



Cartographie multi-échelles des services écosystémiques : caractérisation des associations spatiales et apports de la télédétection

Rémy Lasseur

► To cite this version:

Rémy Lasseur. Cartographie multi-échelles des services écosystémiques : caractérisation des associations spatiales et apports de la télédétection. Biodiversité et Ecologie. Université Grenoble Alpes, 2017. Français. NNT : 2017GREAV039 . tel-01685366

HAL Id: tel-01685366

<https://theses.hal.science/tel-01685366>

Submitted on 16 Jan 2018

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

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

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE LA COMMUNAUTE UNIVERSITE GRENOBLE ALPES

Spécialité : **Biodiversité écologie environnement**

Arrêté ministériel : 25 mai 2016

Présentée par

Rémy LASSEUR

Thèse dirigée par **Sandra LAVOREL**, Directrice de recherche,
CNRS, et
codirigée par **Pierre-Yves LONGARETTI**, Chargé de recherche,
INRIA

préparée au sein du **Laboratoire d'écologie alpine**
dans l'**École Doctorale Chimie Science du Vivant**

Cartographie multi-échelles des services écosystémiques

Caractérisation des associations spatiales et apports de la télédétection

Thèse soutenue publiquement le **10 juillet 2017**,
devant le jury composé de :

M, Sylvain, BIGOT

Professeur à l'université de Grenoble Alpes, Grenoble, Examineur,
Président du jury

M, Jacques, IMBERNON

Chercheur au CIRAD, Montpellier, Rapporteur

Mme, Sandra, LAVOREL

Directrice de Recherche au CNRS, Grenoble, Directrice de thèse

M, Johan, OSZWALD

Maître de conférences à l'université de Rennes 2, Rennes, Rapporteur

M, Emmanuel, PRADOS

Chargé de Recherche à l'INRIA, Grenoble, Examineur

M, Philip, ROCHE

Directeur de Recherche à l'IRSTEA, Aix-en-Provence, Rapporteur



Remerciement

Pour certains aspects, commencer une thèse c'est comme partir pour un ultratrail : on connaît l'heure de départ mais pas celle de l'arrivée et on sait également que tout ne se passera pas comme prévu. A ce titre, la thèse est un défi, une aventure de plusieurs années, dans laquelle on s'engage en faisant l'hypothèse que, le moment venu, on trouvera les ressources nécessaires pour surmonter les obstacles qui nous font face. Je souhaite ici remercier les personnes qui m'ont accompagné au cours de cette aventure et qui m'ont donné les moyens de la conduire jusqu'à sa fin.

Merci Sandra pour la confiance que tu m'accordes depuis mon stage volontaire de fin de licence. Depuis les prairies du Vercors jusqu'aux cartes de SE au niveau européen en passant par le col du Lautaret, tu m'as fait découvrir des domaines immenses de réflexion. Pour cela et pour toutes les opportunités que tu m'as données durant les 6 dernières années, je te suis extrêmement reconnaissant ! Merci aussi à Pierre-Yves pour toutes les connaissances qu'il m'a transmises au cours de ma thèse.

Je souhaite remercier tous les membres de l'équipe STEEP à INRIA pour le cadre de travail qu'ils m'ont offert. Travailler au côté de ces personnes était un vrai plaisir et une source d'enrichissement sans fin ! Je n'oublierai jamais cette étape qui a incontestablement participé à mon envie de faire une thèse. Merci aussi à Felix et Becks qui m'ont chaleureusement accueilli pendant 3 mois à Southampton. Merci de leur patience vis-à-vis de mon anglais et de leur grande implication dans mes travaux : vous m'avez énormément appris !

Merci aux collègues du bureau 111 : Lionel, Emilie, Marine, Coline, Océane, Enora, Caroline, Iris, Laure, Adeline, Pierre, Maud. Merci en particulier pour ~~les tasses de thé, les lancers de balle et les discussions sur les activités du weekend qui ont permis de rendre plus joyeuses bon nombre de journées~~ l'ambiance studieuse et les discussions scientifiques.

Merci à Emilie, Lionel et Clémence. Vous m'avez accompagné professionnellement et personnellement tout au long de cette thèse quelle que soit la situation. Votre présence dans les moments rudes m'a permis d'arriver au bout de ce travail. Votre amitié compte beaucoup pour moi : mille fois merci !

