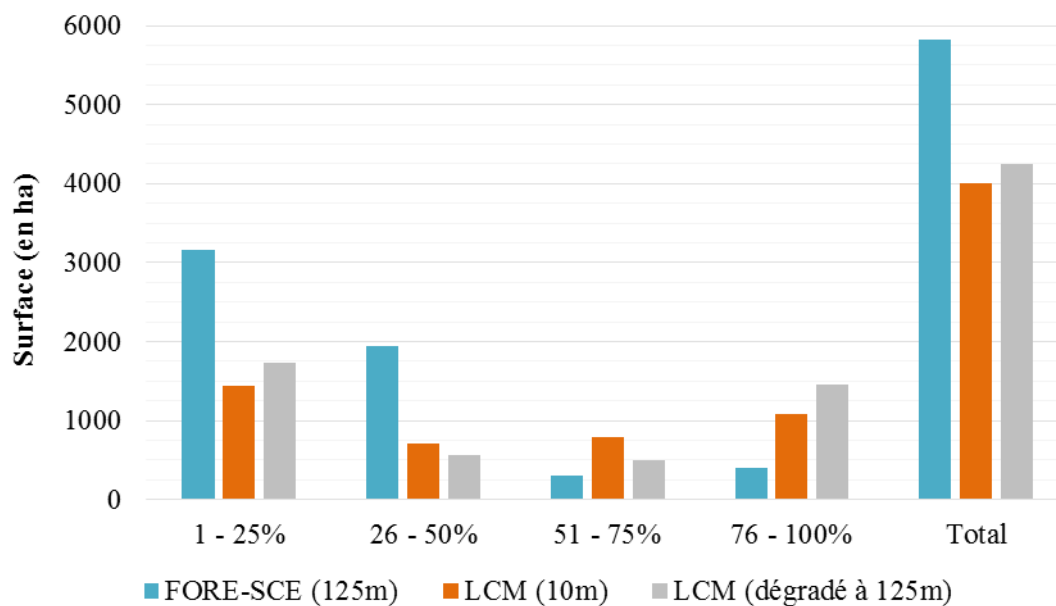


Figure 8.1. Superficie (en ha) des espaces présentant une probabilité de fermeture en 2080 selon les modèles utilisés et la résolution spatiale des cartes de probabilité de changement

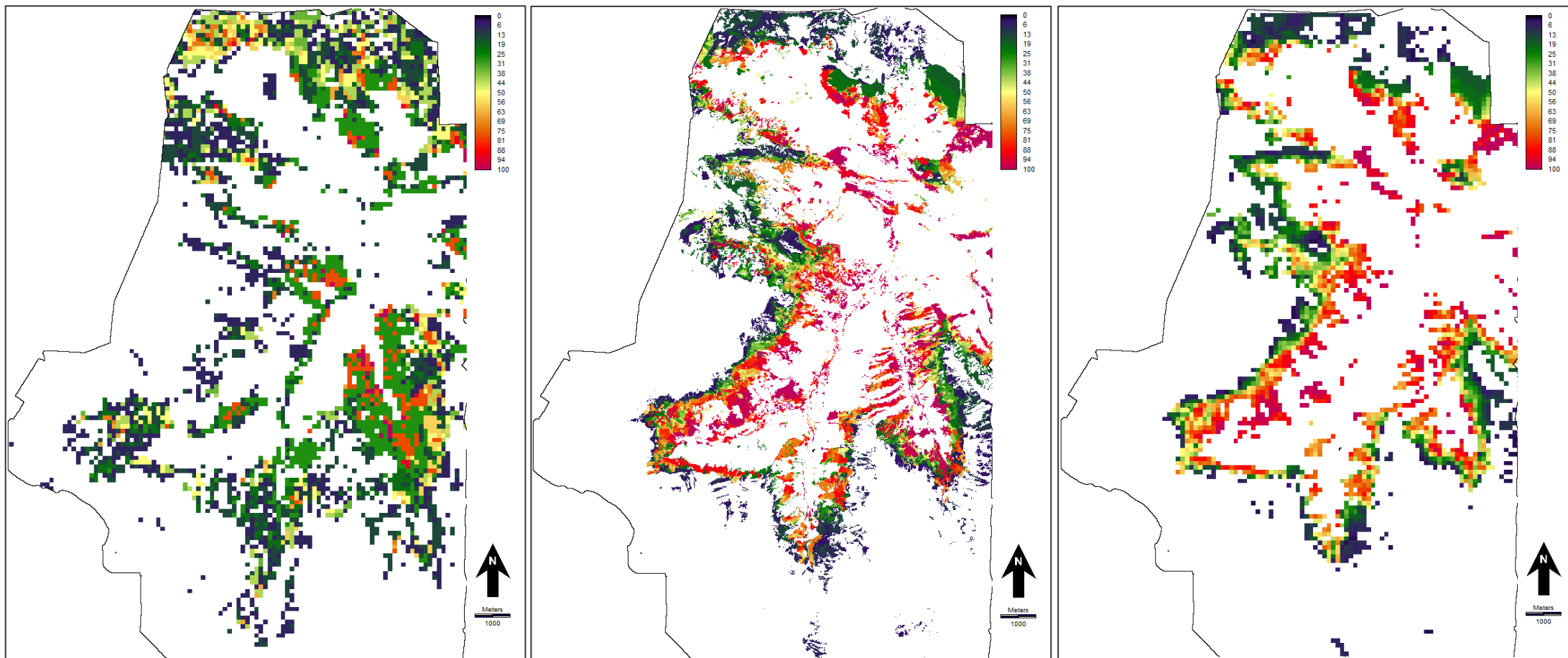


Figure 8.2. Cartes de probabilité de fermeture des espaces en 2080 pour (a) les quatre scénarios régionaux à 125m de résolution (FORE-SCE), (b) les scénarios locaux à 10m de résolution (LCM) et (c) dégradés à 125m de résolution (LCM) – une valeur de 100 correspond à une forte probabilité de fermeture (reboisement dans tous les scénarios) et, inversement, une valeur proche de 0 correspond à une faible probabilité de fermeture (enfrichement dans un seul scénario).

Ensuite, si l'on fait la différence entre les cartes de probabilité de fermeture aux échelles locales et régionales, il est possible d'identifier les espaces présentant des incertitudes similaires ou proches (en gris ou grisé). Ces méthodes permettent de détecter ainsi les zones susceptibles de changer à l'avenir, quel que soit le scénario et/ou modèle utilisé. Globalement, on observe à l'échelle de la vallée du Haut-Videssos un certain déterminisme dans la localisation des espaces probables de changements lié au contexte montagnard (altitude et pente). Les zones d'altitude sont bien celles présentant la plus forte probabilité de se fermer mais leur localisation reste dépendante de la capacité des modèles (notamment à l'échelle régionale) à prendre en compte des informations relatives aux usages du sol.

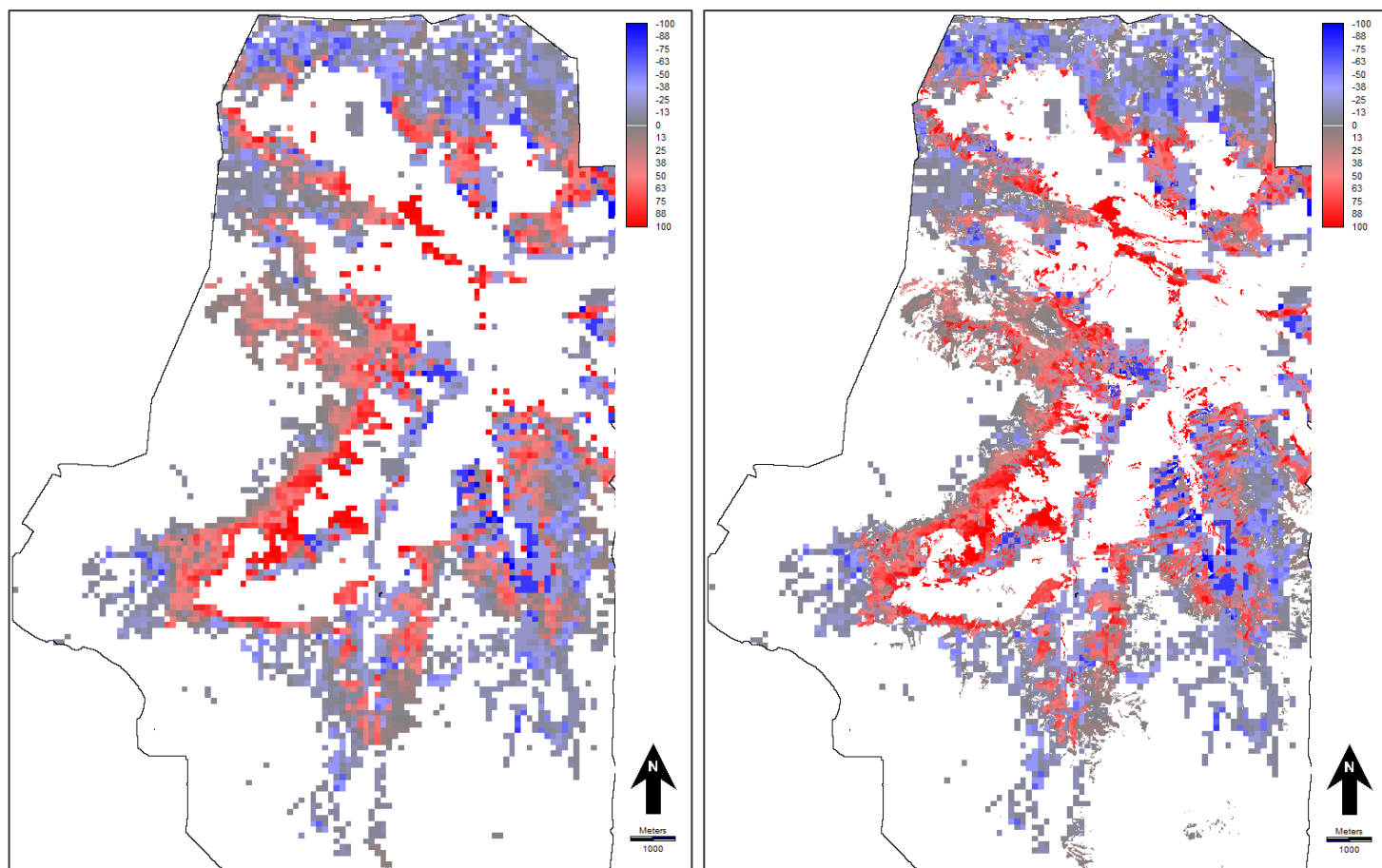


Figure 8.3. Cartes d'incertitude de changement en 2080 : différence entre les cartes de probabilité de fermeture de (a) LCM (125m) et FORE-SCE et (b) LCM (10m) et FORE-SCE – les zones où l'incertitude est similaire, que la probabilité soit faible ou forte, apparaissent en gris. Les zones en rouge sont les espaces où LCM prévoit une incertitude plus forte que FORE-SCE, en bleu l'inverse. Les valeurs égales à -100 ou 100 correspondent aux zones où la probabilité est maximale pour un seul des deux modèles.

La comparaison des cartes de probabilité de fermeture entre les résultats issus des simulations aux échelles locales (Figure 8.5-a) et micro-locales (Figure 8.5-b) montre des différences importantes en termes de superficies concernées par des probabilités d'enfrichement ou de reforestation. SHIELD détecte 39% d'espaces présentant une probabilité de fermeture en plus par rapport à LCM (352 ha

contre 252 ha respectivement) (Figure 8.4). Si les espaces présentant des probabilités d'enrichissement ou de reforestation inférieures à 75% restent relativement similaires aux deux échelles, les espaces où les probabilités de reforestation sont fortes (entre 76% et 100%) sont beaucoup plus importantes à l'échelle micro-locale.

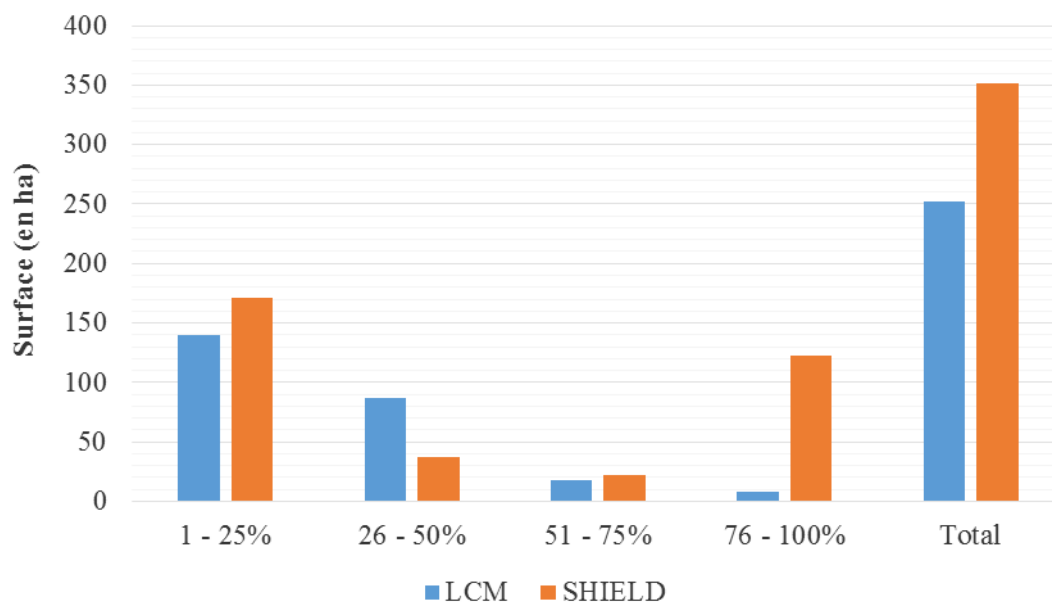


Figure 8.4. Superficie (en ha) des espaces présentant une probabilité de fermeture en 2050 selon les modèles utilisés et la résolution spatiale des cartes de probabilité de changement

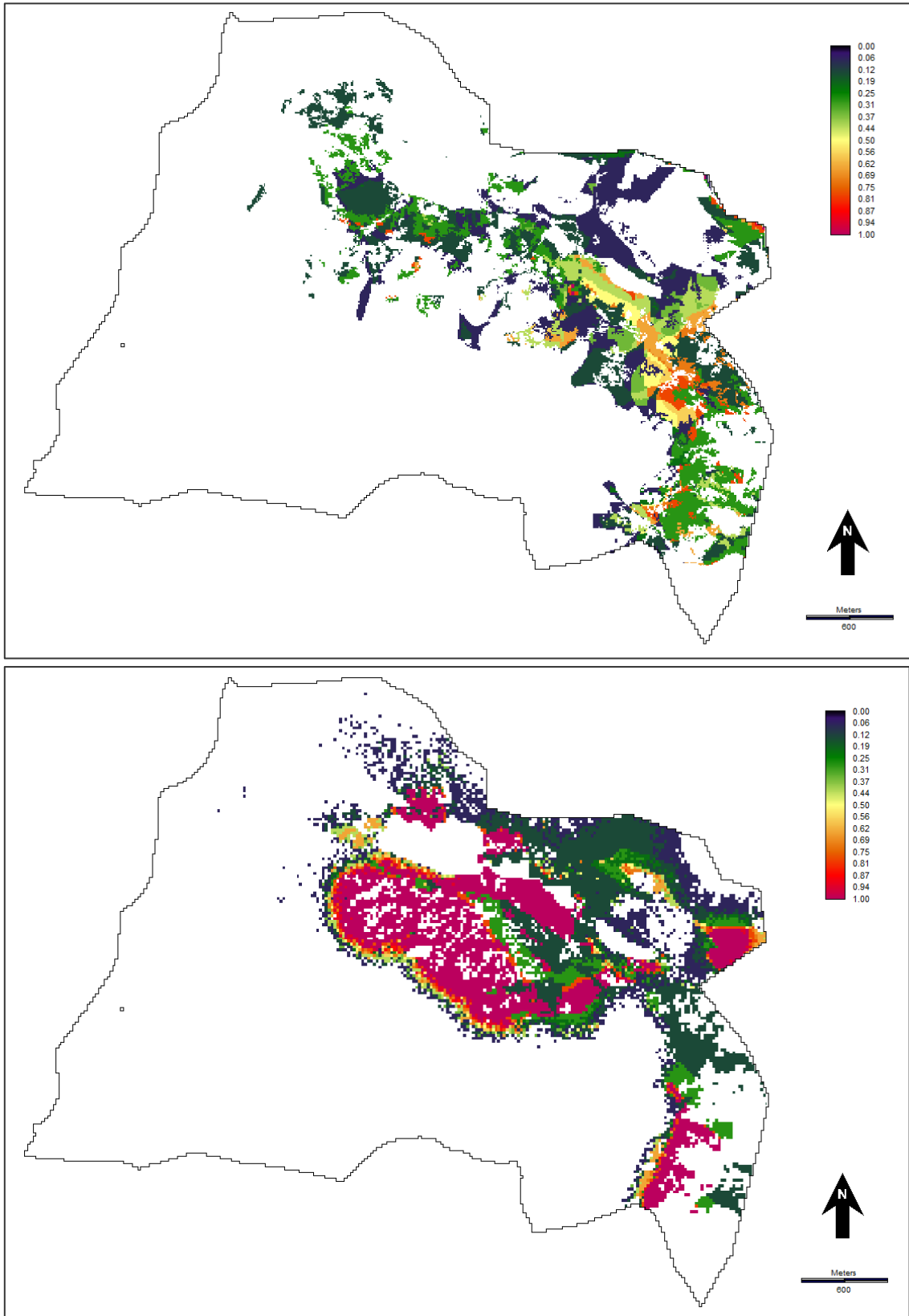


Figure 8.5. Cartes de probabilité de fermeture des espaces en 2050 pour (a) les scénarios locaux à 10m de résolution (LCM) et (b) les quatre scénarios micro-locaux à 20m de résolution (SHIELD) – une valeur de 100 correspond à une forte probabilité de fermeture (reboisement dans tous les scénarios) et, inversement, une valeur proche de 0 correspond à une faible probabilité de fermeture (enfrichement dans un seul scénario).

Si en termes de superficie les simulations locales et micro-locales montrent des différences importantes, les zones susceptibles de changer dans le futur sont globalement similaires. Sur l'estive de Bassiès, la superficie des espaces identifiés par les deux modèles aux deux échelles spatiales représentent 155 ha (Figure 8.6– en gris). Ainsi, 44% des espaces prévoyant des dynamiques d'enfrichement ou de reforestation par SHIELD ont été identifiés par LCM, tandis que 62% des espaces prévoyant une fermeture par LCM ont été identifiés par SHIELD. Nous pouvons observer, à partir de la Figure 8.6, que les espaces où SHIELD prévoit une probabilité plus forte que LCM (en bleu) correspondent aux zones où la probabilité de fermeture est maximale, c'est-à-dire où les risques de reforestation sont les plus élevés. Cette différence de probabilité de reboisement peut s'expliquer par le fait que les simulations faites par LCM sont tendanciellles alors que celles faites par SHIELD prévoient une recolonisation exponentielle avec les pratiques pastorales en place.

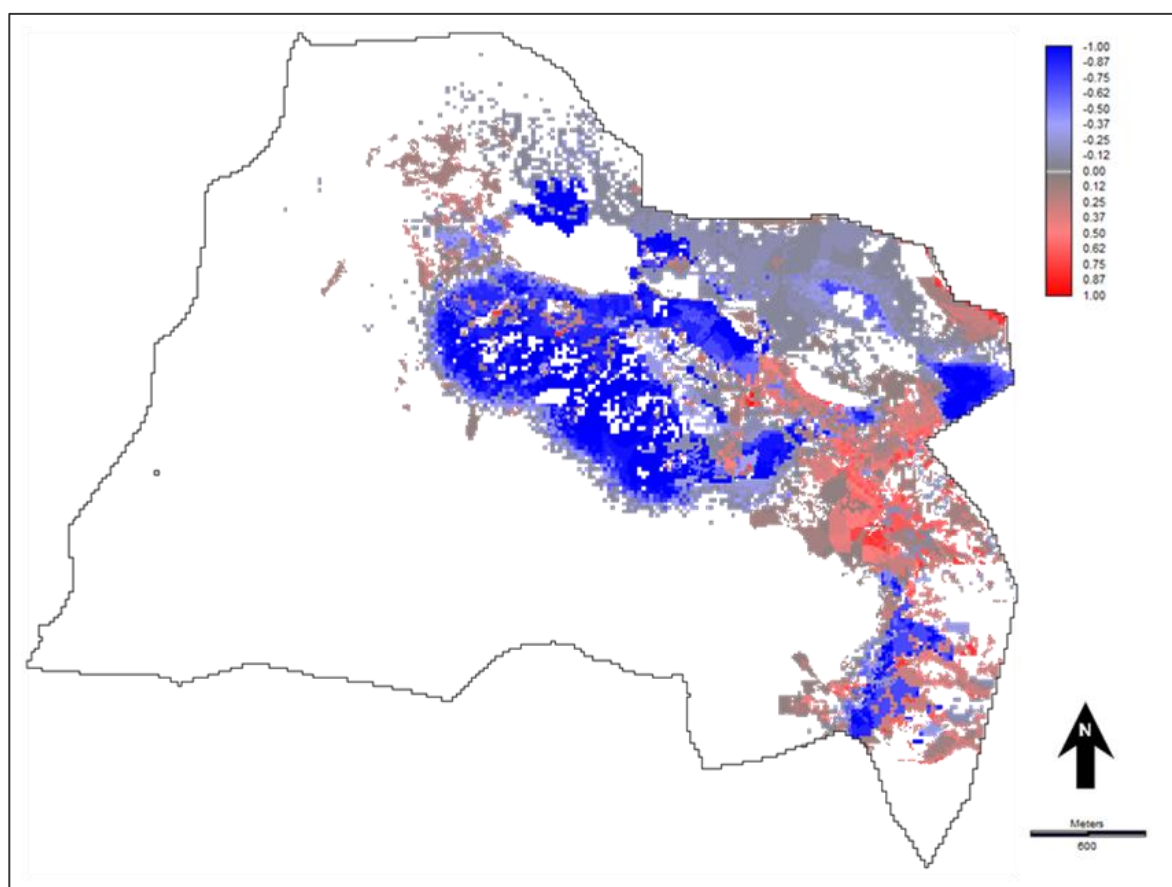


Figure 8.6. Différence entre les cartes de probabilité de fermeture de (a) SHIELD (20m) et LCM (10m) en 2050 – les zones où l'incertitude est similaire, que la probabilité soit faible ou forte, apparaissent en gris. Les zones en rouge sont les espaces où LCM prévoit une incertitude plus forte que SHIELD, en bleu l'inverse. Les valeurs égales à -1 ou 1 correspondent aux zones où la probabilité est maximale pour un seul des deux modèles.

Cette analyse multi-scalaire montre que les approches de modélisation prospective à différentes échelles spatiales entraînent des différences dans l'identification des zones potentiellement vulnérables à l'enfrichement et à la reforestation. Ces différences s'expliquent d'une part par les scénarios qui prévoient des quantités de changements futurs et des contraintes d'allocation spatiales différentes et, d'autre part, par le type de modèle de simulation utilisé (*pattern-based* ou *process-*

based) qui influe sur la reproduction des processus et des schémas d'organisation spatiale des changements.

D'après nos résultats, nous pouvons émettre l'hypothèse selon laquelle les modèles *pattern-based* tels que LCM ou FORE-SCE sous-estiment les changements d'occupation et d'usage du sol futurs et donc l'étendue des espaces vulnérables à l'enfrichement ou à la reforestation, contrairement à l'approche *process-based* utilisée par SHIELD. Une prise en compte des usages et la possibilité de reproduire des processus d'évolution « naturels » (reforestation) à l'échelle locale au sein d'un modèle *pattern-based* pourrait permettre une meilleure concordance des résultats quant à l'identification des espaces présentant des enjeux potentiels en termes de changements d'occupation du sol. Au final, l'approche multi-scalaire permet :

- D'améliorer la compréhension des processus et patrons paysagers liés à l'abandon des usages agro-sylvo-pastoraux en montagne.
- De réduire l'incertitude liée au futur par l'identification des zones susceptibles de s'enfricher et de se reforester, mais également de caractériser ces espaces qui diffèrent à toutes les échelles.
- D'évaluer l'influence respective de facteurs régionaux, locaux et des processus micro-locaux. Cela sous-tend l'hypothèse d'une sous-estimation des projections faites à de vastes échelles, celles généralement utilisées pour définir des politiques de gestion.

Conclusion générale

Depuis une cinquantaine d'années, on observe des dynamiques d'enfrichement et de reforestation des espaces agricoles, dans de nombreux massifs montagnards européens. Elles sont particulièrement marquées dans les Pyrénées françaises, où le vieillissement de la population active et l'abandon progressif des activités agro-pastorales et sylvicoles, liés aux changements économiques et environnementaux globaux, soulèvent des interrogations quant au devenir de ce territoire à moyen et long terme.

Cependant, les changements d'occupation et d'usage du sol résultent de processus complexes liés à des facteurs multiples, prenant place à des échelles spatiales et temporelles variées, et affectant l'organisation des espaces montagnards à des degrés divers. Ainsi, à l'échelle des Pyrénées françaises, l'ampleur et la vitesse de ces changements sont contrastés et varient d'est en ouest du massif mais également selon les échelles spatiales considérées (régionale, locale, micro-locale). La situation actuelle, et l'avenir du système agro-pastoral pyrénéen, préoccupe de plus en plus les gestionnaires et les acteurs locaux, soucieux de maintenir la valeur économique et écologique des espaces montagnards.

Dans ce contexte, les objectifs de ce travail étaient (i) de construire des scénarios prospectifs spatialisés à différentes échelles spatiales afin d'explorer des futurs possibles, (ii) de quantifier et de localiser les dynamiques d'enfrichement et de reforestation futures selon les échelles spatiales considérées et (iii) d'évaluer l'influence des échelles spatiales et des approches de modélisation sur la localisation des changements d'occupation et d'usage du sol. L'exploration des futurs possibles, par le biais d'une démarche de modélisation prospective à différentes échelles spatiales, devait permettre d'identifier les espaces vulnérables aux changements et de mettre en évidence d'éventuels leviers d'actions afin d'éclairer l'action présente et d'aider les politiques de gestion.

Une analyse de la littérature a permis de démontrer que, s'il existe une grande diversité d'approches de modélisation prospective appliquées aux espaces montagnards, aucune n'est pour l'instant capable d'intégrer l'ensemble des facteurs explicatifs de changements (socio-économique, climatique, pratiques agro-pastorales, etc.). Il en découle la nécessité d'adapter les méthodes de modélisation à l'échelle spatiale considérée.

Ainsi, le premier objectif de cette thèse était d'identifier les approches de modélisation prospective à privilégier selon les échelles spatiales considérées. L'analyse d'un corpus bibliographique, relatifs aux travaux de modélisation prospective en montagne, a permis de faire une synthèse des approches de construction des scénarios prospectifs et des types de modèles utilisés pour leur spatialisation selon les échelles spatiales. La démarche générale de construction des scénarios prospectifs, fondée sur la méthode des scénarios de Godet (1992), se décompose en quatre étapes distinctes (Houet et al. 2010a) : (i) le choix d'un ou de plusieurs sites d'étude représentatifs des enjeux liés aux changements d'occupation et d'usage du sol, (ii) la construction de la « base » du système étudié par la reconstitution des trajectoires d'évolution et l'identification des facteurs explicatifs de changements, (iii) la construction de scénarios prospectifs spatialisés et (iv) leur spatialisation à l'aide

de modèles adaptés. Cette démarche permet d'intégrer la dimension spatiale durant tout le processus prospectif.

La construction de scénarios prospectifs spatialisés s'est ainsi appuyée sur une méthodologie commune. Le choix du type de scénario, qu'il soit exploratoire ou normatif, tendanciel ou contrasté, a été guidé par la volonté de mettre en avant des situations contrastées afin d'apporter des connaissances utiles aux décideurs et aux gestionnaires à différentes échelles spatiales. A l'échelle micro-locale, des scénarios exploratoires ont été produits dans le but de tester des modes d'usage agro-pastoraux différenciés et de pouvoir analyser leurs impacts sur l'occupation du sol. A l'échelle locale, correspondant à une vallée pyrénéenne, deux scénarios ont été construits. Sur la base d'une projection tendancielle des changements, deux modes d'usages des estives ont été testés : un usage priorisant certaines estives au détriment d'autres dans le but d'y augmenter la pression pastorale *versus* une sous-utilisation de l'ensemble des estives conformément à la tendance actuelle. L'influence du paramétrage du modèle a également été testée. A l'échelle régionale, quatre scénarios contrastés ont été définis. Enfin, à ces deux dernières échelles, la combinaison des résultats issus de la simulation des scénarios devait permettre d'identifier les espaces les plus vulnérables aux changements d'occupation et d'usage du sol futurs dans des contextes socio-économiques et environnementaux contrastés.

Les méthodes de spatialisation (modèles) sont dépendantes des échelles spatiales auxquelles les scénarios sont définis. L'analyse bibliographique a permis de distinguer deux types d'approches :

- Une approche de type *pattern-based*, visant à reproduire les dynamiques spatiales et temporelles de changements observés à une échelle spatiale donnée à l'aide principalement de modèles de type « automates cellulaires » ;
- Une approche de type *process-based*, cherchant à simuler les mécanismes d'évolution de l'occupation et de l'usage du sol en lien avec des facteurs multiples (biophysiques, socio-économiques, démographiques, etc.). Les modèles majoritairement utilisés sont à base d'agents et sont appliqués essentiellement à des échelles spatiales fines.

Les scénarios exploratoires construits aux échelles régionale et locale ont été spatialisés à l'aide de modèles de type *pattern-based*. A l'échelle micro-locale, l'approche de modélisation s'est basée sur le couplage entre une approche participative et l'utilisation d'un modèle de type *process-based*.

Le second objectif de cette thèse était de suivre les changements d'occupation et d'usage du sol à plusieurs échelles spatiales et temporelles, en reconstituant les trajectoires d'évolution et en analysant les facteurs explicatifs des changements observés, afin d'améliorer la compréhension du système agro-pastoral pyrénéen.

La reconstitution des trajectoires d'évolution de l'occupation et de l'usage du sol à l'échelle régionale a été réalisée à partir d'une analyse multi-date de données Corine Land Cover sur une période, récente, de 16 ans. A l'échelle locale et micro-locale, elle a été effectuée grâce à l'analyse

multi-date de cartographies dérivées de photographies aériennes et d'images satellitaires à haute résolution sur une période supérieure à 50 ans. La détermination des trajectoires d'évolution a été réalisée, à l'échelle locale, grâce à des indicateurs statistiques, permettant de caractériser et d'analyser l'ampleur, la vitesse et la localisation des changements.

Les résultats ont montré des trajectoires similaires aux échelles locales, liées à des dynamiques de reforestation au sein d'espaces anciennement utilisés à des fins agricoles, mais suivant des vitesses et des ampleurs différenciées entre l'est et l'ouest des Pyrénées. Ainsi, l'amorce des processus de reboisement, plus ou moins récents selon les vallées, s'explique par leur dynamisme économique respectif. Certaines vallées ont subi les effets de la déprise agro-pastorale de façon précoce dès le début du 20^{ème} siècle tandis que d'autres connaissent des processus d'abandon plus tardifs, au cours de la seconde moitié du 20^{ème} siècle. Compte tenu des vitesses de recolonisation, ces dynamiques n'apparaissent parfois que de façon récente, notamment dans les zones de bas d'estives. L'approche multi-scalaire a également permis de comparer les changements d'occupation et d'usage du sol observés à l'échelle locale, sur trois vallées distinctes, avec les trajectoires identifiées à l'échelle régionale. Les analyses ont clairement démontré que les données cartographiques actuellement disponibles à l'échelle régionale, telles que Corine Land Cover, en offrant une résolution spatiale trop grossière, ne permettent pas d'appréhender les changements aussi précisément qu'à des échelles spatiales fines. Les processus de reforestation identifiés au cours des soixante dernières années à l'échelle locale, et surtout depuis les années 2000, sont ainsi largement sous-estimés à l'échelle régionale. Ce constat a permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle les processus d'évolution (quantité et localisation des changements) sont plus ou moins prépondérants selon l'échelle spatiale considérée. Suite à cette analyse rétrospective, **les zones d'altitude**, c'est-à-dire situés au-dessus de la limite supra forestière, correspondant souvent à des estives pastorales, **sont apparues comme celles porteuses d'enjeux à moyen ou long terme.**

Les facteurs explicatifs des changements observés à l'échelle régionale et locale ont ensuite été identifiés à partir d'une analyse bibliographique approfondie, combinée à une approche statistique qui a permis de valider les facteurs identifiés et de déterminer leur influence sur la localisation des types d'occupation et d'usage du sol. A l'échelle micro-locale, les facteurs de changements d'origine naturelle (climat, topographie, dynamiques végétales, etc.) ont été déterminés et validés de manière empirique, tandis que les facteurs anthropiques (activités agro-pastorales, etc.) l'ont été de façon participative avec les gestionnaires et les acteurs locaux. Cette étape a permis d'identifier les variables clés pouvant influencer les changements futurs d'occupation et d'usage du sol à différentes échelles spatiales et de différencier les interrelations entre les facteurs de changements et leur influence sur l'occupation et l'usage du sol. Ainsi, elles concernent toutes, directement ou indirectement, la gestion des espaces pastoraux, notamment les estives. A l'échelle régionale, les principales variables d'influence sont les politiques règlementaires (réformes de la PAC, aides à l'installation, etc.) et les activités touristiques (accès aux espaces agro-pastoraux et à la propriété foncière). La mise en place de structures de gestion collective des espaces montagnards s'avère être un recours essentiel pour le maintien des activités agro-pastorales et du tissu agricole traditionnel. Aux échelles locales et micro-locales, l'usage plus ou moins intensif des estives (pression pastorale) et les pratiques pastorales qui y sont menées sont fondamentales pour l'entretien des espaces de montagne, mais restent fortement dépendant du contexte démographique (vieillesse de la population, absence de renouvellement des chefs d'exploitation, etc.) et socio-économique (développement des activités touristiques,

augmentation des prix du marché et des coûts de revient, etc.). Les usages sylvicoles sont également concernés.

La spatialisation des facteurs de changements identifiés s'est avérée fortement contrainte par la disponibilité des données nécessaires aux modèles. Néanmoins, des analyses quantitatives (statistiques) et qualitatives (à dire d'experts, participative, bibliographique) ont permis d'analyser et de valider l'influence respective des facteurs spatialisables quant à la répartition spatiale des types d'occupation et d'usage du sol et des changements observés. Si certains facteurs (pente, altitude) semblent avoir une réelle influence à l'échelle régionale, elle s'avère moindre à une échelle plus fine. Ce constat permet de conclure que les approches régionales, si elles permettent de mettre en avant des tendances propres à cette échelle, ne sont pas *a priori* capables de prendre en considération des spécificités locales.

Le troisième objectif de cette thèse était de produire des scénarios prospectifs spatialisés à différentes échelles spatiales afin d'analyser l'impact des changements d'occupation et d'usage du sol sur les paysages montagnards à moyen et à long terme et identifier les espaces les plus vulnérables aux changements. A chaque échelle spatiale, les différentes démarches de modélisation ont permis d'intégrer des facteurs de changements variés et de tenir compte des spécificités locales (topographie, usages, etc.). Elles ont ainsi permis de quantifier et de spatialiser les changements d'occupation et d'usage du sol sur la base de scénarios prospectifs contrastés et, *in fine*, d'identifier à l'échelle régionale, locale et micro-locale les espaces les plus vulnérables à l'enfrichement et à la reforestation.

- **A l'échelle micro-locale**, cette étape a consisté à évaluer l'influence de stratégies de gestion pastorale contrastées sur les changements d'occupation du sol à travers la production de quatre scénarios exploratoires et contrastés sur une période de quarante ans. Ils visaient à (i) réintroduire un troupeau, (ii) avec la supervision d'un berger pour tester l'influence de la répartition spatiale du cheptel, et (iii) à augmenter la taille du cheptel sans la supervision d'un berger afin d'évaluer les effets d'une augmentation de la pression pastorale. Le scénario tendanciel a fourni un référentiel qui a permis de comparer les effets des différentes stratégies de gestion envisagées. La spatialisation des scénarios a été effectuée grâce à un modèle de type *process-based*, SHIELD (Simulating Herd Impact on Encroachment in upLanD), développé dans le but de modéliser les interactions entre les pratiques pastorales et les dynamiques végétales d'une estive. Il a permis de tester l'influence de trois paramètres influant sur les dynamiques d'occupation du sol : les activités de pâturage, les processus de reforestation et l'évolution « naturelle » de la végétation.

Les résultats des scénarios prospectifs spatialisés ont indiqué que les changements d'occupation du sol sont fortement liés aux activités agro-pastorales – à travers la pression pastorale ou la répartition de troupeaux pendant la saison estivale – qui entretiennent les espaces montagnards d'altitude à différents degrés d'intensité. Elles constituent ainsi les principaux leviers d'action permettant de limiter les processus d'enfrichement et de reforestation.

- **A l'échelle locale**, la spatialisation des scénarios prospectifs avait pour objectif d'évaluer le degré de probabilité de changements d'occupation et d'usage du sol en associant les incertitudes liées à la sensibilité d'un modèle aux paramètres de calibration choisis et aux scénarios prospectifs développés. Deux scénarios exploratoires, dont les changements futurs sont tendanciels, avaient pour but d'évaluer l'influence de deux stratégies d'usage des estives à l'échelle de la vallée et l'incertitude spatiale des changements liés aux futurs possibles. En parallèle, le croisement de différentes possibilités de paramétrage a permis de tester l'influence du modèle sur les résultats pour chacun des deux scénarios. Le modèle Land Change Modeler (LCM), un modèle de type *pattern-based*, a été choisi pour spatialiser les scénarios produits. Il s'est avéré particulièrement adapté pour analyser les changements passés et simuler des changements futurs en émettant l'hypothèse qu'aucune rupture majeure n'intervient entre la période passée, sur laquelle le poids des facteurs est calculé et le modèle calibré, et les situations futures. Les résultats ont montré une forte dépendance des simulations au paramétrage du modèle. Ils ont également témoigné du rôle prédominant des structures de gestion agro-pastorales dans le maintien des espaces. En combinant les scénarios entre eux, les résultats ont également permis d'évaluer l'incertitude spatiale des changements futurs et de localiser les espaces présentant une forte probabilité fermeture, c'est-à-dire les plus propices à l'enfrichement et à la reforestation.
- **A l'échelle régionale**, les résultats issus de la spatialisation de quatre scénarios prospectifs ont permis d'évaluer l'incertitude spatiale des changements d'occupation et d'usage du sol dans des contextes socio-économiques et environnementaux contrastés. Les scénarios prospectifs ont été développés de sorte qu'ils mettent en évidence l'impact de spécificités régionales (comme par exemple le degré de soutien des politiques nationales aux activités de production agro-sylvo-pastorales) sur l'ampleur des changements. Leur spatialisation tient compte de l'influence des facteurs topographique, géologique et climatique sur leur localisation. La spatialisation des changements a été effectuée à l'aide du modèle FORE-SCE, un modèle de type *pattern-based*, qui a permis de prendre de compte à la fois les dynamiques de changements d'occupation et d'usage du sol à différentes échelles spatiales (régionale et locales) et de reproduire des schémas d'organisation spatiale grâce à l'utilisation de métriques paysagères. Les résultats ont démontré (i) que les estives étaient les principaux espaces à enjeux à l'avenir et (ii) que certaines régions allaient irrémédiablement subir des dynamiques d'enfrichement et de reforestation d'ici la fin du siècle. De manière générale, il a été établi que les régions qui présentaient les taux de changements les plus importants étaient celles où la productivité des espaces était fortement dépendante des conditions environnementales et climatiques ainsi que du contexte socio-économique. Le croisement des résultats issus des scénarios a fourni un degré d'incertitude spatiale des changements afin de localiser les espaces les plus vulnérables aux dynamiques de fermeture (enfrichement et reforestation). Les régions situées au centre et à l'est du massif, là où les pratiques pastorales sont les plus extensives, ont ainsi été identifiées comme celles étant les plus susceptibles aux dynamiques d'enfrichement (en priorité au niveau des espaces les moins accessibles et en bordure d'espaces soumis à des processus de reboisement depuis

plusieurs années) du fait des conditions bioclimatiques, comparativement aux régions situées plus à l'ouest, où les pratiques sont plus intensives. Les changements futurs devraient être moindres et ne concerneraient que quelques espaces isolés.

Les analyses effectuées témoignent de l'importance des facteurs de changements identifiés à chacune des échelles spatiales. Ainsi, les scénarios spatialisés à l'échelle régionale rendent compte du rôle prédominant des conditions climatiques (températures et précipitations) sur la localisation des types d'occupation du sol. De fait, les résultats permettent de conclure que les approches de simulation à l'échelle régionale sont pertinentes pour identifier les espaces vulnérables eu égard aux facteurs socio-économiques et environnementaux alors qu'à l'échelle locale, ils permettent d'orienter les politiques de gestion à l'échelle micro-locale.

Le quatrième et dernier objectif de cette thèse consistait à analyser l'influence des échelles et des approches de modélisation sur la localisation des changements futurs. Cette analyse a été effectuée par la comparaison des résultats issus des simulations prospectives des changements d'occupation et d'usage du sol aux échelles régionale et locale (vallée du Haut-Videssos) puis aux échelles locale et micro-locale (estive de Bassiès). Elle a montré que les approches de modélisation réalisées à différentes échelles spatiales entraînent inévitablement des différences dans l'identification des espaces à enjeux, c'est-à-dire les espaces potentiellement vulnérables aux dynamiques de fermeture (enfrichement et reforestation). Ces disparités ont été attribuées aux scénarios prospectifs produits, prévoyant chacun des quantités de changements futurs et des contraintes d'allocation spatiales différentes. Les types de modèle utilisés (*pattern-based* ou *process-based*) ont également permis d'expliquer ces différences, par leur méthode de simulation des changements d'occupation du sol. Les résultats ont permis d'émettre l'hypothèse que les modèles de type *pattern-based* utilisés à l'échelle régionale (LCM) et locale (FORE-SCE) pourraient sous-estimer les changements futurs dans le cas de scénarios tendanciels. En cas d'abandon d'une estive, l'ampleur et la vitesse de l'enfrichement et de la reforestation pourraient alors relever de changements non linéaires, issus de processus exponentiels. De ce fait, contrairement à l'approche *process-based* appliquée à l'échelle micro-locale (SHIELD), les modèles *pattern-based* tendraient à réduire l'étendue spatiale des espaces potentiellement soumis à des dynamiques d'enfrichement ou de reforestation si le scénario ne l'envisage pas *a priori*. A l'inverse, la comparaison des simulations effectuées à différentes échelles a également mis en évidence des zones où les dynamiques d'enfrichement et de reforestation étaient identiques quels que soient le scénario envisagé, le modèle utilisé ou l'horizon temporel visé. Il est possible de déduire qu'un certain déterminisme, lié au contexte montagnard, prévaut dans la fermeture de certains espaces par rapport à d'autres.

D'une manière générale, la production de scénarios prospectifs spatialisés à certaines échelles spatiales peut aider les gestionnaires et les acteurs à mettre en place des politiques de gestion adaptées selon le niveau d'organisation dont ils relèvent, pour réduire les impacts des changements d'occupation du sol sur la valeur économique et écologique des espaces

montagnards. Les connaissances apportées par l'analyse des scénarios prospectifs spatialisés à différentes échelles ont ainsi permis :

- d'améliorer la compréhension des changements d'occupation et d'usage du sol liés à l'abandon des activités agro-sylvo-pastorales de montagne ;
- d'évaluer l'influence de facteurs de changements régionaux et locaux ainsi que des processus micro-locaux liés aux usages du sol ;
- d'identifier les leviers d'action possibles pour limiter la reforestation des espaces agro-pastoraux d'altitude ;
- de caractériser et de réduire l'incertitude des travaux de modélisation liée à la fois aux paramètres du modèle et aux scénarios prospectifs développés ;
- de localiser les espaces où les changements à venir sont les plus probables, et donc les espaces les plus vulnérables.

Ces conclusions nous conduisent à envisager des perspectives de recherche, tant sur la démarche de prospective qu'en matière de modélisation, afin d'améliorer les résultats issus des scénarios prospectifs spatialisés et d'augmenter la fiabilité des observations.

L'analyse rétrospective des changements d'occupation et d'usage du sol à l'échelle régionale, à la base de toute démarche prospective, nécessite l'apport de données additionnelles ou de nouvelles données afin d'améliorer l'identification des dynamiques de changements et d'affiner les résultats des simulations prospectives. Les connaissances locales utilisées pour affiner les changements d'occupation et d'usage du sol futurs au niveau des espaces d'altitude (étage alpin) soulèvent **la question de la validité des changements** appliqués aux autres écorégions du massif – extraites des analyses statistiques des données Corine Land Cover – qui ont de fortes chances être sous-estimés.

L'élaboration de cartographies présentant une résolution spatiale et temporelle adaptée au suivi des changements d'occupation et d'usage du sol en montagne serait un moyen de fournir une base de connaissance continue et explicite des changements à l'échelle régionale. Les futurs satellites à très haute résolution spatiale et temporelle, tel que Sentinel 2 par exemple, sont particulièrement prometteurs. En parallèle, **le recours à des statistiques agricoles ou forestières**, issues des Recensements Généraux Agricoles, réalisés selon une périodicité décennale depuis 1983 ou des inventaires forestiers nationaux effectués tous les 10 ans depuis les années 1960 et annuellement depuis 2004, **permettraient de confirmer l'ampleur des changements identifiés aux échelles locales mais également de corriger les changements identifiés à partir des cartographies régionales.**

Les perspectives relatives aux approches de modélisation sont multiples. De manière générale, la **validation des scénarios prospectifs spatialisés** nécessite d'être approfondie. Tout d'abord, il est important de rappeler que les résultats issus des scénarios prospectifs spatialisés n'ont pas pour objectif de retranscrire des futurs probables mais plutôt de fournir un éventail de futurs possibles basés sur des hypothèses socio-économiques. De fait, le but de la validation ne devrait pas consister en une évaluation des capacités prédictives d'un modèle mais plus en une analyse de son aptitude à simuler des changements réalistes. Elle passe notamment par une évaluation de l'incertitude liée aux travaux prospectifs, à l'image de celle réalisée dans cette thèse.

Des approches de validation annexes pourraient permettre d'augmenter la validité des résultats obtenus et, *in fine*, le degré de confiance qu'un utilisateur (modélisateur, gestionnaire, etc.) peut avoir dans la méthode de spatialisation adoptée. Différentes démarches pourraient ainsi être envisagées :

- une approche multi-modèle, correspondant à une évaluation de l'incertitude liée à un ensemble de modèles. Il s'agirait de comparer les résultats de scénarios prospectifs spatialisés réalisés à l'aide d'autres plateformes de modélisation (CLUE, Dinamica-Ego, LCM, etc.), dans l'hypothèse où elles offrent des similitudes en terme de paramétrage ;
- une approche multi-échelle. Il s'agirait d'adapter des scénarios prospectifs à des échelles spatiales différentes en utilisant le(s) même(s) modèle(s) de simulation.

Ce type d'approche, en analysant les similarités et/ou les différences entre les résultats, pourrait contribuer à l'évaluation de la validité et de la fiabilité des modèles de simulation prospectifs, notamment pour les simulations régionales et locales qui se basent sur des modèles de type *pattern-based*.

En parallèle, **la démarche prospective réalisée à l'échelle micro-locale à l'aide d'un modèle *process-based* nécessite, afin d'être validée, d'être appliquée à d'autres estives**, dans les Pyrénées françaises ou dans d'autres chaînes de montagne subissant des dynamiques de déprise similaire (Pyrénées espagnoles, Alpes, etc.).

Enfin, il resterait à développer et à coupler les modèles utilisés à différentes échelles spatiales, créant ainsi un modèle multi-échelle pour la simulation des changements d'occupation et d'usage du sol en montagne. Un tel modèle pourrait envisager une mise en relation entre les probabilités de conversion d'un pixel à l'échelle régionale – soumis à des contraintes principalement topographiques et climatiques – issus d'un modèle de type *pattern-based*, dont les tendances d'évolution seraient ensuite affinées à l'échelle locale/micro-locale grâce à un modèle de type *process-based*. Ce dernier offrirait la possibilité de reproduire des processus « naturels » d'évolution (reboisement) tout en prenant en compte des processus liés aux usages des espaces.