Merci aux amis qui sont toujours présents pour aller en montagne ou tout simplement pour boire une bière ! Cyril, Quentin, Vincent, Thibaut, Luciano, Philippe et Marie-Anne je serai toujours motivé pour aller faire une grande voie, du ski de rando et des sommets. Merci à Simon pour les moments géniaux en mini-voile ! Merci à Adrien, Benoit, Jonathan, Lionel, Emilie et Clémence pour les entraînements de course à pied ! Enfin merci à Laurent et Jean-Yves pour les séances de musculation à INRIA. J'ai été ravi de partager avec vous la passion du sport et de la montagne ! Merci aussi à Jordan, mon ami de longue date, qui est resté un soutien sans faille malgré les épreuves difficiles auxquelles il a dû faire face.

Merci à mes parents et ma sœur pour leur soutien depuis toujours : sans vous, je n'aurais jamais envisagé de faire des études et encore moins une thèse. Je vous suis infiniment reconnaissant pour tous les moments partagés et pour les discussions sur le monde dont je ne me lasserai jamais. Merci aussi à mes grands-mères qui ne doutent jamais de moi quoi qu'il

arrive ! Je souhaite aussi avoir une pensée pour mon grand-père qui, je l'espère, aurait été fier de ce travail.

« Ce n'est pas grave si tu n'arrives pas jusqu'au bout ». Cette phrase, que mes proches disent avant chaque course longue distance, m'énerve systématiquement. Je crois que, jusqu'à maintenant, je n'avais pas compris le sens de cette dernière... A ma famille, ma belle-famille et à Lisa je voudrais dire un immense merci de m'avoir donné le droit de ne pas réussir. Cela peut sembler paradoxal, mais se protéger en cas de chute n'est-il pas le moyen le plus efficace pour gravir des sommets techniques ?

Lisa, ta générosité, ta patience et ton optimisme ont changé ma perception du monde. Je ne saurai jamais assez te remercier pour toute l'aide et tout le soutien que tu m'as apportés au cours de la thèse. Je suis infiniment heureux de partager ta vie et très impatient de construire la suite de l'aventure avec toi.

Table des matières

Introduction	1
1. Capital naturel : de la prise de conscience à la nécessité de gestion	3
2. Le concept de Service Ecosystémique	4
2.1. De l'écosystème au bien être humain	5
2.2. Le bien-être décliné sous divers aspects	8
2.3. Une diversité de services écosystémiques inégalement répartie	8
3. Modélisation et cartographie des SE	10
3.1. Modélisation des SE	10
3.2. Cartographie des SE	12
3.2.1. Cartographie de la fourniture de multiple SE: les bouquets de SE	12
3.2.2. Comparaison de la fourniture et de la demande en SE	13
4. Objectifs de la thèse	14
5. Bibliographie	17
Premier chapitre	23
1. Introduction	27
2. Materials and methods	30
2.1. Study site	31
2.2. Selection of ES maps	32
2.3. ES associations	33
2.4. Associations between ES and socio-ecological variables	36
2.5. Extending the pairwise ES analysis: ES bundles	38
3. Results	40
3.1. ES association	40
3.2. Association between ES and socio-ecological variables	45
4. Discussion	49
5. Bibliography	53
Deuxième chapitre	59
1. Introduction	63
2. Matériels et méthodes	65
2.1. Site d'étude	65
2.2. Sélection des services	66
2.2.1. Services écosystémiques du projet Volante	66
2.2.2. Services écosystémiques du projet ESNET	67
2.3. Homogénéisation de la résolution spatiale	70
2.4. Comparaison des résultats des deux projets	71
2.4.1. Distance Euclidienne entre cartes	72
2.4.2. Indice de précision globale et Kappa de Cohen	73
3. Résultats	74
3.1. Comparaison des résultats des deux projets	77
3.1.1. Comparaison quantitative	77
3.1.2. Comparaison qualitative	82
4. Discussion	84
4.1. Les facteurs de différence et améliorations envisageables	84
4.1.1. La résolution spatiale	85
4.1.2. Les spécificités locales	86
4.1.3. La nature des indicateurs	87
4.2. Perspectives	88
5. Bibliographie	90