Suivant une approche similaire, l'échelle locale pourrait également être le catalyseur des probabilités de changements calculées en parallèle à l'échelle régionale, *via* une approche *pattern-based*, et à l'échelle micro-locale, *via* une approche *process-based*, offrant ainsi un équilibre entre les effets *bottom-up* résultants de dynamiques et de pratiques locales et des effets *top-down* induits par des changements à des échelles spatiales plus larges.

Bibliographie

A

- ACAP, 2010, *Etude - Stratégie de développement du pastoralisme*, Agricultures et Territoires ACAP Pyrénées, Disponible en ligne sur : <http://www.agriculturepyrenees.fr>
- ACAP, 2011, *Etude stratégique sur l'avenir de l'agropastoralisme dans les Pyrénées*, Agricultures et Territoires ACAP Pyrénées, Disponible en ligne sur : <http://www.agriculturepyrenees.fr>
- Agarwal C, Green G, Grove J, Evans T, 2002, A Review and Assessment of Land-Use Change Models: Dynamics of Space, Time, and Human Choice. *Apollo The International Magazine Of Art And Antiques*, p.62.
- AGRESTE, 2010, *Recensement Agricole 2010 France métropolitaine*, p.4.
- Alam R, Chowdhury M-A-I, Hasan G-M-J, Karanjit B, Shrestha, L-R, 2008, Generation, storage, collection and transportation of municipal solid waste: A case study in the city of Kathmandu, capital of Nepal. *Waste Management*, 28(6), pp.1088–1097.
- Alcamo J, Kok K, Busch G, Priess J-A, 2006, Searching for the Future of Land: scenarios from the Local to Global Scale. In E. Lambin & H. Geist, eds. *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts*. New York/Berlin, Springer, pp. 137-157.
- Alcamo J, Moreno, J-M, Novaky B, Bindi M, Corobov R, Devoy R, Giannakopoulos C, Martin E, Olesen J-E, Shvidenko A, 2007. Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In M.-L. Parry et al., eds. Cambridge, UK, pp. 541–580.
- Améstegui A, Brotons L, Coll L, 2010, Land-use changes as major drivers of mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Global Ecology and Biogeography*, 19, pp. 632-641.
- Anselme B, Bousquet F, Lyet A, Etienne M, Fady B, Le Page C, 2010, Modelling of spatial dynamics and biodiversity conservation on Lure mountain (France). *Environmental Modelling & Software*, 25(11), pp.1385–1398.
- Antona M, D'Aquino P, Aubert S, Barreteau O, Boissau S, Bousquet F, Daré W, Etienne M, Le Page C, Mathevet R, Trébuil G et Weber J, 2005, La modélisation comme outil d'accompagnement, *Natures Sciences Sociétés*, 13, pp. 165-168.
- Araujo M-B. & New M, 2007, Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol and Evol*, 22, pp.42–47.
- Archer D-R, 2003, Scale effects on the hydrological impact of upland afforestation and drainage using indices of flow variability: The River Irthing, England. *Hydrol Earth Syst Sc*, 7(3), pp.325–338.

B

- Balent G, Alard D, Blanfort V, Gibon A, 1998, Grazing systems, landscape patterns and biodiversity. *Annales de Zootechnie*, 47, pp.419-429.

- Balent G & Gibon A, 2011, Interactions of Grasslands with Forest at the Landscape Level: Topical Issues and Challenges Attached to Land Management in Agro–Silvo–Pastoral Landscapes. In G. Lemaire, J. Hodgson, & A. Chabbi, eds. *Grassland Productivity and Ecosystem Services*, chap. 25.
- Balster H, 1998, Cellular automata models for vegetation dynamics. *Ecological Modelling*, 107, pp.113–125.
- Bambach N, Meza F, Gilabert H, Miranda M, 2013, Impacts of climate change on the distribution of species and communities in the Chilean Mediterranean ecosystem. *Regional Environmental Change*, 13(6), pp.1245–1257.
- Batllore E & Gutiérrez, E, 2008, Regional tree line dynamics in response to global change in the Pyrenees. *Journal of Ecology*, 96, pp. 1275–1288.
- Beckage B, Osborne B, Gavin D.G, Pucko C, Siccama T, Perkins T, 2007, A rapid upward shift of a forest ecotone during 40 years of warming in the Green Mountains of Vermont, PNAS, 105(11), pp. 4197-4202.
- Blaschke T, 2010, Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65(1), pp. 2-16.
- Bao K, Shen J, Wang G, Le Roux G, 2015, Atmospheric Deposition History of Trace Metals and Metalloids for the Last 200 Years Recorded by Three Peat Cores in Great Hinggan Mountain, Northeast China. *Atmosphere*, 6, pp.380–409.
- Batllore E & Gutierrez E, 2008, Regional tree line dynamics in response to global change in the Pyrenees. *Journal of Ecology*, 96(6), pp.1275–1288.
- Van Beek L-P-H & Van Ash T-W-J, 2004, Regional assessment of the effects of land-use change on landslide Hazard by means of physically based modelling. *Natural Hazards*, 31(1), pp.289–304.
- Beguiría S, 2006, Changes in land cover and shallow landslide activity: A case study in the Spanish Pyrenees. *Geomorphology*, 74(1-4), pp.196–206.
- Bharati L, Gurung P, Jayakody P, Smakhtin V, Bhattarai, U, 2014, The Projected Impact of Climate Change on Water Availability and Development in the Koshi Basin, Nepal. *Mountain Research and Development*, 34(2), pp.118–130.
- Blaschke T, 2010, Object based image analysis for remote sensing. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65(1), pp.2–16.
- Boissau S, Lan Anh H & Castella J-C, 2004, The SAMBA Role Play Game in Northern Vietnam. *Mountain Research and Development*, 24(2), pp.101–105.
- Bolliger J, Kienast F, Soliva R and Rutherford G, 2007, Spatial sensitivity of species habitat patterns to scenarios of land use changes (Switzerland). *Landscape Ecology*, 22, pp.773-789.
- Bommel P, Bah A, Etienne M, Leclerc G, Monteil C, Toure I, 2010, Vers un méthamodèle pour analyser les systèmes d'élevage extensifs et leurs interactions avec les territoires. *Cahiers Agricultures*, 19(2), pp.143–151.

- Bonanno R, Ronchi C, Cagnazzi B, Provenzale A, 2013, Glacier response to current climate change and future scenarios in the northwestern Italian Alps. *Regional Environmental Change*, 14(2), pp.633–643.
- Bone C, Dragičević S & Roberts A, 2007, Evaluating forest management practices using a GIS-based cellular automata modeling approach with multispectral imagery. *Environmental Modeling & Assessment*, 12(2), pp.105–118.
- Bonham Carter G, 1994, *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS*, Elsevier, 398 p.
- Boulant N, Garnier A, Curt T and Lepart J, 2009, Disentangling the effects of land use, shrub cover and climate on the invasion speed of native and introduced pines in grasslands. *Diversity and Distributions*, 15, pp. 1047-1059.
- Bourgau M, Bertin M, Lerat JF, 2008, The french forest in 2050 – 2100, Ministry of agriculture and fisheries. Available online at: <http://agriculture.gouv.fr/la-foret-francaise-en-2050-2100>
- Bourgoin J & Castella J-C, 2011, “PLUP FICTION”: Landscape Simulation for Participatory Land Use Planning in Northern Lao PDR. *Mountain Research and Development*, 31(2), pp.78–88.
- Bousquet F, Barreteau O, Mullon C, Weber J, 1996. Modélisation d’accompagnement: systèmes multi-agents et gestion des ressources renouvelables. Actes du colloque "Quel environnement au XXIe siècle ? Environnement, maîtrise du long terme et démocratie. Abbaye de Frontevraud, France.
- Brandt J.S, Haynes M.A, Kuemmerle T, Walter D.M, Radeloff V.C, 2014, Regime shift on the roof of the world: alpine meadows converting to shrublands in the southern Himalayas, *Biological Conservation*, 158, pp. 116-127
- Brandt J, 2003, Multifunctional landscapes – perspectives for the future. *Journal of Environmental Sciences*, 15, pp.187–192.
- Bredja J-J, Karlen D, Smith J, Allan D, 2000, Identification of regional soil quality factors and indicators: II. Northern Mississippi loess hills and Palouse Prairie. *Soil Science Society of America Journal*, 64, pp.2125–2135.
- Brown D, Page S, Riolo R, Zellner M, Rand W, 2005, Path dependence and the validation of agent-based models of land use. *International Journal of Geographical Information Science*, 19(2), pp.153–174.
- Bucala A, 2014, The impact of human activities on land use and land cover changes and environmental processes in the Gorce Mountains (Western Polish Carpathians) in the past 50 years. *Journal of Environmental Management*, 138, pp. 1-14.
- Büntgen U, Frank D and Grudd H, 2008, Long-term summer temperature variation in the Pyrenees. *Climate Dynamics*, 31, pp.615-631.
- Bürgi M, Hersperger A & Schneeberger N, 2004, Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecology*, 19, pp.857–868.

Busch G, 2006, Future European agricultural landscapes: What can we learn from existing quantitative land use scenario studies?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114, pp. 121-140.

C

Camacho Olmedo M.T, Paegelow M, Mas J.F, 2013, Interest in intermediate soft-classified maps in land change model validation: suitability versus transition potential, *International Journal of Geographical Science*, 27(12), pp. 2343-2361

Camarero J & Gutierrez E, 2004, Pace and pattern of recent treeline dynamics : response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees. *Climate Change*, 63, pp.181–200.

Camarero J, Gutiérrez E, Fortin MJ, Ribbens E, 2005, Spatial patterns of tree recruitment in a relict population of *Pinus uncinata*: forest expansion through stratified diffusion. *Journal of Biogeography*, 32, pp. 1979-1992.

Cannas A & Pulina G, 2007, Dairy goats Feeding and Nutrition. (ed) Cabi Publishing, 320p.

Cantegrel R, 1984, Contribution à l'étude de la variabilité biologique et biochimique du pin à crochets (*Pinus Uncinata* Ram.) dans les Pyrénées. *Annales des Sciences Forestières*, 41, pp.273–302.

Carré J, 2010, Le temps des paysages. Evolutions paysagères et gestion durable des territoires en montagne Pyrénéenne (hautes vallées du gave de Pau et du Vicdessos. Thèse de Géographie, Université Toulouse II Le Mirail, 492p.

Castella J-C, Boissau S, Trung T-N, Quang D-D, 2005, Agrarian transition and lowland – upland interactions in mountain areas in northern Vietnam : application of a multi-agent simulation model. *Agricultural Systems*, 85, pp.312–332.

Castella J-C, Kam S, Quang D, Verburg P, Hoanh C, 2007. Combining top-down and bottom-up modelling approaches of land use / cover change to support public policies : Application to sustainable management of natural resources in northern Vietnam. *Land Use Policy*, 24, pp.531–545.

CEC, 2007, CORINE land cover 2006 Technical guide. Office for Official Publications of the European Communities. Available online at: http://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2007_17

CGAAER, 2010, Prospective of the European Common Agricultural Policy 2020. Available online at: <http://agriculture.gouv.fr/prospective-pac-2020-politique>

Chambre d'Agriculture – OIER SUAMME, 2009, Le diagnostic pastoral. Manuel pastoral – Boîte à outils pastoraux. Organisme Inter-Etablissement de Réseau des chambres d'agriculture “SUA Montagne Méditerranéenne Elevage”, 13p.

Charbonner Q & Romagny T, 2012, Pastoralisme d'Europe. Rendez-vous avec la modernité ! In A. permanente des chambres d'Agriculture et C. Association Française de Pastoralisme, ed. *Actes de la rencontre éponyme du 1er mars 2012*. Paris: Pastrum hors-série, p. 176.

Chase T-N, Pielke R-A, Kittel T-G-F, Baron J-S, Stohlgren T-J, 1999. Potential impacts on Colorado Rocky Mountain weather and climate due to land use changes on the adjacent Great Plains. *Journal of Geophys Res*, 104, pp.16673–16690.

- Chauchard S, Carcaillet C & Guibal F, 2007, Threshold of land-use abandonment controls the rate of *Pinus sylvestris* recruitment and the forest dynamics in a Mediterranean mountain (Provence , S-E France). *Ecosystems*, 10(6), pp.936–948.
- Chétalat J, Kalbermatten M, Lannas K, Spiegelberger T, Wettstein J-B, Gillet F, Peringer A, Buttler A, 2013, A contextual analysis of land-use vegetation changes in two wooded pastures in the Swiss Jura Mountains. *Ecology and Society*, 18(1): 39
- Chhabra A & Geist H, 2006, Multiple Impacts of Land Use/Cover Change. In E. Lambin & H. Geist, eds. *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts*. New York/Berlin, Springer, pp.71-113.
- Clarke K-C, Gaydos L-Y & Hoppen S, 1997, A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. *Environment and Planning*, 24, pp.247–261.
- Clarke K-C & Gaydos L-Y, 1998, Loose-coupling a cellular automaton model and GIS: Long term urban growth prediction for San Francisco and Washington/Baltimore. *International Journal of Geographical Information Science*, 12, pp.699–714.
- Cohen M, Varga D, Vila J, Barrassaud E, 2011, A multi-scale and multi-disciplinary approach to monitor landscape dynamics : a case study in the Catalan pre-Pyrenees (Spain). *The Geographic Journal*, 177(1), pp.79–91.
- Comité de massif des Pyrénées, 2006, *Schema interregional d'aménagement et de développement des Pyrénées*, Comité de massif des Pyrénées, 52 p.
- Comité de massif des Pyrénées, 2009, *Le schéma stratégique forestier des pyrénées*. Portée par l'Union Grand Sud des communes forestières, Comité de massif du 7 juillet 2009, 36 p.
- Commission Européenne, 2010 *Livre Vert concernant la protection des forêts et l'information sur les forêts dans l'UE : préparer les forêts au changement climatique*, 1^{er} mars 2010, Bruxelles, 25 p.
- Coppedge, B.R, Engle, D.M, & Fuhlendorf, S.D 2007, Markov models of land cover dynamics in a southern Great Plains grassland region. *Landscape Ecology*, 22, pp. 1383–1393
- Corgne S, 2004, *Modélisation prédictive de l'occupation des sols en contexte agricole intensif: application à la couverture hivernale des sols en Bretagne*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 2 - Haute-Bretagne, 226 p.
- Courtois E, Cornuau J, Loyau A, Schmeller D, 2013, Distribution of *Amphibiocystidium* sp. in palmate newts (*Lissotriton helveticus*) in Ariège, France. *Herpetology Notes*, 6, pp.539–543.
- Couvreur M, Mitteault F. et Pech M., 1999, Les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France. *Economie rurale*, 249, pp. 6-9.
- Crosetto M, Tarantola S, Saltelli A, 2000, Sensitivity and uncertainty analysis in spatial modelling based on GIS. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 81, pp. 71–79
- Curt T, Marsteau C, Michalland B, Prevosto B, 1998., *Dynamique et gestion des boisements spontanés de moyenne montagne*, Gip ECOFOR / Cemagref.

Curtaz F, Stanchi S, D'Amico M-E, Filippa G, Zanini E, Freppaz M, 2015, Soil evolution after land-reshaping in mountains areas (Aosta Valley, NW Italy). *Agriculture Ecosystems and Environment*, 199(1), pp.238–248.

D

D'Aquino P, Bah A & Aubert S, 2012, L'approche participative , incrémentale et itérative en modélisation : un changement profond de cadre méthodologique - Exemple d'une modélisation multi-niveau pour l'élaboration de politiques foncières au Sahel. *Revue Internationale de Géomatique*, 22(1), pp.77–101.

Dale V.H, 1997, The relationship between land-use change and climate change. *Ecological Applications*, 7, pp. 753–769.

Daubet B, De Miguel Magana S & Maurette A, 2007, *Livre blanc des forêts pyrénéennes - Pour une gestion durable des Pyrénées*, GEIE FORESPIR, 83 p.

Day A, 2013, Statistically Downscaled Climate Change Projections for the Animas River Basin, Colorado, USA. *Mountain Research and Development*, 33(1), pp.75–84.

Deadman P, Robinson D, Moran E, Brondizio E, 2004. Colonist household decisionmaking and land-use change in the Amazon Rainforest : an agent-based simulation. *Environment and Planning*, 31, pp.693–710.

Dearing J, Braimoh A, Reenberg A, Turner II B, 2010, Complex Land Systems : the Need for Long Time Perspectives to Assess. *Ecology And Society*, 15(4), p.21.

Delamarre A, 2002, *La prospective territoriale*, La Documentation française, Paris, 112 p.

Diaz H-F & Bradley R-S, 1997, Temperature variations during the last century at high elevation sites. *Climatic Change*, 36, pp.253–279.

Dirnböck T, Dullinger S & Grabherr G, 2003, A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography*, 30, pp.401–417.

Doukari O, Houet T, Aguejdad R, Clarke K, (Submitted), A scenario-driven model for projecting contrasting urban growth futures, *Environment and Planning B: Planning and Design*

Dubos-Paillard E, Langlois P & Guermond Y, 2003, Analyse de l'évolution urbaine par automate cellulaire. Le modèle Spacelle. *L'espace géographique*, 4, pp.357–378.

Ducrot D, Dejoux JF, Kadiri M, 2014, Natural vegetation land cover method in mountain context and wide area with multitemporal satellite images. In 5th Workshop of the EARSel Special Interest Group on Land Use and Land Cover - Frontiers in Earth Observation for Land System Science, Berlin, Germany, 17-18th March 2014.

Dullinger S, Dirnböck T, Greimler S, Grabherr G, 2003, A resampling approach to evaluate effects of summer farming on subalpine plant species diversity. *Journal of Vegetation Science*, 14, pp.243–252.

Dullinger S, Dirnböck T & Grabherr G, 2004, Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. *Journal of Ecology*, 92, pp. 241–252.

E

- Eastman R, 2009, Idrisi Taiga, Guide to GIS and Image Processing, 342 p.
- Emsellen K, Liziard S & Scarella F, 2012, La géoprospective: l'émergence d'un nouveau champ de recherche? *L'espace géographique*, 12, pp.154–168.
- Etienne M, Cohen M & Le Page C, 2003, A step-by step approach to build-up land management scenarios based on multiple viewpoints on multi-agent system simulations. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 6(2), p.6.
- Etienne M, 2006a, La modélisation d'accompagnement : un outil de dialogue et de concertation dans les réserves de biosphère. *Réserves de Biosphère*, 1, pp.44–52.
- Etienne M, 2006b, *Western European Silvopastoral Systems*, INRA, Paris, France, 276 p.
- Etienne M, Dobremez L, Guerin G, Rapey H, Simon C, 2010. Une modélisation d'accompagnement pour la gestion combinée des systèmes d'élevage et des milieux boisés sur le Causse du Larzac. *Cahiers Agricultures*, 19(2), pp.84–89.
- Etienne M, 2012, La modélisation d'accompagnement: une forme particulière de géoprospective. *L'espace géographique*, 12, pp.128–137.
- Etter A, McAlpine C, Wilson K, Phinn S, Possingham H, 2006. Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Columbia. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 114(2-4), pp.369–386.
- European Commission, 2004, The Agriblue Blueprint. Sustainable Territorial Development of the Rural Areas of Europe. European Commission, Brussels.
- European Commission, 2006, European Soil Portal – Soil Data and Information Systems. European Commission. *Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability*. Available at: http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/ESDB_Data_Distribution/ESDB_data.html [Accessed June 17, 2010].
- Ewert F, Rounsevell M, Reginster I, Metzger M, Leemans R, 2005. Future scenarios of European agricultural land use: I. Estimating changes in crop productivity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107, pp.101–116.
- Eychenne C, 2006, Hommes et troupeaux en montagne, la question pastorale en Ariège, Paris, L'Harmattan, p. 314
- Eychenne C, 2008, Montagne versus haute montagne : les recompositions territoriales du pastoralisme Ariégeois. *Sud-Ouest Européen*, 25, pp.39–49.

F

- FAO, 1995, Forest resources assessment, Global Synthesis. Food and Agricultural Organization, Rome, Earthscan Publications Ltd.
- FAO, 2003, World agriculture: towards 2015/2030. An FAO perspective, Earthscan Publications Ltd.
- Ferber J, 1995, *Les systèmes multi-agents: vers une intelligence collective*, InterEditions, 499 p.

Foley J-A, Costa M-H, Delire C, Ramankutty N, Snyder P, 2003. Green surprises ? How terrestrial ecosystems could affect Earth's climate. *Front Ecol Environ*, 1(1), pp.38–44.

Forget Y, 2014, *Conception d'un modèle prospectif spatialisé pour la simulation de scénarios contrastés en zone de montagne*. Mémoire de Master, Université Toulouse Jean-Jaurès, 79 p.

Fortin M, Boots B, Csillag F, Remmel T, 2003, On the role of spatial stochastic models in understanding landscape indices in ecology. *Oikos*, 102(1), pp.203–212.

G

Galop D, Houet T, Mazier F, Leroux G, Rius D, 2011, Grazing activities and biodiversity history in the Pyrenees: New insights on high altitude ecosystems in the framework of a Human-Environment Observatory. *PAGES news*, 19(2), pp.53–55.

Galop D, Rius D, Cugny C, Mazier F, 2013, Long-term Human-environment interactions history in the French Pyrenean Mountains inferred from pollen data. In Lozny L (ed) *Continuity and Change in Cultural Adaptation to Mountain Environments*. Springer-Verlag, New-York, pp. 19-30.

Garbarino M, Sibona E, Lingua E, 2014, Decline of traditional landscape in a protected area of the southwestern Alps: the fate of enclosed pasture patches in the land mosaic shift. *Journal of Mountain Science*. 11(2), pp. 544-554.

Gartzia M, Alados C-L & Perez-Cabello F, 2014, Assessment of the effects of biophysical and anthropogenic factors on woody plant encroachment in dense and sparse mountain grasslands based on remote sensing data. *Progress in Physical Geography*, 38, pp.201–217.

Garcia-Ruiz J, Lasanta T, Ruiz-Flano P, Ortigosa L, White S, Gonzalez C, Marti C, 1996, Land-use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology*, 11(5):267-277.

Gaucherel C & Houet T, 2009, Preface to the selected papers on spatially explicit landscape modelling: current practices and challenges. *Ecological Modelling*, 220 (24), pp. 2477-3480.

Gavazov K, Peringer A, Gillet F, Siehoff S, Buttler A, Spiegelberger T, 2013, Dynamics of forage production in pasture-woodlands of the Swiss Jura Mountains under projected climate change scenarios. *Ecology and Society*, 18(1):38

Gellrich M & Zimmermann N-E, 2007, Investigating the regional-scale pattern of agricultural land abandonment in the Swiss mountains: a spatial statistical modelling approach. *Landscape and Urban Planning*, 79, pp.65–76.

Gellrich M, Baur, P, Koch B, Zimmermann N.E, 2007, Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: a spatially explicit economic analysis. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 118, pp. 93–108.

Germaine M.-A., Puissant A., 2007, Cartographie et caractérisation quantitative des paysages de « vallées ordinaires » : l'exemple de la Seullès, Acte du colloque international de Géomatique et d'Analyse Spatiale - SAGEO, Clermont-Ferrand.

- Gibon A, 2009, Les zones intermédiaires : définition(s), éléments d'histoire, et dynamiques actuelles. In Actes du colloque « Zones intermédiaires dans les Pyrénées – Des territoires à revaloriser », Tarbes (France).
- Gibon A & Balent G, 2005, *Landscapes on the French side of western and central Pyrenees* Landscape. T. Pinto-Correia, R.-G.-H. Bunce, & D.-C. Howard, eds. Landscape, IALE/IALD, UK, pp.65-73.
- Gibon A, Sheeren D, Monteil C, Ladet S, Balent G, 2010, Modelling and simulating change in reforesting mountain landscapes using a social-ecological framework. *Landscape Ecology*, 25(2), pp.267–285.
- Gibson C, Ostrom E & Ahn T, 2000, The concept of scale and the human dimensions of global change : a survey. *Ecological Economics*, 32, pp.217–239.
- Gillet F, Besson O & Gobat J-M, 2002, PATUMOD: a compartment model of vegetation dynamics in wooded pastures, *Ecological Modelling*, 147, pp. 267-290.
- Gillet F & Peringer A, 2012, Dynamic Modelling of Silvopastoral Landscape Structure : Scenarios for Future Climate and Land Use. 2012 International Congress on Environmental Modelling and Software, Managing Resources of a Limited Planet, Sixth Biennial Meeting, Leipzig, Germany.
- Gillson L., 2009, Landscapes en Time and Space, *Landscape Ecology*, 24, pp. 149-155.
- Gillet F, 2008, Modelling vegetation dynamics in heterogeneous pasture-woodland landscapes. *Ecological Modelling*, 217, pp. 1-18.
- Giri C, Pengra B, Long J, Loveland T, 2013, Next generation of global land cover characterization, mapping, and monitoring. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 25, pp.30–37.
- Glade T, 2003, Landslide occurrence as a response to land use change: A review of evidence from New Zealand. *Catena*, 51(3-4), pp.297–314.
- GLP, 2005, *Global Land Project. Science Plan and Implementation Strategy*, IGBP Report no. 53 / IHDP Report no. 19, Stockholm, 74 p.
- Godet M, 1986, Introduction à la prospective: seven key ideas and one scenario method. *Futures*, 18, pp.134–157.
- Godet, M., 1992. *De l'anticipation à l'action*, Dunod, 390 p.
- Gourmelon F, Etienne M, Rouan M, Kerbiriou C, Charles M, Bioret F, Chlous-Ducharme F, Guerneur Y, Levrel H, 2008, Elements de prospective environnementale dans une réserve de biosphère. *Cybergeo : European Journal of Geography*, 429 p.
- Grandjean G, Bernardie S, Malet JP, Puissant A, Houet T, Berger F, Fort M, Pierre D, 2014, SAMCO : Society adaptation for coping with mountain risks in a global change context, *Geophysical research abstracts*.

H

- Haase D & Schwarz N, 2009, Simulation models on human-nature interactions in urban landscapes: A review including spatial economics, system dynamics, cellular automata and agent-based approaches. *Living Reviews in Landscape Research*, 3 p.
- Hand C, 2005, Simple Cellular Automata on a spreadsheet. *Computers in Higher Education Economics Review*, 17 p.
- Harrison P, Berry P, Butt N, New M, 2006, Modelling climate change impacts on species' distributions at the European scale: Implications for conservation policy. *Environmental Science and Policy*, 9, pp.116–128.
- Hatem F, 1993, *La Prospective. Pratiques et Méthodes*, Paris, Economica, Gestion, 390 p.
- Helton J-C, Johnson J-D, Sallaberry C-J, Storlie C-B, 2006, Survey of sampling-based methods for uncertainty and sensitivity analysis. *Reliability Engineering and System Safety*, 89, pp.306-330.
- Herault J & Juttern C, 1994, *Réseaux neuronaux et traitement du signal*, Collection Traité des nouvelles technologies, Série traitement du signal, Herès, Paris, 320 p.
- Hochtl F, Lehringer S & Konold W, 2005, Wilderness: what it means when it becomes a reality--a case study from the southwestern Alps. *Landscape and Urban Planning*, 70, pp.85–95.
- Houet T, 2006, *Occupation des sols et gestion de l'eau : Modélisation prospective en paysage agricole fragmenté (Application au SAGE du Blavet)*. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 2 - Haute-Bretagne, 357 p.
- Houet T & Hubert-Moy L, 2006, Modeling and projecting land-use and land-cover changes with a cellular automaton in considering landscape trajectories: an improvement for simulation of plausible future states. *EARSeL eProceedings*, (1), pp.63–76.
- Houet T, Gaucherel C & Giboire N, 2007, Simulation dynamique et spatialement explicite d ' un paysage agricole bocager. *Revue Internationale de Géomatique*, 17(3-4), pp.489–520.
- Houet T, Hubert-Moy L & Tissot C, 2008, Modélisation prospective spatialisée à l ' échelle locale : approche méthodologique. *Revue Internationale de Géomatique*, 18(3), pp.345–373.
- Houet T, Loveland T, Hubert-Moy L, Gaucherel C, Napton D, Barnes C, Sayler K, 2010a, Exploring subtle land use and land cover changes: a framework for future landscape studies. *Landscape Ecology*, 25, pp.249–266.
- Houet T, Verburg P & Loveland T, 2010b, Monitoring and modelling landscape dynamics. *Landscape Ecology*, 25, pp.163–167.
- Houet T, Hubert-Moy L, Tyssot C, 2011, Fine scale spatialised prospective modelling - a methodological approach. Application to water management in Brittany. *European Journal of Geomatics and Spatial Analysis*, 21, pp. 67-93.
- Houet T, Ribiere O, Vacquié L, Vidal F, Galop D, 2012, Caractérisation de la fermeture des paysages dans les Pyrénées depuis les années 1940 - Application sur le Haut-Vicdessos. *Sud-Ouest Européen*, 19 p.

Houet T & Gourmelon F, 2014, La géoprospective - Apport de la dimension spatiale aux démarches prospectives. *Cybergeographie: European Journal of Geography* [en ligne], Systèmes, Modélisation, Géostatistiques, document 667, mis en ligne le 08 février 2014.

Houet T, Schaller N, Castets M, Gaucherel C, 2014, Improving the simulation of fine-resolution landscape changes by coupling top-down and bottom-up land use and cover changes rules. *International Journal of Geographical Information Science*, pp.1–29.

Houet T, 2015, Usages des modèles spatiaux pour la prospective. *Revue Internationale de Géomatique*, 25(1), pp. 123-143.

Houghton J-T, Ding Y, Griggs D-J, Noguer M, van der Linder P-J, Dai X, Maskell K, Johnson C-A, 2001, *Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, Cambridge, New-York: Cambridge University Press, 944 p.

Houghton RA, 2003, Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different?. *Global Change Biology*. 9, pp. 5000-5009.

Huusko A & Hicks S, 2009, Conifer pollen abundance provides a proxy for summer temperature: evidence from the latitudinal forest limit in Finland. *Journal of Quaternary Science*, 4, pp. 522–528.

I

IDRISI Selva Help System, Available at: <http://www.clarklabs.org/support/IDRISITaiga-Help-System.cfm>.

IFN, 2009, *Les sylvoécorégions (SER) de France métropolitaine. Étude de définition*, Inventaire Forestier National, 166 p.

IFN, 2010, *La forêt française - Les résultats issus des campagnes d'inventaires 2005 à 2009*, Inventaire Forestier National, 92 p.

INSEE, 2007, Recensement général de la Population, Données statistiques, Cd-rom

INSEE, 2010, Recensement général de la Population, Données statistiques, Cd-rom

IPCC, 2000, *Special report on emissions scenarios – a special report of working group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

J

Jaramillo F, Prieto C, Lyon S, Destouni G, 2013, Multimethod assessment of evapotranspiration shifts due to non-irrigated agricultural development in Sweden. *Journal of Hydrology*, 484, pp.55–62.

Jenerette G.D, Wu J, 2001, Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona – Phoenix region, USA. *Landscape Ecology*, 16, pp. 611–626.

Julien M, Alard D & Balent G, 2006, Patterns of ash (*Fraxinus excelsior* L.) colonization in mountain grasslands: the importance of management practices. *Plant Ecology*, 183, pp.177–189.

K

- Karlen D, 2004, Soil quality as an indicator of sustainable tillage practices. *Soil Tillage Res.*, 78(2), pp.129–130.
- Kessler M, Bohner J & Kluge J, 2007, Modelling tree height to assess climatic conditions at tree lines in the Bolivian Andes. *Ecological Modelling*, 207(1-2), pp.223–233.
- Killmayer M, 2008, *Le développement rural dans les Pyrénées. Etude du Plan de Développement Rural National (PDRN) 2000-2006*. Ecole Supérieure d'Agriculture, Purpan, Toulouse, 132 p.
- Klein Goldewijk K & Ramankutty N, 2004, Land cover change over the last three centuries due to human activities: The availability of new global data sets. *GeoJournal*, 61, pp.335–344.
- Klein J, Ekstedt K, Walter M, Lyon S, 2014. Modeling Potential Water Resource Impacts of Mediterranean Tourism in a Changing Climate. *Environmental Modeling & Assessment*, 20(2), pp.117-128.
- Klijn J, Vullings L-A-E, van de Berg M, van Meijl H, van Lammeren R, van Rheenen T, Eickhout B, Veldkamp A, Verburg P, Westhoek H, 2005. *EURURALIS 1.0: A scenarios study on Europe's rural areas to support policy discussion*, Wageningen University and Research Centre/Environmental Assessment Agency (RIVM), 215 p.
- Kohler F, Gillet F, Reust S, Wagner R, Gadallah F, Gobat J-M, Buttler A, 2006, Spatial and seasonal patterns of cattle habitat use in a mountain wooded pasture. *Landscape Ecology*, 21, pp. 281-295.
- Kok K, Farrow A, Veldkamp A, Verburg P, 2001, A method and application of multi-scale validation in spatial land use models. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, pp.223–238.
- Kok K & Winograd M, 2002, Modelling land-use change for Central America , with special reference to the impact of hurricane Mitch. *Ecological Modelling*, 149(1-2), pp.53–69.
- Kok K, 2004, The role of population in understanding Honduran land use patterns. *Journal of Environmental Management*, 72(1-2), pp.73–89.
- Kok K, Verburg P & Veldkamp T, 2007, Integrated Assessment of the land system : The future of land use. *Land Use Policy*, 24(3), pp.517–520.
- Kolb M., Mas J.F, & Galicia L, 2013, Evaluating drivers of land-use change and transition potential models in a complex landscape in Southern Mexico. *International Journal of Geographical Information Science*, 27 (9), pp. 1804–1827.
- Komac B, Ke S, Nuche P, Escós J, Alados C-L, 2013, Modeling shrub encroachment in subalpine grasslands under different environmental and management scenarios. *Journal of Environmental Management*, 121, pp.160–169.
- Krausman F, Haberl H, Schulz N, Erb K-H, Darge E, Gaube V, 2003, Land-use change and socio-economic metabolism in Austri – Part 1: driving forces of land-use change: 1950-1995. *Land Use Policy*, 20(1):1-20.

L

- Van Laake P-E & Sanchez-Azofeifa G-A, 2004, Focus on deforestation: Zooming in on hot spots in highly fragmented ecosystems in Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102, pp.3–15.

- Laiolo P, Dondero F, Ciliento E, Rolando A, 2004, Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the avifauna. *Journal of Applied Ecology*, 41, pp.294–304.
- Laliberte A.S., Rango A., Havstad K.M., Paris J.F., Beck R.F., McNeely R. et Gonzalez A.L., 2004, Object-oriented image analysis for mapping shrub encroachment from 1937 to 2003 in southern New Mexico, *Remote Sensing of Environment*, 93, pp. 198-210.
- Lambin E, Turner B, Geist H, Agbola S, Angelsen A, Folke C, Bruce J, Coomes O, Dirzo R, George P, Homewood K, Imbernon J, Leemans R, Li X, Moran E, Mortimore M, Ramakrishnan P, Richards J, Steffen W, Stone G, Svedin U, Veldkamp T, 2001. The causes of land-use and land-cover change : moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11, pp.261–269.
- Lambin E & Geist H, 2006, *Land-Use and Land-Cover Change. Local processes and global impacts*, New York/Berlin, Springer, 222 p.
- Lamloom S-H & Savidge R-A, 2003, A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 North American species. *Biomass Bioenergy*, 25(4), pp.381–388.
- Landais E, 1992, Principes de modélisation des systèmes d'élevage. Approches graphiques. *Les cahiers de la recherche-développement*, 32, pp.82–95.
- Langlois P & Reguer D, 2005, La place du modèle et de la modélisation en Sciences Humaines et Sociales. In Y. Germond, ed. *Modélisations en géographie. Déterminismes et complexités*. Paris, pp. 35–48.
- Larson W-E & Pierce F-J, 1991, Conservation and enhancement of soil quality. In *International Board for Soil Research and Management*, Bangkok, Thailand, 2, pp.175-203.
- Leclerc G, Bommel P, Gibon A, Lasseur J, Hermes M, 2010. Elaboration participative de modèles et de scénarios: une entrée pour analyser la coévolution des systèmes d'élevage extensif et des territoires. *Cahiers Agricoles*, 19(2), pp.152–159.
- Lee D, Park C & Tomlin D, 2015, Effects of land-use-change scenarios on terrestrial carbon stocks in South Korea. *Landscape and Ecological Engineering*. 11(1), pp.47-59.
- Lenoir J, Gégout J.C, Marquet P.A, de Ruffray P, Brisse H, 2008, A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320(5884), pp. 1768-1771.
- Van der Leeuw S, Costanza R, Aulenbach S, Brewer S, Burek M, Cornell S, Crumley C, Dearing J-A, Downy C, Graumlich J-J, Heckbert S, Hegmon M, Bibbard K, Jackson S-T, Kubiszewski I, Sinclair P, Sorlin S, Steffen W, 2011. Toward an integrated history to guide the future. *Ecology And Society*, 16(4), 2.
- Leyk S, Boesch R & Weibel R, 2005, A Conceptual Framework for Uncertainty Investigation in Map-Based Land Cover Change Modelling. *Transactions in GIS*, 9(3), pp. 291-322
- Ligman-Zielinska A, Jankowski P, 2014, Spatially-explicit integrated uncertainty and sensitivity analysis of criteria weights in multicriteria land suitability evaluation. *Environmental Modelling and Software*, 57, pp. 235-247.

- Lippe M, Thai Minh T, Neef A, Hilger T, Hoffmann V, Lam N, Cadisch G, 2011. Building on qualitative datasets and participatory processes to simulate land use change in a mountain watershed of Northwest Vietnam. *Environmental Modelling & Software*, 26(12), pp.1454–1466.
- Lopez-Moreno J, Goyette S & Beniston M, 2008, Climate change prediction over complex areas: spatial variability of uncertainties and expected changes over the Pyrenees from a set of regional climate models. *International Journal of Climatology*, 28(11), pp.1535–1550.
- Lopez-Moreno J & Beniston M, 2009, Daily precipitation intensity projected for the 21st century : seasonal changes over the Pyrenees. *Theoretical and Applied Climatology*, 95, pp.375–384.
- Lopez-Moreno J, Goyette S, Vicente-Serrano S, Beniston M, 2011. Effects of climate change on the intensity and frequency of heavy snowfall events in the Pyrenees. *Climatic Change*, 105, pp.489–508.

M

- Maestripietri N, 2012, Dynamiques spatio-temporelles des plantations forestières industrielles dans le sud chilien. De l'analyse diachronique à la modélisation prospective. Thèse de Doctorat, Université Toulouse Jean-Jaurès, 357p.
- Malecheck J-C, 1982, Grazing management of goats in extensive rangeland production systems. In: Proceedings of the 3rd International Conference of Goat Production and Disease, Tucson, Arizona. Dairy Goat Journal Publishing, Scottsdale, Arizona, pp 404-407.
- Maltarollo V, Honório K. & Borges A, 2013, Applications of Artificial Neural Networks in Chemical Problems. In K. Suzuki, ed. *Chemical Problems, Artificial Neural Networks - Architectures and Applications*. Chapter 10.
- Manfredi E, Flury B, Viviano G, Thakuri S, Khanal S, Jha P-K, Maskey R, Kayastha R, Kafle K, Bhochhibhoya S, Ghimire N, Shrestha B, Chaudhary G, Giannino F, Carteni F, Mazzoleni S, Salerno F, 2010. Solid Waste and Water Quality Management Models for Sagarmatha National Park and Buffer Zone, Nepal. *Mountain Research and Development*, 30(2), pp.127–142.
- Markandya A, 2006, Water quality issues in developing countries. In R. Lopez & M.-A. Toman, eds. *Economic Development and Environmental Sustainability. New Policy Options*. New York, pp. 307–344.
- Marohn C, Schreinemachers P, Quang D-V, Berger T, Siripalangkanont P, Nguyen T-T, Cadisch G, 2013. A software coupling approach to assess low-cost soil conservation strategies for highland agriculture in Vietnam. *Environmental Modelling & Software*, 45, pp.116–128.
- Mas J-F & Puig H, 2004, Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks. *Environmental Modelling & Software*, 19, pp.461–471.
- Mas J-F, Kolb M, Houet T, Paegelow M, Camacho Olmedo M-T, 2011. Éclairer le choix des outils de simulation des changements des modes d'occupation et d'usages des sols. Une approche comparative. *Géomatique et occupation des sols*, 21, pp.405–430.
- Mas J.F, Vega A.P & Clarke K., 2012, Assessing simulated land use/cover maps using similarity and fragmentation indices. *Ecological Complexity*, 11, pp. 38–45.

- Mas J-F, Kolb M & Houet T, 2014a. Modelling Land use / cover changes: a comparison of conceptual approaches and softwares. *Environmental Modelling & Software*, 51, pp.94–111.
- Mas J-F, Kolb M, Paegelow M, Camacho Olmedo M-T, Houet T, 2014b. Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software*, 51, pp.94–111.
- Mather J, 1991, *Global Change: Geographical Approaches* University of Arizona Press, 289 p.
- Matthews R, Gilbert N, Roach A, Polhill J, Gotts N, 2007. Agent-based land-use models: A review of applications. *Landscape Ecology*, 22, pp.1447–1459.
- McDonald A, Crabtree J-R, Wiesinger G, Dax T, Stamou N, Fleury P, Gutierrez L, Gibon A, 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59, pp.47–69.
- McGarigal K, Cushman SA, Neel MC, 2002, FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, MA, USA.
- McNeely J-A, 1994, Lessons from the past: Forests and biodiversity. *Biodiversity Conservation*, 3, pp.3–20.
- MEA, 2005, *Ecosystem and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington DC, USA.
- Meadows D, Meadows D, Randers J, Behrens W, 1972. *Haltes à la croissance ?*, Paris, Edition Fayard
- Meijl H, Rheenen T, Tabeau A, Eickhout B, 2006, The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 114, pp.21–38.
- Métailie J-P & Paegelow M, 2004, Land Abandonment and the Spreading of the Forest in the Eastern French Pyrenees in the Nineteenth to Twentieth Centuries. In S. Mazzoleni et al., eds. *Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape*. pp. 219–236.
- Métailie J-P, 2006, La “dégradation des montagnes” au XIXème siècle dans les Pyrénées: surexploitation pastorale, crise catastrophique, mythe, ou crise perpétuelle? In C. Beck, Y. Luginbühl, & T. Muxart, eds. *Temps et espaces des crises de l’environnement: Sociétés et ressources renouvelables*.
- Métailié J-P, 2011, Feu et gestion de l’espace. Brûler le paysage pour l’entretenir. In: Bertrand G, Briffaud S (dir.) *Le paysage, retour d’expériences entre recherché et projet*. Rencontres de l’Abbaye d’Arthous, 9-10 octobre 2008. pp 91-95.
- Météo France, 2009, *Base de données climatiques communales 2009*, THEMA Université de Franche-Comté, CNRS UMR 6049 (F-25000 Besançon) / CESAR INRA UMR 1041 (F-21000 Dijon)
- Metzger M, Rounsevell M, Acosta-Michlik L, Leemans R, Schroter D, 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 114(1), pp.69–85.

- Michel S & Nambena S, 2003, Using Geographic Information Systems to Assess Possibilities of Expanding Traditional Agroforestry in Slash-and-Burn Zones in Madagascar. *Mountain Research and Development*, 23(4), pp.329–333.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2003, Ecosystems and human well-being: A framework for assessment, 245 p.
- Millington J-D, Perry G-L & Romero-Calcerrada R, 2007, Regression techniques for examining land use/cover change: a case study of a mediterranean landscape. *Ecosystems*, 10, pp. 562–578.
- Milne E, Aspinall R & Veldkamp T, 2009, Integrated modelling of natural and social systems in land change science. *Ecological Modelling*, 24, pp.1145–1147.
- Mitchley J & Price M, 2006, Integrated Futures for Europe 's Mountain Regions : Reconciling Biodiversity Conservation and Human Livelihoods. *Journal of Mountain Science*, 3(4), pp.276–286.
- Mottet A, 2005, Transformations des systèmes d'élevage depuis 1950 et conséquences pour la dynamique des paysages dans les Pyrénées. Contribution à l'étude du phénomène d'abandon de terres agricoles en montagne à partir de l'exemple de quatre communes des Hautes-Pyrénées. Thèse de Sciences Ecologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries, INP Toulouse.
- Mottet A, Julien M, Balent G, Gibon A, 2006. Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: a case study in the Pyrenees. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 114, pp.296–310.
- Mottet A, Julien M, Balent G & Gibon A, 2007, Agricultural land-use change and ash (*Fraxinus excelsior L.*) colonization in Pyrenean landscapes: an interdisciplinary case study. *Environmental Modeling and Assessment*, 12, pp. 293-302.
- Munroe D & Müller D, 2006, Issues in spatially explicit statistical land-use/land-cover change (LUCC) models: Examples from western Honduras and the Central Highlands of Vietnam. *Land Use Policy*, 24(3), pp.521–530.
- Munshi M, Areendran G & Joshi P, 2012, Modeling spatio-temporal change patterns of forest cover: a case study from the Himalayan foothills (India). *Regional Environmental Change*, 12(3), pp.619–632.
- Mustard J & Fisher T, 2004, *Land use and hydrology* Land chang. G. Gutman et al., eds., Dordrecht Boston London: Remote Sensing and Digital Image Processing.
- N**
- Nathan R & Muller-Landau H-C, 2000, Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution*, 15, pp. 278–285.
- Ni J, 2000, A Simulation of Biomes on the Tibetan Plateau and Their Responses to Global Climate Change. *Mountain Research and Development*, 20(1), pp.80–89.
- Nicolussi K, Kaufmann M, Patzelt G, van der Plicht J, Thurner A, 2005, Holocene tree-line variability in the Kauner Valley, Central Eastern Alps, indicated by dendrochronological analysis of living trees and subfossil logs. *Vegetation History and Archaeobotany*, 14, pp. 221-234.

Nriagu J-O, 1996, A history of global metal pollution. *Science*, 272, pp.223–224.

O

Olsson E-G, Austrheim G & Grenne S-N, 2000, Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960–1993. *Landscape Ecology*, 15(2):155–170.

Overmars K.P, Verburg P.H & Veldkamp T.A., 2007, Comparison of a deductive and an inductive approach to specify land suitability in a spatially explicit land use model. *Land Use Policy*, 24, pp. 584-599.

P

Pacyna J-M & Pacyna E-G, 2001, An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environ. Rev.*, 9, pp.269–298.

Paegelow M., Villa N., Cornez L., Ferraty F., Ferré L. et Sarda P., 2004, Modélisation prospective de l'occupation du sol. Le cas d'une montagne méditerranéenne, <http://cybergeog.revues.org/2811>

Paegelow M & Olmedo M, 2005, Possibilities and limits of prospective GIS land cover modelling—a compared case study: Garrotxes (France) and Alta Alpujarra Granadina (Spain). *International Journal of Geographical Information Science*, 19(6), pp.697–722.

Paegelow M, Camacho Olmedo M-T, Mas J-F, Houet T, 2014. Benchmarking of LUCC modelling tools by various validation techniques and error analysis. *Cybergeo: European Journal of Geography*, 701. Available at: <http://cybergeog.revues.org/26610>.

Le Page R, 2002, Application des réseaux de neurones en imagerie et vision assistée par ordinateur. , 138p.

Parker D-C, Manson S-M, Janssen M-A, Hoffmann M-J, Deadman P, 2003. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers*, 93(2), pp.314–337.

Pei S-J & Saijse P-E, 1993, Regional study on biodiversity concepts, frameworks and methods. *Proceedings of the Southeast Asian Universities Agroecosystems Network (SUAN) and Program on Environment (ENV)*, Xishuangbanna, Yunnan Province

Peñuelas J & Boada M, 2003, A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain), *Global change biology*, 9(2), pp. 131-140.

Peng P, Kumar A, van den Dool H, Barnston A.G, 2002, An analysis of multimodel ensemble predictions for seasonal climate anomalies, *Journal of Geophysical Research*. 107(D23), pp. 1-12

Peringer A, Siehoff S, Chételat J, Spiegelberger T, Buttler A, Gillet F, 2013. Past and future landscape dynamics in pasture-woodlands of the Swiss Jura Mountains under climate change. *Ecology And Society*, 18(3), p.32.

Perrier A & Perrier J, 2014, Guide des arbres et arbustes de France. (ed) Sud-Ouest. Guide Nature, Bordeaux.

Pielke R.A, 2002, Mesoscale meteorological modeling. *Academic Press*, San Diego.

- Pontius R & Schneider L, 2001, Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed (Massachusetts, USA). *Agriculture Ecosystems and Environment*, 85, pp.239–248.
- Pontius R, 2002, Statistical methods to partition effects of quantity and location during comparison of categorical maps at multiple resolutions. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68, pp.1041–1049.
- Pontius R, Huffaker D & Denman K, 2004, Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecological Modelling*, 179(4), pp.445–461.
- Pontius R, Shusas E & McEachern M, 2004, Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 101, pp.251–268.
- Poux X, 2003, Les méthodes des scénarios. In L. Mermet, ed. *Prospectives pour l'environnement; Quelles recherches ? Quelles ressources? Quelles méthodes?*. pp. 30–50.
- Poyatos R, Latron J & Llorens P, 2003, Land Use and Land Cover Change After Agricultural Abandonment. *Mountain Research and Development*, 23(4), pp.362–368.
- Prévosto B, Hill D & Coquillard P, 2003, Individual-based modelling of *Pinus sylvestris* invasion after grazing abandonment in the French Massif Central. *Plant Ecology*, 168, pp.121–137.
- Price B, Kienast F, Seidl I, Ginzler C, Verburg P, Bolliger J, 2015. Future landscapes of Switzerland: Risk areas for urbanisation and land abandonment. *Applied Geography*, 57, pp.32–41.
- Promper C, Puissant A, Malet J-P, Glade T, 2014. Analysis of land cover changes in the past and the future as contribution to landslide risk scenarios. *Applied Geography*, 53, pp.11–19.

R

- Ramankutty N, 2006, Global Land-Cover Change: Recent Progress, Remaining Challenges. In E. Lambin & H. Geist, eds. *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts*. Global Change - The IGBP Series, pp.9-38.
- Rao K-S & Pant R, 2001, Land use dynamics and landscape change pattern in a typical micro watershed in the mid elevation zone of central Himalaya, India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 86, pp.113–123.
- Ratto M, Castelletti A & Pagano A, 2012, Emulation techniques for the reduction and sensitivity analysis of complex environmental models. *Environmental Modelling & Software*, 34, pp.1–4.
- Reidsma P, Tekelenburg T, van den Berg M, Alkemade R, 2006. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1), pp.86–102.
- Renwick A, Jansson T, Verburg P, Revoredo-Giha C, Britz W, Gocht A, Mccracken D, 2013. Land Use Policy Policy reform and agricultural land abandonment in the EU. *Land Use Policy*, 30(1), pp.446–457.
- Richards J-F, 1990, Land transformation. In I. B. Turner et al., eds. *The Earth as transformed by human actions: Global and regional changes in the biosphere over the past 300 years*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 163–178.

- Riou-Nivert P, 2005, Les résineux Tome 2: Écologie et pathologie. (ed) Institut pour le développement forestier. 448p.
- Romanenko I, Romanenkov V, Smith P, Smith J, Sirotenko O, Lisovoi N, Shevtsova L, Rukhovich D, Koroleva P, 2007. Constructing regional scenarios for sustainable agriculture in European Russia and Ukraine for 2000 to 2070. *Regional Environmental Change*, 7(2), pp.63–77.
- Rotmans J, Asselt M-V, Anastasi C, Greeuw S, Mellors J, Peters S, Rothman D, Rijkens N, 2000. Visions for a sustainable Europe. *Futures*, 32, pp.809–831.
- Rounsevell M, Ewert F, Reginster I, Leemans R, Carter T, 2005. Future scenarios of European agricultural land use II . Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 107, pp.117–135.
- Rounsevell M, Reginster I, Araujo M, Carter T, Dendoncker N, Ewert F, House J, Kankaanpää S, Leemans R, Metzger M, Schmit C, Tuck G, 2006, A coherent set of future land use change scenario for Europe, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114, pp. 57-68.
- Rueff C, 2011, *La diversité des chemins d'évolution des exploitations d'élevage d'un petit territoire de montagne depuis 1950 (vallée du Davantaygue, Hautes-Pyrénées)*. Thèse de Doctorat, INRA de Toulouse, 301 p.
- Rutherford G, Bebi P, Edwards P-J, Zimmermann N-E, 2008. Assessing land-use statistics to model land cover change in a mountainous landscape in the European Alps. *Ecological Modelling*, 212, pp.460–471.
- S**
- Sagan C, 1979, Anthropogenic Albedo Changes and the Earth's Climate. *Science*, 206(4425), pp.1363–1368.
- Salerno F, Cuccillato E, Caroli P, Bajracharya B, Manfredi E, Viviano G, 2010. Experience With a Hard and Soft Participatory Modeling Framework for Social-ecological System Management in Mount Everest (Nepal) and K2 (Pakistan) Protected Areas. *Mountain Research and Development*, 30(2), pp.80–93.
- Santé I, García A.M, Miranda, D, Crecente, R, 2010, Cellular automata models for the simulation of real-world urban processes: A review and analysis. *Landscape and Urban Planning*, 96(2), pp. 108–122.
- Santini M & Valentini R, 2010, Predicting hot-spots of land use changes in Italy by ensemble forecasting. *Regional Environmental Change*, 11(3), pp.483–502.
- Schaldach R & Priess J, 2008, Integrated Models of the Land System: A Review of Modelling Approaches on the Regional to Global Scale. *Living Reviews in Landscape Research*, 2, pp.1–34.
- Schirpke U, Leitinger G, Tappeiner U, Tasser E, 2012. SPA-LUCC: Developing land-use/cover scenarios in mountain landscapes. *Ecological Informatics*, 12, pp.68–76.
- Schneeberger N, Buergi M, Hersperger AM, 2007, Driving forces and rates of landscape change as a promising combination for landscape change research - An application on the northern fringe of the Swiss Alps. *Land Use Policy*, 24(2), pp. 349-361.

- Scholes M-C, Matrai P-A, Andreae M-O, Smith K-A, Manning M-R, 2003. Biosphère-atmosphère interactions. In G.-P. Brasseur, G.-R. Prinn, & A.-A.-P. Pszenny, eds. *Atmospheric chemistry in a changing World: An integration of a decade of tropospheric chemistry research*. Berlin Heidelberg: The IGBP Series, pp. 19–71.
- Schroth G, Läderach P, Blackburn Cuero D-S, Neilson J, Bunn C, 2014. Winner or loser of climate change? A modeling study of current and future climatic suitability of Arabica coffee in Indonesia. *Regional Environmental Change*.
- Schulp C, Nabuurs G-J & Verburg P, 2008, Future carbon sequestration in Europe: effects of land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127(3-4), pp.251–264.
- Schupp E-W & Fuentes M, 1995, Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant population ecology. *Ecoscience*, 2, pp. 267–275.
- Sellers P-J, 1992, Biophysical models of land surface processes. In K. Trenberth, ed. *Climate system modelling*. London: Cambridge University Press, pp. 451–490.
- Serra P, Pons X & Sauri D, 2008, Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: a spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Applied Geography*, 28, pp.189–209.
- Sheeren D, Ribiere O, Raynaud B, Ladet S, Paegelow M, Houet T, 2012. Assessing land cover changes in the French Pyrenees since the 1940s : a semi-automatic GEOBIA approach using aerial photographs, Proceedings of the AGILE'2012 conference, 23-27 April, Avignon, France.
- Simon C, 2004, *Approche Multi-Agents pour une gestion pastorale et forestiere concertée*. Mémoire, INRA de Toulouse, 76 p.
- Sleeter B, Sohl T, Bouchard M, Reker R, Soulard C, Acevedo W, Griffith G, Sleeter R, Auch R, Sayler K, 2012. Scenarios of land use and land cover change in the conterminous United States : Utilizing the special report on emission scenarios at ecoregional scales. *Global Environmental Change*, 22(4), pp.896–914.
- Smith J-U, Smith P, Wattenbach M, Zaehle S, Hiederer R, Jones R-J-A, Montanarella L, Rounsevell M, Reginster I, Ewert F, 2005. Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990-2080. *Glob Cahnge Biol*, 11(12), pp.2141–2152.
- Snow V, Rotz C, Moore A, Martin-Clouaire R, Johnson I, Hutchings N, Eckard R, 2014. The challenges – and some solutions – to process-based modelling of grazed agricultural systems. *Environmental Modelling & Software*, 62, pp.420–436.
- Soares-Filho B-S & Coutinho Cerqueira G, 2002, DINAMICA - a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154, pp.217–235.
- Söderström B, Svensson B, Vessby K, Glimskär A, 2001. Plants, insects, and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity Conservation*, 10, pp.1839–1863.

- Sohl T & Sayler K, 2008, Using the FORE-SCE model to project land-cover change in the southeastern United States. *Ecological Modelling*, 219(1-2), pp.49–65.
- Sohl T, Loveland T, Sleeter B, 2010, Addressing foundational elements of regional land-use change forecasting. *Landscape Ecology*. 25, pp. 233-247.
- Sohl T & Sleeter B, 2012, Role of Remote Sensing for Land-Use and Land-Cover Change Modeling. In C. Giri, ed. *Remote Sensing of Land Use and Land Cover: Principles and Applications*. CRC Press, p. 477.
- Sohl T, Sleeter B, Sayler K, 2012, Spatially explicit land-use and land-cover scenarios for the Great Plains of the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 153, pp. 1-15.
- Sohl T, Sayler K, Bouchard M, 2014, Spatially explicit modeling of 1992-2100 land cover and forest stand age for the conterminous United States. *Ecological Applications*. 24(5), pp. 1015-1036.
- Steffen W), Sanderson A, Tyson P.D, Jäge J, Matson P.A, Moore B, Oldfield F, Richardson K, Schellnhuber H.J, Turner B.L, Wasson R.J, 2004, Global Change and the Earth System: A Planet under Pressure, Global Change – The IGBP Series, Ed. Springer.
- Swenson J & Franklin J, 2000, The effects of future urban development on habitat fragmentation in the Santa Monica Mountains. *Landscape Ecology*, 15, pp.713–730.
- Szczypta C, Gascoïn S, Houet T, Vigneau C, Fanise P, 2015. Impact of climate and land-use changes on snow cover in a small headwater catchment in the Pyrenees. *Journal of Hydrology*, 521, pp.84–99.

T

- Tasser E & Tappeiner U, 2002, Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science*, 5, pp. 173–184.
- Triantakoustantis D & Mountrakis G, 2012, Urban Growth Prediction : A Review of Computational Models and Human Perceptions. *Journal of Geographic Information System*, 4, pp.555–587.
- Turley MC & Ford ED, 2009, Definition and calculation of uncertainty in ecological process models. *Ecological Modelling*. 220(17), pp. 1968-1983.
- Turner II B, Skole D, Sanderson S, Fischer G, Fresco L, Leemans R, 1995a, *LUCC Science Research Plan*, IGBP Report n. 35 & HDP Report n. 7, Stockholm and Geneva.
- Turner II BL, Lambin EF, Reenberg A, 1995b, The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *PNAS* 104(52), pp. 20666-20671.
- Turner II B & McCandless S, 2004, How humankind came to rival nature: A brief history of the human-environment condition and the lessons learned W.-C. Clark, P. Crutzen, & H.-J. Schellnhuber, eds. *Earth system analysis for sustainability*, pp.227–243.
- Turner II B, Lambin E & Reenberg A, 2007, The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *PNAS*, 104(52), 7 p.

U

- UNEP, 2002. *Global Environment Outlook 3*, Nairobi, Kenya.

V

- Vacquié L, 2011, Potentialités des images à très haute résolution spatiale pour la cartographie des zones humides de montagne. *Revue International de Géomatique*, 22(4), pp. 497-518.
- Vacquié L, Houet T, Vigneau C, 2013, Characterizing land use and land cover change trajectories. A multiscale approach applied on the Pyrenees mountains. Proceedings of the SAGEO'13 symposium, 23-26 september 2013, Brest, France. pp. 155-167.
- Vacquie L, Houet T, Sohl T, Reker R, Sayler K, 2015, Developing scenarios to project LULC changes in the Pyrenees (France): a model-based approach to assess land abandonment and reforestation dynamics. *Journal of Mountain Science*
- van Meijl H, van Rheenen T, Tabeau A, 2006, The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 114(1), pp. 21-38
- Vanwambeke S-O, 2005, *Impacts of a land-use change on mosquito-borne diseases in Northern Thailand*. Département de Géographie, Université Catholique de Louvain.
- Veldkamp A & Lambin E, 2001, Predicting land-use change. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 85, pp.1-6.
- Verburg P, Soepboer W, Veldkamp A, Limpiada R, Espaldon V, Mastura S-S-A, 2002. The spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. *Environ Manage*, 30(3), pp.391-405.
- Verburg P, Schot P, Dijst M, Veldkamp A, 2004, Land use change modelling : current practice and research priorities. *GeoJournal*, 61(1), pp.309-324.
- Verburg P, Kok K, Pontius R, Veldkamp A, 2006a, Modeling Land-Use and Land-Cover Change. In E. Lambin & H. Geist, eds. *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts*. New York/Berlin, Springer, pp.117-131.
- Verburg P, Schulp C, Witte N, Veldkamp A, 2006b, Downscaling of land use change scenarios to assess the dynamics of European landscapes. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 114, pp.39-56.
- Verburg P, Rounsevell M & Veldkamp A, 2006c, Scenario-based studies of future land use in Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 114(1), pp.1-6.
- Verburg P, Eickhout B & van Meijl H, 2008, A multi-scale, multi-model approach for analyzing the future dynamics of European land use. *Ann Regional Sci*, 42, pp.57-77.
- Verburg P, van Berkel D, van Doorn A, van Eupen M, van den Heiligenberg H, 2010. Trajectories of land use change in Europe : a model-based exploration of rural futures. *Landscape Ecology*, 25, pp.217-232.
- Vert J & Portet F, 2010, Prospective study on Agriculture and Energy in 2030. Agriculture adressing energy challenges, Ministry of agriculture and fisheries. Available online at: <http://agriculture.gouv.fr/agriculture-energie-2030,1440>.
- Vert J, Schaller N, Villien C, 2013, Agriculture, Forest, Climate: towards adaptation strategies, Ministry of agriculture and fisheries, Available online at: <http://agriculture.gouv.fr/AFCLim-Agriculture-foret-climat>

Viaggi D, Raggi M & Gomez y Paloma S, 2013, Modelling and interpreting the impact of policy and price scenarios on farm-household sustainability: Farming systems vs. result-driven clustering. *Environmental Modelling & Software*, 43, pp.96–108.

Viglas J, Brown C & Johnstone J, 2013, Age and size effects on seed productivity of northern black spruce. *Canadian Journal of Forest Research*, 43, pp. 534–543.

Villar L & Dendaletche C, 1994, Pyrenees. France, Spain and Andorra. In S.-D. Davis, V.-H. Heywood, & A.-C. Hamilton, eds. *Centres of Plants Diversity, a Guide and Strategy for their Conservation*. Oxford: Information Press, pp. 61–64.

Voiron, C., 2006. L'espace dans la modélisation des interactions nature-société, Actes du colloque International Interactions Nature-Société, La Baule.

W

Wallentin G, Tappeiner U, Strobl J, Tasser E, 2008. Understanding alpine tree line dynamics: An individual-based model. *Ecological Modelling*, 218(3-4), pp.235–246.

Weng E & Zhou G, 2005, Modeling distribution changes of vegetation in China under future climate change. *Environmental Modeling & Assessment*, 11(1), pp.45–58.

Wilensky U, 1999, Netlogo. Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University, Evanston. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>.

Williamson G, Prior L, Grose M, Harris R, Bowman D, 2014. Projecting canopy cover change in Tasmanian eucalypt forests using dynamically downscaled regional climate models. *Regional Environmental Change*, 14(4), pp.1373–1386.

Wolfram S, 1984, Cellular Automata as Models of Complexity. *Nature*, 311(5985), pp.419–424.

Wu F, 2002, Calibration of Stochastic Cellular Automata: The Application to Rural-Urban Land Conversions. *International Journal of Geographical Information Science*, 16(8), pp.795–818.

Y

Yang M, Coillie F, Liu M, Wulf R, Hens L, Ou X, 2014. A GIS Approach to Estimating Tourists ' Off-road Use in a Mountainous Protected Area of Northwest Yunnan, China. *Mountain Research and Development*, 34(2), pp.107–117.

Z

Zimmermann P, Tasser E, Leitinger G, Tappeiner U, 2010, Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, pp. 13-22.

Annexes

| | |
|--|-----|
| Annexe 1. Présentation des objets d'étude et des échelles spatiales d'application des articles scientifiques analysés..... | 290 |
| Annexe 2. Tableau récapitulatif des caractéristiques des 51 articles analysés..... | 293 |
| Annexe 3. Légende des abréviations de l'annexe 2..... | 296 |
| Annexe 4. Liste des personnes présentes lors de la réunion participative du 07/05/2013 organisée à la Fédération Pastorale de Foix (09122)..... | 297 |
| Annexe 5. Liste des personnes présentes lors de la réunion participative du 15/11/2013 organisée à la Fédération Pastorale de Foix (09122)..... | 297 |
| Annexe 6. Liste des personnes présentes lors de la réunion participative du 12/05/2014 organisée à la Mairie de Seix (09285)..... | 297 |
| Annexe 7. Délimitation des quatre écorégions des Pyrénées françaises et leur représentativité au sein des trois régions administratives du massif, ainsi que les types d'occupation et d'usage du sol qui les composent (données Corine Land Cover, 2006)..... | 298 |
| Annexe 8. Surfaces de probabilité de localisation de chaque type d'occupation et d'usage du sol. (Les probabilités faibles à fortes suivent un gradient du bleu au rouge.)..... | 299 |
| Annexe 9. Cartes de probabilité de changements pour chacune des transitions (à gauche celles issues de l'utilisation des variables quantitatives, à droite celles réalisées à partir des variables qualitatives)..... | 302 |

Annexe 1. Présentation des objets d'étude et des échelles spatiales d'application des articles scientifiques analysés

| Echelle spatiale | Objet d'étude | Référence |
|---------------------------------------|---|---|
| L'occupation et l'usage du sol | | |
| Locale | Modélisation des pratiques agricoles et leurs impacts sur l'occupation et l'usage du sol. | (Boissau et al. 2004; Michel & Nambena 2003) |
| | Modélisation des effets de l'abandon des espaces et des dynamiques de reforestation sur les écosystèmes montagnards. | (Forget 2014; Paegelow & Olmedo 2005) |
| | Modélisation des impacts du changement climatique sur l'occupation et l'usage du sol. | (Gillet & Peringer 2012) |
| | Analyse de l'influence des sources de données sur la modélisation des LUCC | (Lippe et al. 2011) |
| | Modélisation des dynamiques de reforestation et leurs impacts sur les écosystèmes montagnards. | (Peringer et al. 2013; Prévosto et al. 2003; Simon 2004; Wallentin et al. 2008) |
| | Simulation des changements d'occupation et d'usage du sol pour soutenir les politiques publiques. | (Castella et al. 2007) |
| | Utilisation de plateformes de modélisation pour simuler les changements d'occupation et d'usage du sol et augmenter la participation d'acteurs locaux au sein des activités de planification. | (Bourgoin & Castella 2011) |
| Régionale | Simulation des changements d'occupation du sol et leur influence sur les patterns paysagers sous l'effet du changement climatique. | (Bambach et al. 2013; Kok & Winograd 2002; Williamson et al. 2014) |
| | Modélisation de la répartition spatiale des espaces forestiers dans des contextes de gestion contrastés | (Maestriperi 2012; Munsi et al. 2012) |
| | Modélisation des changements d'occupation et d'usages du sol dans différents contextes socio-économiques et environnementaux. | (Schirpke et al. 2012) |
| | Simulation des changements d'occupation et d'usage du sol pour soutenir les politiques publiques. | (Castella et al. 2007) |
| Nationale | Simulation des changements d'occupation du sol et leur influence sur les patterns paysagers sous l'effet du changement climatique. | (Kok & Winograd 2002; Weng & Zhou 2005) |
| | Modélisation des changements d'occupation et d'usages du sol sous l'effet de l'urbanisation et de l'abandon des espaces. | (Price et al. 2015) |
| | Modélisation des changements d'occupation et d'usages du sol sous l'effet de changements globaux. | (Santini & Valentini 2010; Sleeter et al. 2012) |

| | | |
|----------------|---|---|
| Internationale | Analyse des effets de politiques environnementales contrastées sur l'occupation et l'usage du sol en zones agricoles. | (Meijl et al. 2006; Verburg et al. 2006b) |
| | Analyse des impacts de réformes agricoles et commerciales sur l'occupation et l'usage du sol | (Renwick et al. 2013) |
| | Analyse de l'effet du changement climatique sur les espaces agricoles et le stockage du carbone dans des contextes de gestion contrastés. | (Romanenko et al. 2007) |

Biodiversité et gestion des espaces naturels

| | | |
|----------------|--|---|
| Locale | Modélisation des dynamiques de reforestation et de fermeture des milieux et leurs impacts sur la biodiversité. | (Anselme et al. 2010; Komac et al. 2013; Gibon et al. 2010) |
| | Analyse de l'abandon des déchets et les impacts sur la santé, l'environnement et la contamination des eaux de rivières. | (Manfredi et al. 2010) |
| | Simulation de l'attaque d'insecte sur des formations arborées pour l'amélioration du contrôle des épidémies. | (Bone et al. 2007) |
| | La modélisation comme outil d'aide à la gestion des espaces naturels protégés et à la planification des activités touristiques | (Salerno et al. 2010) |
| Régionale | Modélisation des relations entre les activités agricoles et la biodiversité des milieux. | (Mitchley & Price 2006) |
| | Modélisation des effets du changement climatique sur les biomes terrestres et leur biodiversité. | (Ni 2000; Bonanno et al. 2013) |
| | Modélisation des effets de l'urbanisation sur la fragmentation des habitats naturels. | (Swenson & Franklin 2000) |
| | Modélisation des activités touristiques et leurs impacts sur l'environnement dans les espaces protégés | (Yang et al. 2014) |
| Nationale | Modélisation des effets de l'abandon des espaces sur la répartition spatiales des espèces animales. | (Bolliger et al. 2007) |
| Internationale | Modélisation des effets du changement climatique sur la répartition spatiale des espèces animales et végétales | (Harrison et al. 2006) |
| | Modélisation des impacts des LUCC sur les services écosystémiques des écosystèmes terrestres. | (Metzger et al. 2006; Reidsma et al. 2006) |

Qualité du sol

| | | |
|--------|--|-------------------------|
| Locale | Simulation des effets de processus biophysiques et socio-économiques sur la dégradation du sol en zone agricole. | (Marohn et al. 2013) |
| | Modélisation des effets des écobuages pour la production de riz sur l'érosion et la diminution de la fertilité du sol. | (Michel & Nambena 2003) |

Cycles atmosphériques et régulation du climat

| | | |
|-----------|---|--------------------------------|
| Régionale | Modélisation des effets des LUCC sur la séquestration du carbone et les émissions de gaz à effets de serre. | (Lee et al. 2015) |
| | Modélisation des effets du changement climatique sur les | (Lopez-Moreno & Beniston 2009; |

| | | |
|---|---|---------------------------------|
| | précipitations et les chutes de neige. | (Lopez-Moreno et al. 2011) |
| Internationale | Modélisation des effets des LUCC sur les systèmes écosystémiques des écosystèmes terrestres. | (Metzger et al. 2006) |
| | Analyse de l'effet du changement climatique sur les espaces agricoles et le stockage du carbone dans des contextes de gestion contrastés. | (Romanenko et al. 2007) |
| Ressource en eau | | |
| Locale | Modélisation des impacts du changement climatique et des politiques de gestion de l'eau sur le stockage de l'eau | (Klein et al. 2015) |
| | Analyse de l'abandon des déchets et impacts sur la santé, l'environnement et la contamination des eaux de rivières. | (Manfredi et al. 2010) |
| Régionale | Modélisation de la vulnérabilité des ressources en eau aux changements climatiques | (Bharati et al. 2014; Day 2013) |
| Risques sanitaires et santé | | |
| Locale | Analyse de l'abandon des déchets et impacts sur la santé, l'environnement et la contamination des eaux de rivières. | (Manfredi et al. 2010) |
| Risques érosifs | | |
| Locale | Modélisation des effets des écobuages pour la production de riz sur l'érosion et la diminution de la fertilité du sol. | (Michel & Nambena 2003) |
| Approvisionnement en denrées alimentaires et en matières premières | | |
| Internationale | Modélisation des changements d'usage du sol et leurs impacts les taux de production agricoles. | (Ewert et al. 2005) |
| | Modélisation des effets des LUCC sur les systèmes écosystémiques des écosystèmes terrestres. | (Metzger et al. 2006) |
| | Modélisation des effets du changement climatique sur la production de café. | (Schroth et al. 2014) |
| | Simulation des effets des réformes de la PAC sur la pérennité des exploitations. | (Viaggi et al. 2013) |

Annexe 2. Tableau récapitulatif des caractéristiques des 51 articles analysés

| Auteurs | Types de modèle | Méthode de calcul de la quantité de chgts | Méthode d'allocation spatiale | Etendue spatiale | Résolution spatiale (en m) | Recul temporel (en années) | Horizon temporel (en années) | Méthode de calibration | Méthode de validation | Méthode d'identification des facteurs explicatifs | Types et nombre de scénarios |
|----------------------------|-----------------|---|-------------------------------|-------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------------|------------------------|-----------------------|---|------------------------------|
| (Anselme et al. 2010) | ABM | DE | AB | Locale | 10 | NC | 200 | NC | NC | P | 2 EC, 1 ET |
| (Bambach et al. 2013) | ANNs | Markov | EM | Régionale | 5000 | 30 | 90 | NC | ROC | J | 4 EC, 1 ET |
| (Bharati et al. 2014) | AC | DE | RL | Régionale | NC | 29 | 40 | AS | MC, QC | E-E | 2 EC, 1 ET |
| (Boissau et al. 2004) | ABM | E-E | E-E | Micro-locale | 30 | NC | 6 | Aucune | P, E-E | E-E | NC |
| (Bolliger et al. 2007) | AC | DE | RL | Nationale | 100 | 18 | NC | MC | ROC | RM-RL, E-E | 2 EC, 1 ET |
| (Bonanno et al. 2013) | AC | DE | RL | Régionale | NC | 51 | 40 | E-E | RMS, r | AIC, MMC | 3 EC |
| (Bone et al. 2007) | AC | E-E | FA | Micro-locale | 0.15 | 2 | NC | E-E | NC | E-E | 2 EC, 1 ET |
| (Bourgoin & Castella 2011) | AC | E-E | E-E | Micro-locale | NC | NC | NC | NC | P, E-E | E-E | NC |
| (Castella et al. 2007) | ABM, AC | E-E, DE | AB, RL | Micro-locale, Régionale | 250 | NC | 12 | Aucune, MGLP | MC, QC, P | RM-RL, P | 3 EC |
| (Day 2013) | AC | M-E | RL | Régionale | NC | 57 | 70 | NC | MC, Q-C | RM-RL | 3 EC |
| (Ewert et al. 2005) | AC | M-E | RL | Internationale | 1600 | 41 | 80 | NC | Aucune | NC | 4 EC |
| (Forget 2014) | AC | Markov | MPE | Locale | NC | NC | 32 | AS | QC | MPE | 2 EC, 1 ET |
| (Gibon et al. 2010) | ABM | E-E, DE | AB | Locale | NC | 53 | 27 | E-E | QC | CA-o, E-E | 2 EC, 1 ET |
| (Gillet & Peringer 2012) | ABM | E-E | AB | Micro-locale | 25 | NC | 300 | PA | MC, QC | E-E | 6 EC |
| (Harrison et al. 2006) | ANNs | ME | AI | Internationale | NC | 29 | 80 | NC | ROC, k | E-E | 6 EC |
| (Klein et al. 2015) | AC | DE, ME | RL | Locale | NC | 2 | NC | AS | MC, QC | E-E | 5 EC |
| (Kok & Winograd 2002) | AC | DE | RL | Régionale, Locale | NC | 21 | 14 | AS | R, βb | RM-RL | 2 EC, 1 ET |
| (Komac et al. 2013) | AC | E-E, DE | AC | Micro-locale | 1 | 2 | 20 | AS | MC, QC | NC | 2 EC |

| | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|----------|------------|-------------|----------------|-------|-----|------|--------|-----------------|---------------|-----------------|
| (Lee et al. 2015) | AC | Markov | RL, RN | Régionale | 100 | 10 | 25 | NC | MC, QC | r | 4 EC |
| (Lippe et al. 2011) | ABM | E-E | AB | Micro-locale | NC | 20 | NC | E-E | GOD | P | 3 EC |
| (Lopez-Moreno & Beniston 2009) | AC | ME | RL | Régionale | 50000 | 30 | 30 | NC | MC, QC | MQ, ACP | 1 EC |
| (Lopez-Moreno et al. 2011) | AC | ME | RL | Régionale | NC | 30 | 30 | NC | MC, QC | MQ, ACP | 2 EC |
| (Maestriperieri 2012) | AC | Markov | MLP, EMC | Régionale | 30 | 22 | 27 | NC | ROC, LUCC-B, MC | E-E, V | 1 EC, 1ET, |
| (Manfredi et al. 2010) | ABM | ME, E-E | CR | Locale | NC | 2 | NC | NC | P | P | 2 EC, 1 ET, 2 N |
| (Marohn et al. 2013) | ABM | E-E, DE | AD | Locale | 20 | 9 | 24 | E-E | r, ROC | P | 3 EC, 1 ET |
| (Meijl et al. 2006) | AC | ME | CET | Internationale | NC | 25 | 29 | NC | SSA | E-E | 4 EC |
| (Metzger et al. 2006) | AC | ME | RL | Internationale | 16000 | NC | 90 | AS | Aucune | RM-RL | 4 EC |
| (Michel & Nambena 2003) | AC | DE | RL | Locale | NC | 7 | NC | NC | NC | RM-RL | 1 EC |
| (Mitchley & Price 2006) | AC | DE | RL | Régionale | NC | NC | 25 | P | P | P | 2 EC, 1 ET |
| (Munsi et al. 2012) | AC | Markov | MLP | Régionale | 30 | 16 | 5 | NC | k, MC | V | 1 ET |
| (Ni 2000) | AC | E-E | RL | Régionale | NC | 29 | 100 | NC | Δ | NC | 1 EC, 1 ET |
| (Paegelow & Olmedo 2005) | AC, ANNs | Markov, DE | EMC, RN, RL | Locale | 25 | 20 | NC | NC | LUCC-B, MC, ROC | NC | 1 ET |
| (Peringer et al. 2013) | ABM | E-E | AB | Locale | 25 | 900 | 1000 | NC | QC | E-E | 1 EC, 1 N |
| (Prévosto et al. 2003) | ABM | E-E | AB | Locale | NC | 36 | NC | AS | Aucune | E-E | 3 EC |
| (Price et al. 2015) | AC | ME | RL | Nationale | NC | 30 | 26 | NC | GOD | E-E, r, RM-RL | 4 EC, 1 ET |
| (Reidsma et al. 2006) | AC | ME, E-E | RL | Internationale | 1000 | 1 | 30 | NC | NC | NC | 4 EC |
| (Renwick et al. 2013) | AC | ME | RL | Internationale | 1000 | 3 | 10 | NC | NC | RM-RL | 3 EC, 1 ET |
| (Romanenko et al. 2007) | AC | ME, E-E | RL | Internationale | NC | 10 | 70 | NC | NC | NC | 2 EC, 1 ET |
| (Salerno et al. 2010) | ABM | E-E | AB | Micro-locale | NC | NC | NC | Aucune | P | P | 4 EC |
| (Santini & Valentini 2010) | AC | Markov | RL | Nationale | 500 | 100 | 100 | NC | Aucune | RM-RL | 10 EC |

| | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|------|--------|--------|----------------|------|-----|-----|----|--------|-------|------------|
| (Schirpke et al. 2012) | AC | DE | AC, AI | Régionale | NC | 138 | 30 | NC | MC | E-E | 2 EC, 1 ET |
| (Schroth et al. 2014) | ANNs | ME | EM | Internationale | 1000 | 30 | 60 | PA | ROC | MPE | 1 ET |
| (Simon 2004) | ABM | DE | AB | Micro-locale | NC | NC | 40 | NC | P | P | 2 EC, 1 ET |
| (Sleeter et al. 2012) | AC | DE, ME | RL | Nationale | 250 | 27 | 100 | NC | NC | RM-RL | 4 EC |
| (Swenson & Franklin 2000) | AC | E-E | MPE | Régionale | 30 | 1 | 25 | AS | Aucune | E-E | 3 EC, 1 ET |
| (Verburg et al. 2006b) | AC | ME | RL | Internationale | 1000 | 10 | 30 | NC | Aucune | RM-RL | 4 EC |
| (Viaggi et al. 2013) | AC | E-E | PM | Internationale | NC | 1 | 24 | P | P | E-E | 5 EC, 1 ET |
| (Wallentin et al. 2008) | ABM | E-E | AB | Micro-locale | 1 | 25 | 52 | AS | MC | E-E | 3 EC, 1 ET |
| (Weng & Zhou 2005) | AC | ME | RL | Nationale | NC | NC | 100 | NC | k | NC | 2 EC |
| (Williamson et al. 2014) | AC | E-E | RL | Régionale | 500 | 74 | 89 | NC | QC | RM-RL | 1 EC |
| (Yang et al. 2014) | AC | E-E | An. C | Régionale | 25 | 6 | NC | NC | NC | NC | 1 EC, 1 ET |

Annexe 3. Légende des abréviations de l'Annexe 2

| Type de modèles | | Méthodes de calibration | |
|--|---------------------------------------|---|--|
| ABM | Modèles Multi-Agents | AS | Analyses de Sensibilité |
| AC | Automates Cellulaires | E-E | Empirique-Expert |
| ANNs | Réseaux Neuronaux Artificiels | P | Participative |
| Quantités de changements | | PA | Période d'acquisition |
| DE | Données Externes | MC | Matrices de Corrélation |
| ME | Modèles Externes | MGLP | Multiple Goal Linear Programming |
| E-E | Empirique-Expert | PA | Points Aléatoires |
| Markov | Chaînes de Markov | Méthodes de validation | |
| Allocation spatiale des changements | | ROC | Receiver Operating Characteristics |
| AB | Arbre de Décision (stochastique) | RMS | Root Mean Square error |
| RL | Régression linéaire, logistique | k | Statistiques Kappa |
| E-E | Empirique-Expert | r | Coefficient de corrélation |
| MLP | Multi-Layer Perceptron | βb | Slope of the best linear relationship |
| EMC | Evaluation Multicritères | GOD | Goodness of Fit |
| CR | Coefficient de Répartition | QC | Quantités de changements |
| AD | Algorithmes de Désagrégation | LUCC-B | LUCC budget |
| CET | Constant Elasticity of Transformation | MC | Matrices de Corrélation |
| MPE | Méthode des Poids d'Evidence | SSA | Systematic Sensitivity Analysis |
| EM | Entropie Maximale | Δ | V statistiques |
| FA | Fonction Allométrique | E-E | Empirique-Expert |
| AC | Analyses de Coût | P | Participative |
| RN | Réseaux Neuronaux | Méthodes d'identification des facteurs | |
| AI | Algorithmes Intégrés | E-E | Empirique-Expert |
| AC | Automates Cellulaires | P | Participative |
| PM | Programmes Mathématiques | AIC | Akaike Information Criterion |
| Types de scénarios | | MMC | Méthodes des Moindres Carrés |
| EC | Exploratoire Contrasté | CA-o | Correspondance Analysis ordination |
| ET | Exploratoire Tendanciel | MQ | Méthode Quantile |
| N | Normatif | MPE | Méthode des Poids d'Evidence |
| | | RM-RL | Régressions Multiples, Régressions Linéaires |
| | | r | Coefficient de corrélation |
| | | ACP | Analyses en Composantes Principales |
| | | V | Coefficient V de Cramer |
| | | J | Jackknife |

Annexe 4. Liste des personnes présentes lors de la réunion participative du 07/05/2013 organisée à la Fédération Pastorale de Foix (09122)

Personnes présentes

Thomas HOUET, GEODE UMR CNRS 5602, Chargé de recherché, Université Toulouse 2

Thierry MARFAING, Technicien, Fédération Pastorale d'Ariège (09)

David SHEEREN, DYNAFOR UMR CNRS 1201, Maître de conférence, INP-ENSAT

Laure VACQUIE, GEODE, Doctorante, Université Toulouse 2

Personnes référentes

Jeanne ESPANIA, Fédération Pastorale d'Ariège

Marion POINSOT, Fédération Pastorale d'Ariège

Evelyne REYREAU, Ingénieur SIG, Fédération Pastorale d'Ariège (09)

Annexe 5. Liste des personnes présentes lors de la réunion participative du 15/11/2013 organisée à la Fédération Pastorale de Foix (09122)

Personnes présentes

Thomas HOUET, GEODE UMR CNRS 5602, Chargé de recherché, Université Toulouse 2

Thierry MARFAING, Technicien, Fédération Pastorale d'Ariège (09)

Evelyne REYREAU, Ingénieur SIG, Fédération Pastorale d'Ariège (09)

Personnes référentes

Jeanne ESPANIA, Fédération Pastorale d'Ariège

Marion POINSOT, Fédération Pastorale d'Ariège

Annexe 6. Liste des personnes présentes lors de la réunion participative du 12/05/2014 organisée à la Mairie de Seix (09285)

Personnes présentes

Léopold ANDREU, Eleveur

Jean-Pierre DESBIAU, Eleveur

Thomas HOUET, GEODE UMR CNRS 5602, Chargé de recherché, Université Toulouse 2

Thierry MARFAING, Technicien, Fédération Pastorale d'Ariège (09)

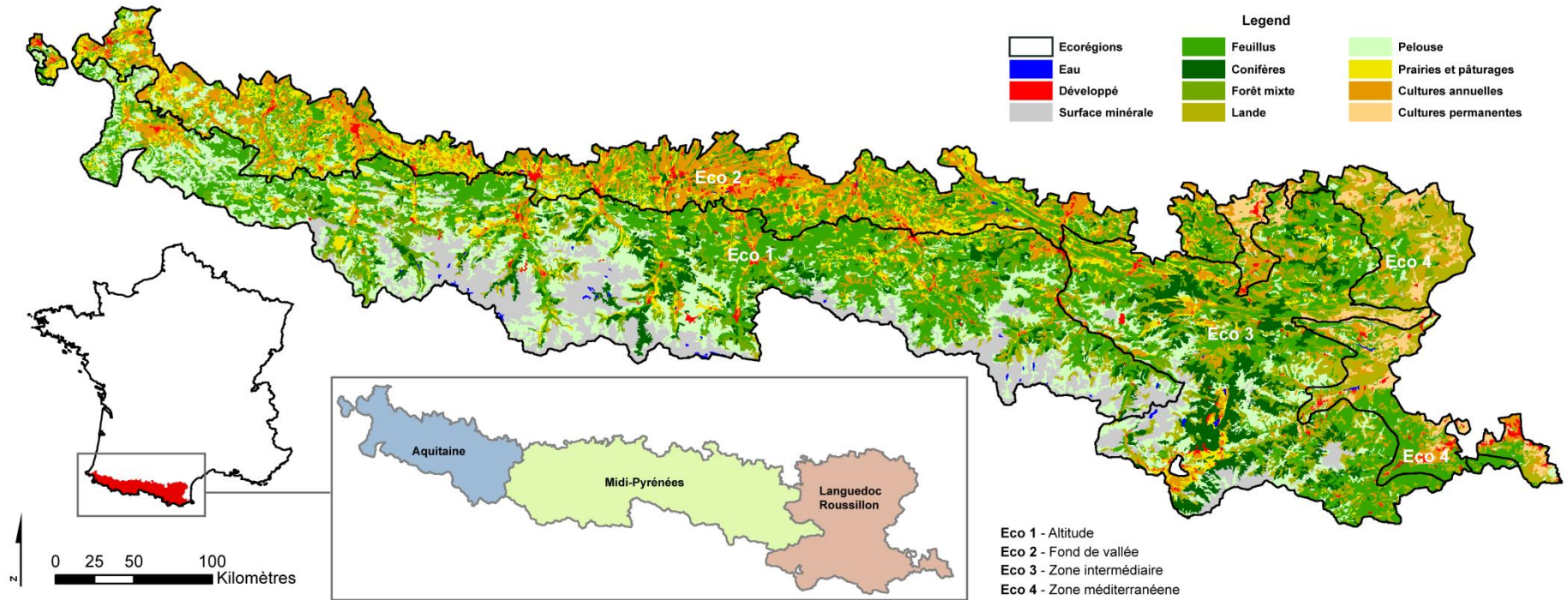
Nicolas DE MUNNIK,

Gérard PUJOL, Eleveur/Berger

David SHEEREN, DYNAFOR UMR CNRS 1201, Maître de conférence, INP-ENSAT

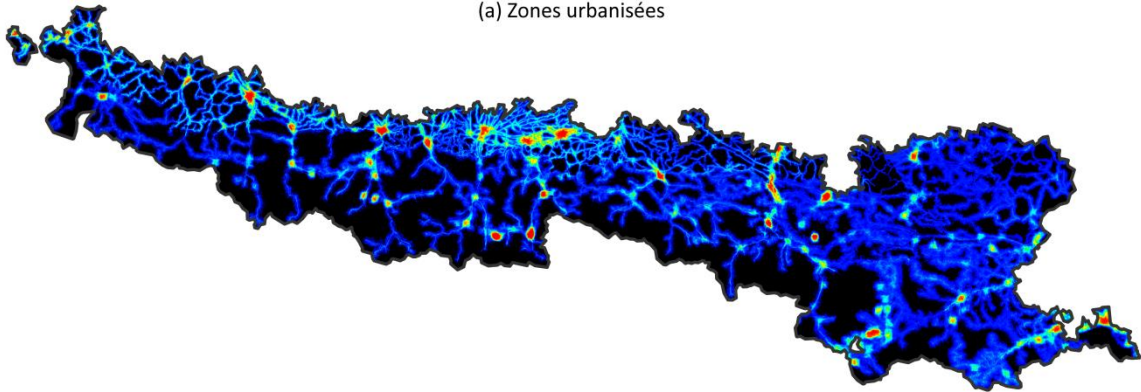
Laure VACQUIE, GEODE, Doctorante, Université Toulouse 2

Annexe 7. Délimitation des quatre écorégions des Pyrénées françaises et leur représentativité au sein des trois régions administratives du massif, ainsi que les types d'occupation et d'usage du sol qui les composent (données Corine Land Cover, 2006)

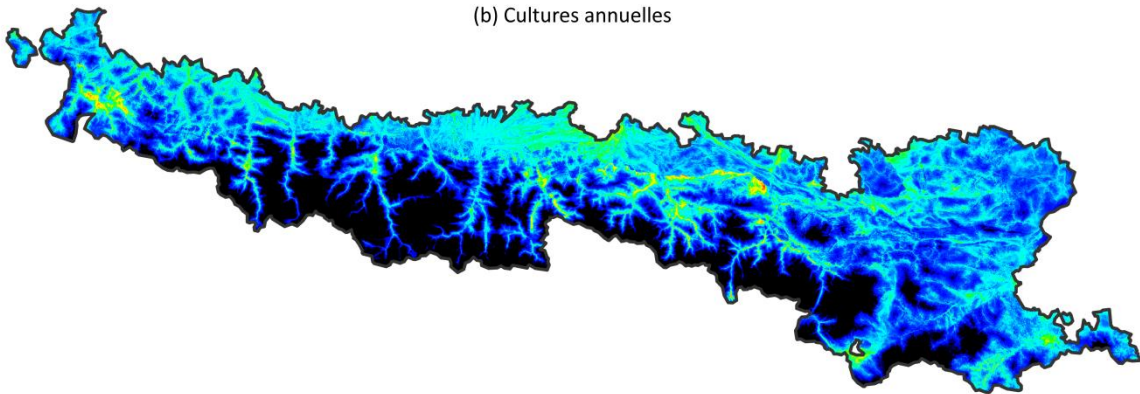


Annexe 8. Surfaces de probabilité de localisation de chaque type d'occupation et d'usage du sol. (Les probabilités faibles à fortes suivent un gradient du bleu au rouge.)

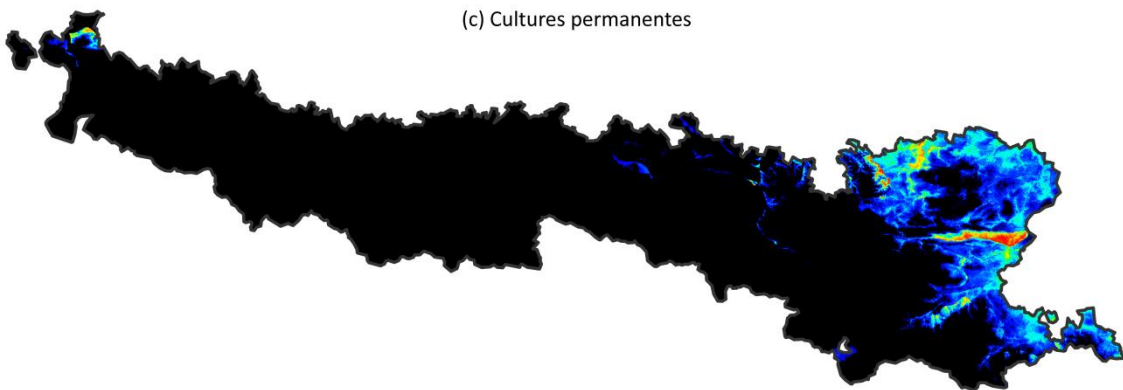
(a) Zones urbanisées



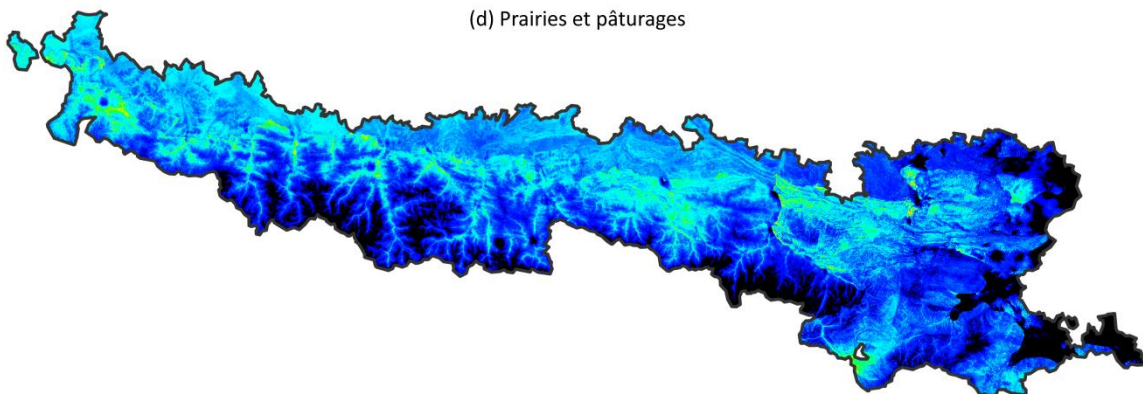
(b) Cultures annuelles



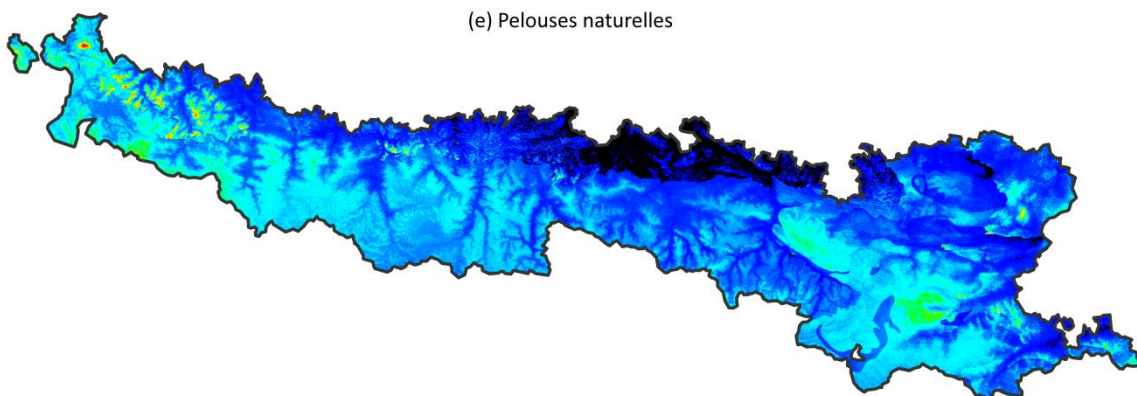
(c) Cultures permanentes



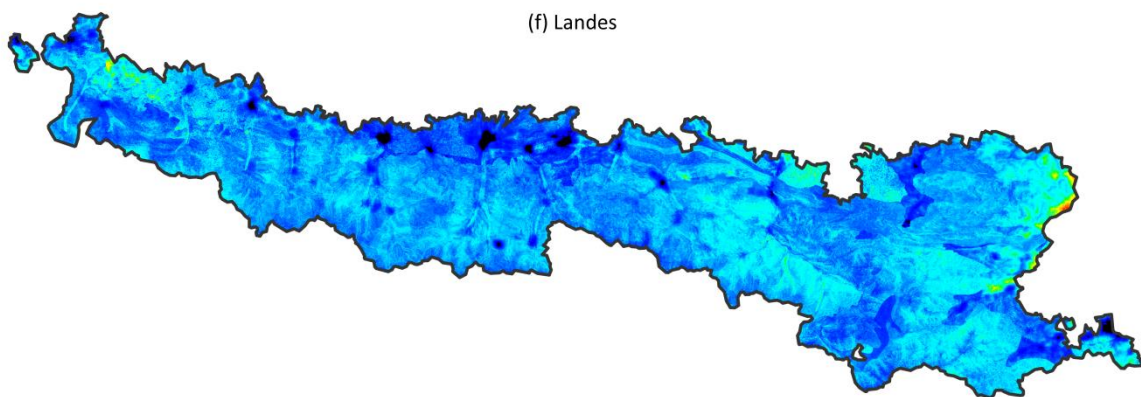
(d) Prairies et pâturages



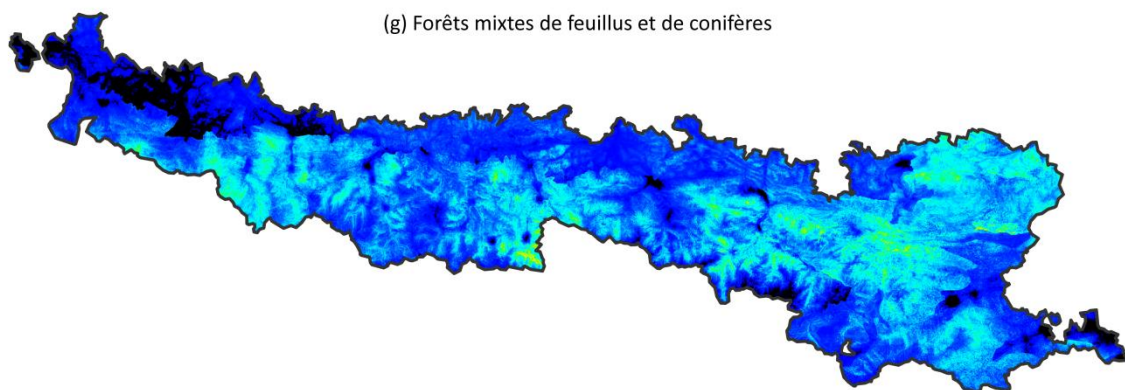
(e) Pelouses naturelles



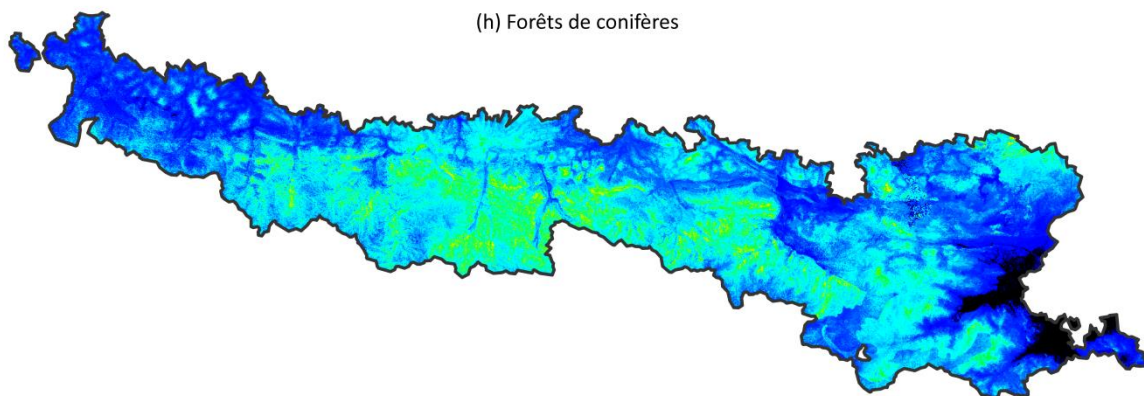
(f) Landes



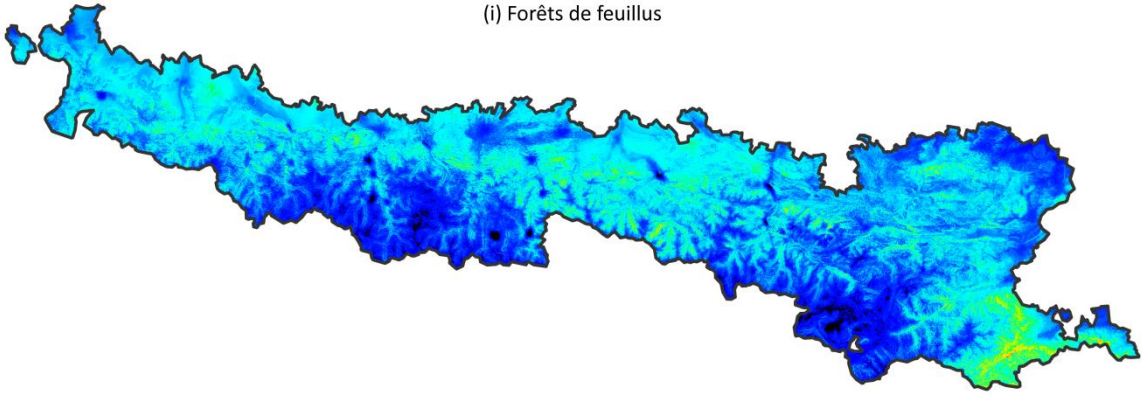
(g) Forêts mixtes de feuillus et de conifères



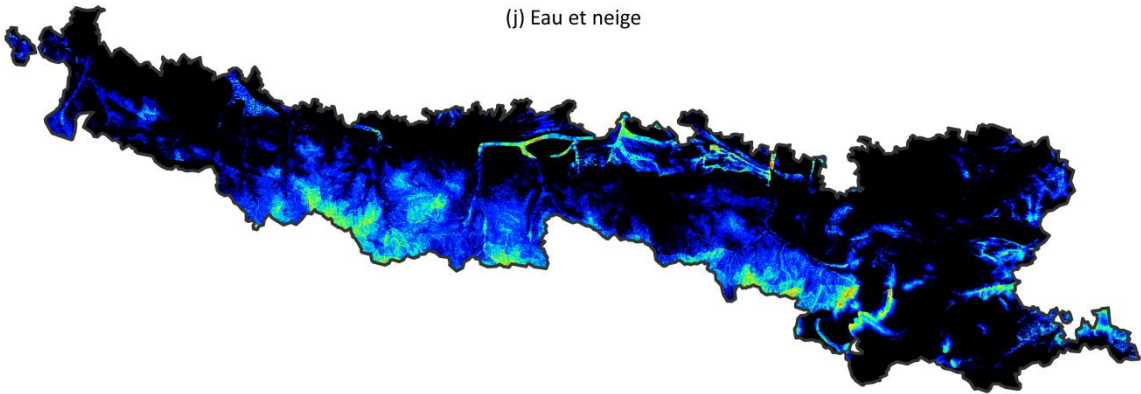
(h) Forêts de conifères



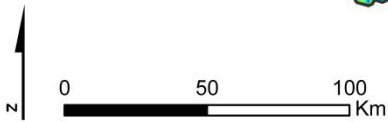
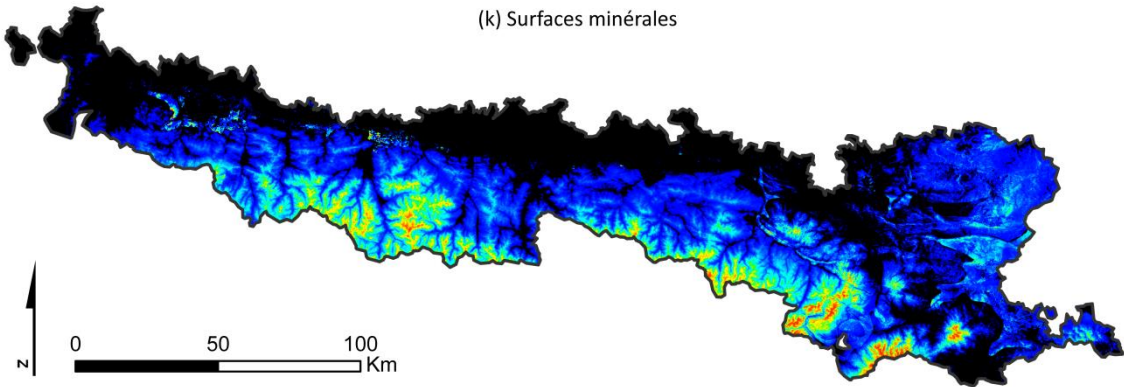
(i) Forêts de feuillus



(j) Eau et neige

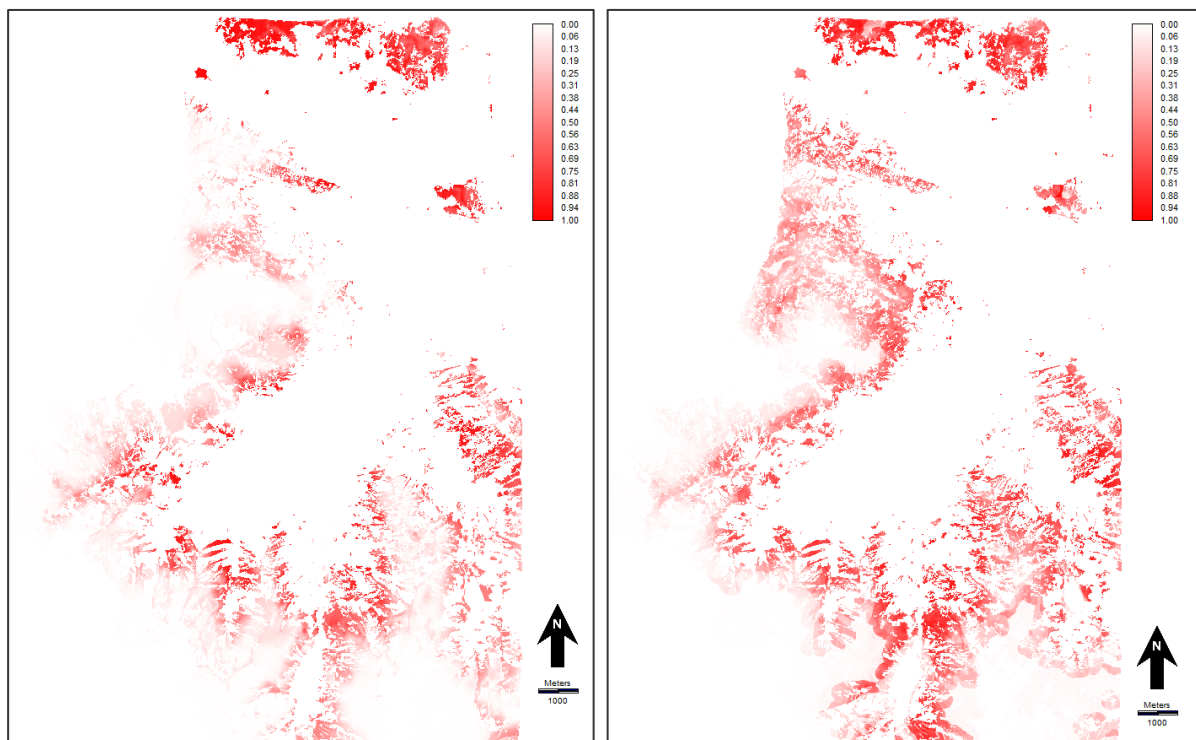


(k) Surfaces minérales

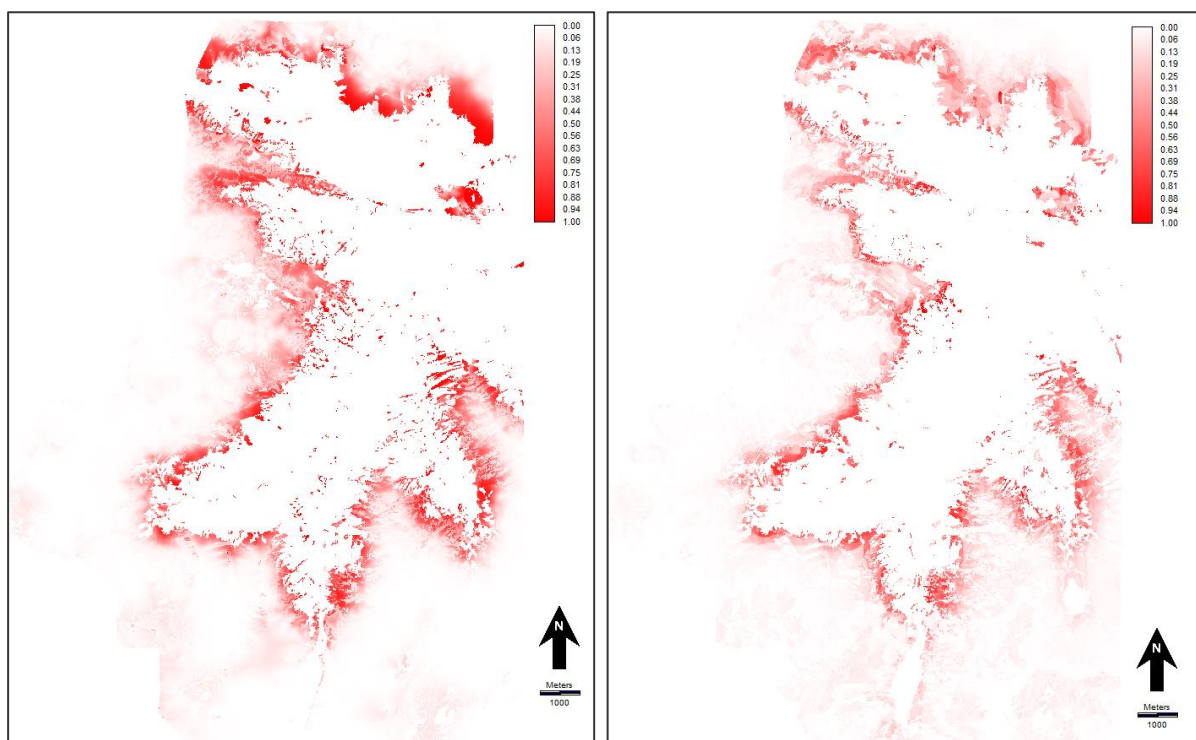


Annexe 9. Cartes de probabilité de changements pour chacune des transitions (à gauche celles issues de l'utilisation des variables quantitatives, à droite celles réalisées à partir des variables qualitatives).

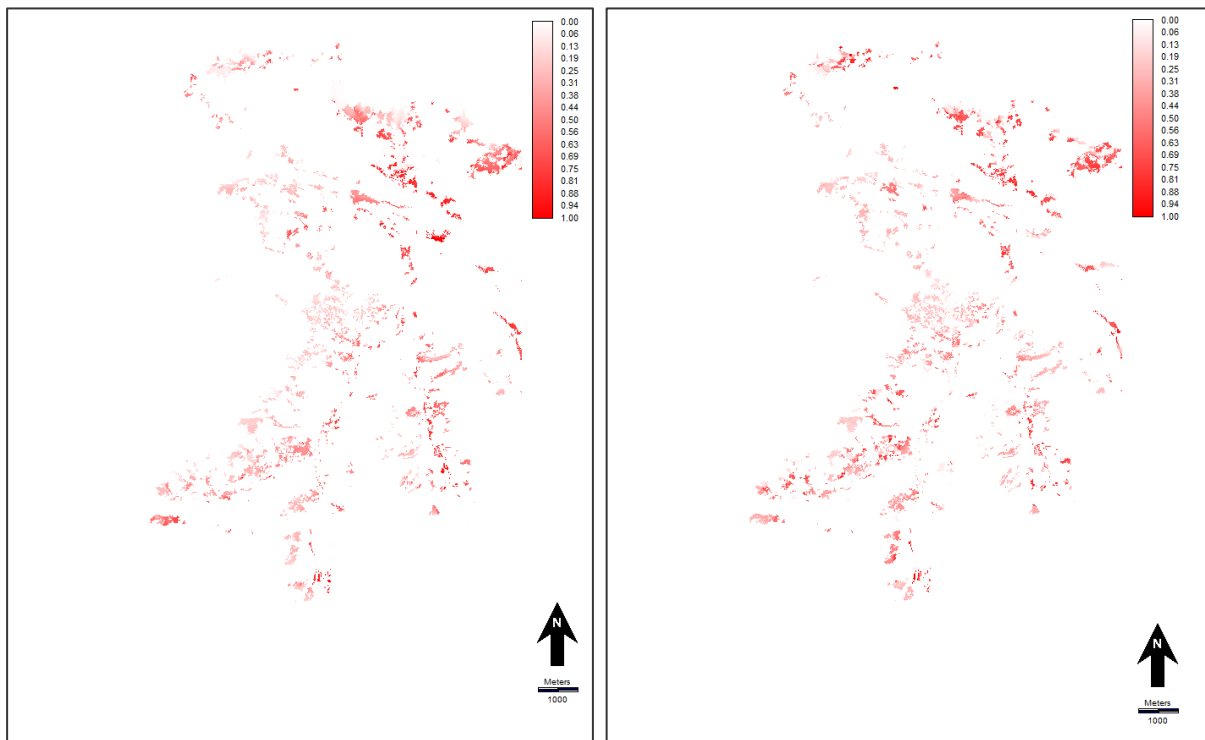
Carte de probabilité de changements de la classe « Pelouses rocheuses » vers la classe « Pelouses / landes »



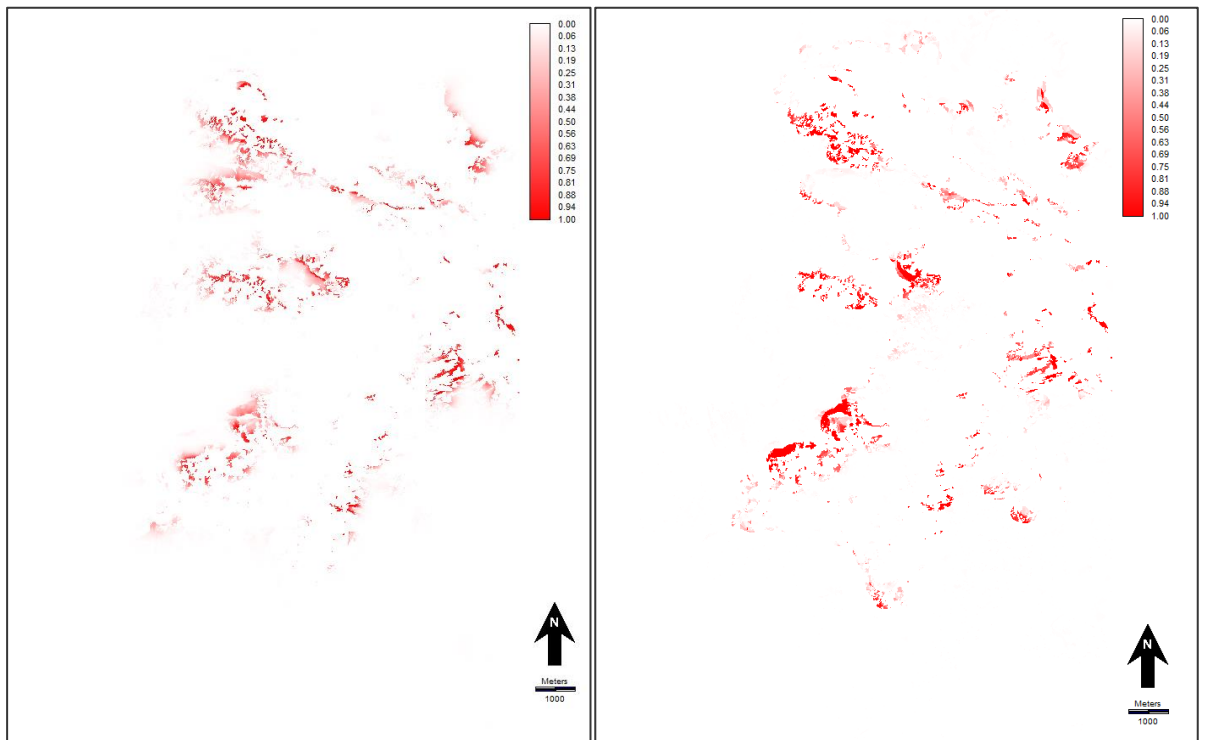
Carte de probabilité de changements des classes « Pelouses rocheuses », « Pelouses / Landes » et « Prairies de versant » vers la classe « Recolonisation »



Carte de probabilité de changements des classes « Prairies de versant » et « Recolonisation » vers la classe « Forêt de feuillus »



Carte de probabilité de changements des classes « Pelouses / Landes » et « Recolonisation » vers la classe « Forêt de conifères »



Liste des figures

| | |
|---|----|
| Figure 1.1. Les approches de modélisation associées à une démarche géoprospective (d'après (Houet & Gourmelon 2014)..... | 32 |
| Figure 1.2. Processus de sélection des études scientifiques | 34 |
| Figure 1.3. Hiérarchisation des échelles spatiales (adaptée selon Agarwal et al., 2002) | 35 |
| Figure 1.4. Thématiques privilégiées au sein des travaux de modéliation prospective en montagne selon l'échelle spatiale considérée (%) | 36 |
| Figure 2.1. Voisinage de von Neumann et de Moore (d'après Hand, 2005)..... | 41 |
| Figure 2.2. Exemple d'automate cellulaire (SLEUTH) et des règles de croissance implémentées (d'après Clarke et al., 1997)..... | 42 |
| Figure 2.3. Fonctionnement général d'un agent au sein d'un système multi-agent (d'après Ferber, 1995) | 43 |
| Figure 2.4. Représentations (a) d'un neurone biologique, (b) d'un neurone artificielle, (c) d'une synapse biologique et (d) d'un réseau neuronal artificiel (d'après Matarollo et al., 2013)..... | 44 |
| Figure 2.5. Exemples d'architecture des réseaux neuronaux artificiels les plus répandues (d'après Matarollo et al., 2013)..... | 45 |
| Figure 2.6. Fonctionnement type d'un modèle de simulation des changements d'occupation et d'usage du sol..... | 46 |
| Figure 2.7. Caractéristique des articles scientifiques analysés(% sur un total de 51 articles)..... | 48 |
| Figure 2.8. Types de modèles privilégiés selon l'échelle spatiale considérée..... | 49 |
| Figure 2.9. Méthodes de calcul des quantités de changements et de leur allocation spatiale privilégiés des (a) automates cellulaires, (b) modèles multi-agents et (c) réseaux neuronaux artificiels | 52 |
| Figure 2.10. Comparaison de la représentativité des approches (a) mono-scalaire versus multi-scalaire et (b) process-based versus pattern-based au sein des études prospectives analysées | 53 |
| Figure 2.11. Approches privilégiées pour la construction des scénarios prospectifs en montagne selon l'échelle spatiale considérée (%)..... | 57 |
| Figure 2.12. Méthodes privilégiées pour la validation des facteurs de changements selon les échelles spatiales considérées (%) | 58 |
| Figure 2.13. Types de scénarios privilégiés selon l'échelle spatiale (%) | 59 |
| Figure 2.14. Méthodes de validation privilégiées selon l'échelle spatiale considérée (%) | 62 |
| Figure 3.1. Modèle conceptuel du système agro-sylvo-pastoral pyrénéen..... | 68 |
| Figure 3.2. Localisation du massif pyrénéen français, et ses départements (Pyrénées Atlantiques (64), Hautes Pyrénées (65), Midi-Pyrénées (31), Ariège (09), Aude (11) et Pyrénées Orientales (66)). | 74 |
| Figure 3.3. Carte d'occupation et d'usage du sol des pyrénées françaises (source : Corine Land Cover 2006) | 75 |
| Figure 3.4. Spatialisation (a) des orientations technico-économiques, (b) du nombre de cheptel et (c) de la SAU par EA dans le massif Pyrénéen (source AGRESTE 2010) | 76 |
| Figure 3.5. Localisation des sites d'étude locaux..... | 78 |
| Figure 3.6. Cartographies (a) altitudinale et (b) de l'occupation et l'usage du sol de la vallée du Davantaygue en 2001 | 79 |

| | |
|---|-----|
| Figure 3.7. Cartographies (a) altitudinale et (b) de l'occupation et l'usage du sol de la vallée du Vicdessos en 2003..... | 80 |
| Figure 3.8. Cartographies (a) altitudinale et (b) de l'occupation et l'usage du sol de la vallée des Garrotxes en 2009 | 82 |
| Figure 3.9. Cartographies (a) altitudinale et (b) de l'occupation et de l'usage du sol en 2008 et des quartiers de (1) "Bassies", (2) "Fum", (3) "Levants de l'Escale" et (4) "Serrette", sur l'estive de Bassiès, dans la vallée du Vicdessos..... | 83 |
| Figure 5.1. Réunions participatives dédiées à la validation des facteurs explicatifs..... | 108 |
| Figure 5.2. Relations et inter-relations entre les facteurs explicatifs de changements d'occupation et d'usage du sol à l'échelle régionale | 117 |
| Figure 5.3. Relations et inter-relations entre les facteurs explicatifs de changements d'occupation et d'usage du sol à l'échelle locale et micro-locale..... | 118 |
| Figure 5.4. Répartition spatiale de la densité de population..... | 124 |
| Figure 5.5. Variables géomorphologiques incluant (a) l'altitude et (b) la pente..... | 125 |
| Figure 5.6. Variables de distance incluant (a) les zones d'influence des centres urbains, les distances (b) aux centres urbains, (c) aux routes (autoroutes, nationales et départementales), (d) aux voies ferrées, (e) aux axes majeurs de communication (autoroutes et nationales), (f) aux cultures permanentes, (g) aux forêts et (h) aux cours d'eau. | 126 |
| Figure 5.7. Variables pédologiques incluant (a) les limitations aux activités agricoles, (b) la réserve hydrique du sol, (c) la profondeur du sol, (d) le niveau d'érodibilité du sol, (e) le taux de carbone et (f) la texture de la couche supérieure du sol..... | 129 |
| Figure 5.8. Variables climatiques (précipitations) incluant les précipitations moyennes (a) en janvier et (b) en juillet, la variabilité interannuelle des précipitations (c) en janvier et (d) en juillet, le nombre moyen de jours de pluie (e) en janvier et (f) en juillet, (g) les précipitations moyennes annuelles et (h) le ratio des précipitations moyennes des mois de sept./oct. et juillet. | 131 |
| Figure 5.9. Variables climatiques (températures) incluant la variabilité interannuelle des températures (a) en janvier et (b) en juillet, (c) le nombre de jours moyens annuels inférieurs à -5°C, (d) le nombre de jours moyens annuels supérieurs à +30°C et (e) les températures moyennes annuelles. | 134 |
| Figure 5.10. Spatialisation des facteurs explicatifs utilisés à l'échelle locale. (¹ ce facteur variant pour chacune des quatre transitions identifiées, la carte présentée ici est purement illustrative ; ² ces facteurs étant exclusivement de type catégoriel, seul le mode de représentation qualitative est possible) | 135 |
| Figure 5.11. Quantité de forêt observée en 1993 et 2008 et simulée sur la période 1993-2008 selon les simulations (en %)...... | 138 |
| Figure 5.12. Evaluation du pourcentage de pixels de forêt correctement alloués selon les simulations basée sur une comparaison pixel par pixel avec la situation observée en 2008 | 139 |
| Figure 5.13. Modèle conceptuel du système agro-pastoral Pyrénéen. Relations et interactions entre les facteurs de changements d'occupation et d'usage du sol selon les échelles spatiales | 141 |
| Figure 8.1. Superficie (en ha) des espaces présentant une probabilité de fermeture en 2080 selon les modèles utilisés et la résolution spatiale des cartes de probabilité de changement..... | 248 |
| Figure 8.2. Cartes de probabilité de fermeture des espaces en 2080 pour (a) les quatre scénarios régionaux à 125m de résolution (FORE-SCE), (b) les scénarios locaux à 10m de résolution (LCM) | |

et (c) dégradés à 125m de résolution (LCM) – une valeur de 100 correspond à une forte probabilité de fermeture (reboisement dans tous les scénarios) et, inversement, une valeur proche de 0 correspond à une faible probabilité de fermeture (enfrichement dans un seul scénario). 249

Figure 8.3. Cartes d'incertitude de changement en 2080 : différence entre les cartes de probabilité de fermeture de (a) LCM (125m) et FORE-SCE et (b) LCM (10m) et FORE-SCE – les zones où l'incertitude est similaire, que la probabilité soit faible ou forte, apparaissent en gris. Les zones en rouge sont les espaces où LCM prévoit une incertitude plus forte que FORE-SCE, en bleu l'inverse. Les valeurs égales à -100 ou 100 correspondent aux zones où la probabilité est maximale pour un seul des deux modèles..... 250

Figure 8.4. Superficie (en ha) des espaces présentant une probabilité de fermeture en 2080 selon les modèles utilisés et la résolution spatiale des cartes de probabilité de changement..... 251

Figure 8.5. Cartes de probabilité de fermeture des espaces en 2050 pour (a) les scénarios locaux à 10m de résolution (LCM) et (b) les quatre scénarios micro-locaux à 20m de résolution (SHIELD) – une valeur de 100 correspond à une forte probabilité de fermeture (reboisement dans tous les scénarios) et, inversement, une valeur proche de 0 correspond à une faible probabilité de fermeture (enfrichement dans un seul scénario). 252

Figure 8.6. Différence entre les cartes de probabilité de fermeture de (a) SHIELD (20m) et LCM (10m) en 2050 – les zones où l'incertitude est similaire, que la probabilité soit faible ou forte, apparaissent en gris. Les zones en rouge sont les espaces où LCM prévoit une incertitude plus forte que SHIELD, en bleu l'inverse. Les valeurs égales à -1 ou 1 correspondent aux zones où la probabilité est maximale pour un seul des deux modèles. 253

Liste des tableaux

| | |
|---|-----|
| Table 3.1. Les structures collectives du massif des Pyrénées en 2010 (d'après ACAP, 2010)..... | 66 |
| Table 5.1. Facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usage du sol utilisés à l'échelle régionale (Pyrénées françaises)..... | 119 |
| Table 5.2. Facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usage du sol utilisés à l'échelle locale (vallée du Vicdessos)..... | 120 |
| Table 5.3. Facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usage du sol utilisés à l'échelle micro-locale (estive de Bassiès)..... | 121 |
| Table 5.4. Facteurs explicatifs utilisés (ou non) par les régressions logistiques pour chaque type d'occupation et d'usage du sol. Chaque signe '+' indique le nombre de fois que la variable a été choisie pour les régressions logistiques (quatre fois maximum car quatre écorégions). Les cultures permanentes étant absentes d'une des écorégion, seulement trois régressions logistiques ont été réalisées pour cette catégorie d'utilisation du sol..... | 123 |
| Table 5.5. Relation entre les changements d'occupation et d'usage du sol observés (1983-2008) et les facteurs explicatifs représentés de façon quantitative | 137 |
| Table 5.6. Taux de précision obtenus par le perceptron multicouches pour chaque transition par rapport aux facteurs explicatifs sélectionnés et représentés de façon quantitative ou ordonnée... | 137 |
| Table 8.1. Surface d'estives présentant une probabilité de fermeture supérieure à 25%, 50% et 75% par département et pour le massif Pyrénéen à l'horizon 2100 | 243 |
| Table 8.2. Classes de probabilité de fermeture selon le nombre d'occurrence d'enfrichement et/ou de reboisement après superposition des scénarios | 247 |

Table des matières

| | |
|--|-----------|
| Remerciements | 5 |
| Sommaire | 9 |
| Introduction générale..... | 11 |
| Partie I – Modélisation prospective de l’occupation et de l’usage du sol en montagne : enjeux et méthodes | 19 |
| Introduction | 21 |
| Chapitre 1 - La prospective des changements d’occupation et d’usages du sol en montagne : Quels enjeux ? Quelles échelles spatiales ? | 23 |
| 1.1 Les changements d’occupation et d’usages du sol : un phénomène prépondérant..... | 23 |
| 1.1.1 Occupation et usages du sol : distinctions sémantiques..... | 23 |
| 1.1.2 L’évolution des changements d’occupation et d’usage du sol..... | 24 |
| 1.1.2.1 Des changements historiques..... | 24 |
| 1.1.2.2 ... qui s’intensifient au cours du 20 ^{ème} siècle..... | 24 |
| 1.1.3 Des dynamiques difficiles à appréhender, particulièrement en montagne..... | 25 |
| 1.2 Les changements d’occupation et d’usages du sol : de multiples enjeux associés..... | 25 |
| 1.2.1 Des enjeux environnementaux..... | 26 |
| 1.2.1.1 La biodiversité et la conservation des espaces naturels..... | 26 |
| 1.2.1.2 La qualité du sol et leurs services écosystémiques | 27 |
| 1.2.1.3 La ressource en eau..... | 27 |
| 1.2.1.4 Les cycles atmosphériques et la régulation du climat..... | 28 |
| 1.2.2 Des enjeux socio-économiques..... | 28 |
| 1.2.2.1 Les risques sanitaires et la santé | 28 |
| 1.2.2.2 Les risques érosifs | 30 |
| 1.2.2.3 Approvisionnement en denrées alimentaires et en matières premières . | 30 |
| 1.3 De l’intérêt de la modélisation prospective pour l’étude des changements d’occupation et d’usage du sol | 31 |
| 1.4 Les études prospectives en montagne : des enjeux différenciés selon les échelles spatiales considérées | 33 |
| 1.4.1 Cadre méthodologique pour le choix du corpus bibliographique..... | 33 |

| | | |
|-------|--|----|
| 1.4.2 | Quelles thématiques pour quelles échelles spatiales ?..... | 35 |
| 1.5 | Conclusion partielle..... | 37 |

Chapitre 2 - Les échelles spatiales de la modélisation prospective des changements d'occupation et d'usage du sol en montagne : analyse méthodologique 39

| | | |
|---------|---|----|
| 2.1 | Les modèles de changements d'occupation et d'usage du sol: quelles approches de modélisation pour quelles échelles spatiales ?..... | 39 |
| 2.1.1 | Les modèles dynamiques de changements d'occupation et d'usages du sol ... | 40 |
| 2.1.1.1 | Les automates cellulaires..... | 40 |
| 2.1.1.2 | Les systèmes multi-agents..... | 42 |
| 2.1.1.3 | Les réseaux neuronaux artificiels..... | 43 |
| 2.1.1.4 | Le fonctionnement « type » d'un modèle de simulation des changements d'occupation et d'usage du sol..... | 45 |
| 2.1.2 | Quels modèles de simulation prospectives, pour quelles échelles spatiales ? . | 47 |
| 2.1.2.1 | Méthode d'analyse du corpus bibliographique..... | 47 |
| 2.1.2.2 | Quels types de modèles, pour quelles échelles spatiales ? | 48 |
| 2.2 | La construction des scénarios en prospective : quelles approches pour quelles échelles spatiales ? | 54 |
| 2.2.1 | « La méthode des scénarios » : vers l'infini et au-delà..... | 54 |
| 2.2.1.1 | L'élaboration de la « base » du système..... | 54 |
| 2.2.1.2 | Construction des scénarios prospectifs..... | 54 |
| 2.2.2 | Typologie des scénarios..... | 55 |
| 2.2.2.1 | Les scénarios « exploratoires » <i>versus</i> « normatifs » | 56 |
| 2.2.2.2 | Les scénarios « tendanciels » <i>versus</i> « contrastés »..... | 56 |
| 2.2.3 | Quelles approches prospectives, pour quelles échelles spatiales ?..... | 56 |
| 2.2.3.1 | Méthode d'analyse du corpus bibliographique..... | 56 |
| 2.2.3.2 | Quelles approches de construction de scénarios, pour quelles échelles spatiales ? | 56 |
| 2.2.3.3 | Quelles méthodes de construction de la « base » des scénarios pour quelles échelles spatiales ? | 57 |
| 2.2.3.4 | Quels scénarios, pour quelles échelles spatiales ?..... | 59 |
| 2.3 | Validation et évaluation des modèles et des scénarios prospectifs..... | 59 |
| 2.3.1 | Les outils de validation des travaux prospectifs | 60 |
| 2.3.2 | Quelles approches de validation, pour quelles échelles spatiales ? | 61 |
| 2.4 | Conclusion partielle..... | 62 |

| | |
|---|-----------|
| Chapitre 3 - Modélisation prospective appliquée aux Pyrénées françaises : le choix d'une approche multi-scalaire..... | 64 |
| 3.1 Le contexte Pyrénéen français : un système complexe et contrasté | 64 |
| 3.1.1 Un espace construit et entretenu par l'Homme..... | 64 |
| 3.1.2 Une gestion de l'espace dépendante de multiples niveaux d'organisation..... | 66 |
| 3.1.3 L'avenir du système Pyrénéen français : un équilibre fragile..... | 68 |
| 3.1.3.1 Crise de la filière bois | 68 |
| 3.1.3.2 Le cas particulier des estives | 69 |
| 3.2 Démarche méthodologique de modélisation à différentes échelles spatiales | 70 |
| 3.2.1 Le choix des sites d'étude..... | 70 |
| 3.2.2 La construction de la « base »..... | 71 |
| 3.2.2.1 Reconstitution des trajectoires d'évolution..... | 71 |
| 3.2.2.2 Identification et validation des facteurs de changements | 71 |
| 3.2.3 Construction et spatialisation des scénarios prospectifs spatialisés..... | 72 |
| 3.2.3.1 Définition des scénarios prospectifs | 72 |
| 3.2.3.2 Spatialisation des scénarios prospectifs..... | 72 |
| 3.2.4 Validation et évaluation des modèles et des scénarios | 72 |
| 3.3 Présentation des sites d'étude | 73 |
| 3.3.1 Le massif pyrénéen français | 73 |
| 3.3.2 Les vallées pyrénéennes | 77 |
| 3.3.2.1 La vallée du Davantaygue | 78 |
| 3.3.2.2 La vallée du Haut-Vicdessos | 79 |
| 3.3.2.3 La vallée des Garrotxes | 81 |
| 3.3.3 L'estive de Bassiès | 82 |
| 3.4 Conclusion partielle..... | 83 |
| Conclusion..... | 85 |
| | |
| Partie II – Détermination des trajectoires et processus d'évolution de l'occupation et l'usage du sol aux échelles régionales et locales | 87 |
| Introduction | 89 |
| | |
| Chapitre 4 - Reconstitution des trajectoires d'évolution de l'occupation et l'usage du sol | 91 |
| 4.1 Résumé étendu | 91 |

| | | |
|---|---|------------|
| 4.2 | Article « <i>Caractérisation des trajectoires d'évolution de l'occupation et de l'usage du sol - Approche multi-scalaire appliquée aux Pyrénées</i> » | 92 |
| 4.3 | Conclusion partielle..... | 105 |
| Chapitre 5 - Identification et analyse des facteurs explicatifs des changements..... | | 107 |
| 5.1 | Méthodologie..... | 107 |
| 5.1.1 | L'identification des facteurs de changements spatialisables | 107 |
| 5.1.1.1 | L'approche participative..... | 107 |
| 5.1.1.2 | L'analyse bibliographique et systémique | 108 |
| 5.1.2 | La spatialisation et la validation des facteurs | 108 |
| 5.1.2.1 | La disponibilité des données..... | 108 |
| 5.1.2.2 | La validation des facteurs | 108 |
| 5.1.2.2.1 | La validation des facteurs spatialisés à l'échelle des Pyrénées françaises | 108 |
| 5.1.2.2.2 | La validation des facteurs spatialisés à l'échelle locale (vallée du Haut-Videssos) | 109 |
| 5.1.2.2.3 | La validation des facteurs spatialisés à l'échelle micro-locale (estive de Bassiès) | 109 |
| 5.2 | Résultats | 110 |
| 5.2.1 | Les facteurs de changements du régional au local..... | 110 |
| 5.2.1.1 | L'inventaire des facteurs de changements selon les échelles spatiales | 111 |
| 5.2.1.1.1 | Les facteurs de changements à l'échelle régionale..... | 112 |
| 5.2.1.1.2 | Les facteurs de changements aux échelles locales et micro-locales | 113 |
| 5.2.1.2 | L'analyse des facteurs | 115 |
| 5.2.1.2.1 | L'analyse des facteurs à l'échelle régionale | 115 |
| 5.2.1.2.2 | L'analyse des facteurs aux échelles locales et micro-locales | 117 |
| 5.2.2 | Spatialisation et validation des facteurs..... | 119 |
| 5.2.2.1 | Les facteurs explicatifs utilisés..... | 119 |
| 5.2.2.2 | Cartographie et validation des facteurs..... | 121 |
| 5.2.2.2.1 | Les facteurs spatialisés à l'échelle des Pyrénées françaises | 121 |
| 5.2.2.2.2 | Les facteurs spatialisés à l'échelle de la vallée du Videssos..... | 134 |
| 5.2.2.2.3 | Les facteurs spatialisés à l'échelle de l'estive de Bassiès..... | 137 |
| 5.3 | Conclusion partielle..... | 139 |
| Conclusion..... | | 143 |

| | |
|---|------------|
| Partie III – Simulations prospectives des changements d’occupation et d’usage du sol à différentes échelles spatiales..... | 145 |
| Introduction | 147 |
| Chapitre 6 - Modélisation des interactions entre usages du sol et changements d’occupation du sol à l’échelle d’une estive | 149 |
| 6.1 Résumé étendu | 149 |
| 6.2 Article « <i>Identifying the leverages of grazing practices to limit the encroachment of mountainous summer pastures using an agent-based model (SHIELD)</i> »..... | 150 |
| 6.3 Conclusion partielle..... | 183 |
| Chapitre 7 - Analyse de l’incertitude spatiale des futurs changements d’occupation et d’usage du sol à l’échelle d’une vallée | 185 |
| 7.1 Résumé étendu | 185 |
| 7.2 Article « <i>Evaluating the spatial uncertainty of future land abandonment in a mountain valley (Videssos, Pyrenees - France): insights from model parameterization and experiments</i> »..... | 186 |
| 7.3 Conclusion partielle..... | 211 |
| Chapitre 8 - Construction de scénarios prospectifs spatialisés à l’échelle du massif Pyrénéen | 213 |
| 8.1 Résumé étendu | 213 |
| 8.2 Article « <i>Modelling Regional Land Change scenarios to Assess Land Abandonment and Reforestation Dynamics in the Pyrenees (France)</i> »..... | 214 |
| 8.3 Conclusion partielle..... | 242 |
| Conclusion..... | 245 |
| Conclusion générale | 255 |
| Bibliographie..... | 265 |
| Annexes | 289 |
| Liste des figures | 305 |
| Liste des tableaux | 309 |
| Table des matières..... | 310 |

RESUME

Les espaces montagnards représentent des zones à forts enjeux environnementaux, économiques, sociaux voire culturels. Les changements d'occupation et d'usage du sol qui s'y tiennent, qu'ils soient d'origine anthropiques ou non, ont engendré, au cours des dernières décennies, des dynamiques significatives d'enfrichement et de reforestation dans les Pyrénées françaises. Les tendances en cours laissent présager que ces dynamiques vont s'amplifier à l'avenir. Si ces dynamiques sont étroitement liées au déclin des activités agro-sylvo-pastorales, la localisation des zones potentiellement concernées constitue un réel enjeu pour les gestionnaires et les acteurs locaux. Dans une perspective de gestion à moyen ou long terme des espaces montagnards, il est aujourd'hui essentiel de pouvoir leur fournir une vision quantifiée des futurs possibles de leur territoire afin d'éclairer leurs décisions.

L'objectif de ce travail est de construire des scénarios prospectifs spatialisés à trois échelles différentes et emboîtées (régionale, locale et micro-locale) afin d'identifier les espaces les plus vulnérables aux changements d'occupation et d'usage du sol et d'analyser l'influence des échelles spatiales et des approches de modélisation sur leur localisation. La démarche méthodologique s'articule autour de quatre étapes. La première étape consiste à identifier les approches de modélisation prospective qui sont privilégiées selon les échelles spatiales considérées. La seconde étape vise à construire « la base » des scénarios. La troisième étape consiste à produire les scénarios prospectifs spatialisés à chacune des échelles spatiales, selon des démarches de modélisation adaptées et des facteurs explicatifs pertinents, afin de simuler l'évolution possibles des paysages montagnards et d'identifier les espaces les plus vulnérables aux processus d'enfrichement et de reforestation. Enfin, la dernière étape consiste à analyser l'influence des échelles et des approches de modélisation au sein des travaux de prospective.

Les scénarios prospectifs spatialisés ont permis (i) de quantifier et de spatialiser les impacts possibles de contextes socio-économiques et environnementaux contrastés sur les changements d'occupation et d'usage du sol et (ii) d'identifier les espaces les plus vulnérables aux changements à chacune des échelles considérées. Le croisement des scénarios produits a également permis d'évaluer l'incertitude spatiale des changements liée au futur. Les modèles *pattern-based*, utilisés à l'échelle régionale et locale, tendent à sous-estimer les changements par rapport au modèle *process-based* appliqué à l'échelle micro-locale. Au final, l'approche multi-scalaire a permis : d'apporter des connaissances sur le fonctionnement du système pyrénéen, voire de combler des lacunes quant aux données disponibles, qu'une approche mono-scalaire n'aurait pas produites ; de cibler les espaces les plus propices aux changements et d'établir un degré de confiance quant aux approches de modélisation choisies dans le but d'éclairer les politiques et stratégies de gestion.

MOTS-CLES : Pyrénées, reforestation, agro-pastoralisme, multi-scalaire, changement d'occupation et d'usage du sol, modélisation spatiale, système complexe, prospective, scénarios

ABSTRACT

Mountain areas exhibit high environmental, economic, social or cultural values. Land use and cover changes (LUCC), whether or not from anthropogenic origin, have led to significant encroachment and reforestation dynamics over the last decades in the French Pyrenees. Current trends suggest that these dynamics will amplify in the future. If they are closely related to the decline of agropastoral and forestry activities, the location of potentially affected areas is of great importance for managers and local stakeholders. For medium to long-term management perspectives, it is now essential to provide a quantified vision of possible futures of their territory to help in the definition of sustainable strategies.

The objective of this work is to spatialize future scenarios at three different scales (regional, local and micro-local) to identify the most vulnerable areas to LUCC and analyze the influence of spatial scales and modeling approaches on their location. The methodology is based on four stages. The first step is to identify prospective modelling approaches that are preferred according to the considered spatial scales. The second step is to provide the knowledge for building scenarios. The third step is to simulate future scenarios at each spatial scales to identify the most vulnerable areas to encroachment and reforestation. The last step is to analyze the influence of scales and modeling approaches in the prospective framework.

Spatially explicit scenarios allow to (i) quantify and assess possible impacts of contrasting socio-economic and environmental contexts on LUCC, and (ii) identify the most vulnerable areas to encroachment and reforestation for each considered spatial scale. Moreover, the combination of scenarios allows to evaluate the spatial uncertainty, regrouping the inherent and the ensemble uncertainties, related to future LUCC. The pattern-based models used at the regional and local levels tend to underestimate LUCC compared to the process-based model used. Finally, the multi-scale approach allowed to provide knowledge on the Pyrenean land system that a single scale approach would not have provided, to target the areas at stake regarding future LUCC and to establish a degree of confidence in the adopted modeling approaches in order to help in the definition and assessment of land use policies and strategies.

KEYWORDS: Pyrenees, reforestation, agro-pastoralism, multi-scale, land use and cover changes, spatial modelling, complex system, prospective, scenarios