Troisième chapitre.....	94
1. Introduction	98
2. Material and methods	100
2.1. Study site	100
2.2. Data.....	101
2.2.1. Photointerpretation data	103
2.2.2. Remote sensing data.....	103
2.2.3. RPG (RegistreParcellaireGraphique)	103
2.2.4. Elevation and temperature data	104
2.3. Classification process	104
2.3.1. Pre-treatments.....	104
2.3.2. Process automation.....	107
2.3.3. Post-processing and validation.....	108
2.4. Crop succession and downscaling	108
2.5. Service of agricultural energy yield and map comparison	109
3. Results	112
3.1. Validation, crop succession typology and downscaling.....	112
3.2. Service of agricultural energy yield.....	115
4. Discussion	118
4.1. Mapping agricultural land uses.....	118
4.2. Mapping agricultural production and ecosystem services.....	120
5. Bibliography.....	122
Quatrième chapitre	127
1. Introduction	131
2. Study design	132
3. Remote sensing principles.....	133
4. Current use of RS data in ES mapping and future opportunities	134
5. Discussion	139
6. Bibliography.....	142
Discussion générale.....	150
1. Caractérisation des associations entre SE : outils d'analyse	155
1.1. Bouquets de SE et alternatives	155
1.2. Au-delà des associations spatiales simples.....	157
1.2.1. Associations spatiales et liens de causalité	157
1.2.2. Associations et effets à distance	159
2. Caractérisation des associations entre SE : données cartographiques des SE.....	160
2.1. Réalisme des modèles.....	161
2.2. Qualité des données utilisées pour cartographier les SE	162
2.3. Indicateurs de SE	163
2.3.1. Facettes des SE.....	163
2.3.2. Indicateurs de SE.....	164
2.4. Validation des cartes de SE	167
3. Conclusion.....	168
4. Bibliographie	170
Annexes	175
1. Annexe 1	177
2. Annexe 2	199

Table des figures

Partie	Titre	Page
Introduction	Figure 1 : Cascade des services écosystémiques	5
	Figure 2 : Les modèles des SE	11
	Figure 3 : Organisation des différents chapitres de la thèse	15
Chapitre I	Figure I : Place du chapitre I dans l'organisation de la thèse	26
	Figure 1 : Organigramme du chapitre I	30
	Figure 2 : Site d'étude du chapitre I	31
	Figure 3 : Description des associations entre SE : le 'bagplot'	35
	Figure 4 : 'Bagplots' et cartes des associations entre SE	41
	Figure 5 : ACP des variables socio-écologiques et BCA	46
	Figure 6 : Associations des SE dans les petites régions agricoles	48
Chapitre II	Figure I : Place du chapitre II dans l'organisation de la thèse	61
	Figure 1 : Site d'étude du chapitre II	66
	Figure 2 : Evolution de l'indice de Moran	75
	Figure 3 : Ecart-types des valeurs de SE des modèles ESNET	77
	Figure 4 : Comparaison entre les valeurs de SE des deux projets	80
	Figure 5 : Cartographie des différences entre les deux projets	81
	Figure 6 : Evolution de la précision globale	83
Chapitre III	Figure I : Place du chapitre III dans l'organisation de la thèse	97
	Figure 1 : Organigramme du chapitre III	102
	Figure 2 : Série temporelle d'EVI	106
	Figure 3 : Carte des successions agricoles	114
	Figure 4 : Carte des différences ESNET/CLC	116
	Figure 5 : Relation entre altitude et rendements agricoles	117
	Figure 6 : Description des différences ESNET/CLC	118
Chapitre IV	Figure I : Place du chapitre IV dans l'organisation de la thèse	129
Discussion	Figure 1 : Analyse à plusieurs niveaux de compréhension	154

Table des tableaux

Partie	Titre	Page
Chapitre I	Tableau 1 : Liste des SE étudiés dans le chapitre I	33
	Tableau 2 : Liste des données socio-ecologiques	37
Chapitre II	Tableau 1 : Liste des SE du projet VOLANTE	68
	Tableau 2 : Liste des SE du projet ESNET	69
	Tableau 3 : Précision globale et indice de kappa	82
Chapitre III	Tableau 1 : Energie produite par chaque utilisation des sols	111
	Tableau 2 : Description et code des successions agricoles	112
Chapitre IV	Tableau 1 : Variables utilisées pour cartographier les SE	135

Introduction

1. Capital naturel : de la prise de conscience à la nécessité de gestion

L'environnement peut être défini comme étant « *l'ensemble des éléments (biotiques ou abiotiques) qui entourent un individu ou une espèce et dont certains contribuent directement à subvenir à ses besoins* » (Jeuge-Maynard and Nimmo 2015). Concernant l'Homme, cette définition souligne que notre existence et celle de notre société dépend des caractéristiques de l'environnement dans lequel nous évoluons. La capacité à produire de la nourriture est sûrement l'un des exemples les plus simples des liens qui existent entre l'Homme et son environnement. Du fait de cette dépendance, la compréhension de l'environnement a de tout temps constitué un enjeu majeur pour les sociétés humaines et le développement des connaissances sur le fonctionnement de notre environnement a rythmé l'évolution des modes de vie des Hommes (élevage, début de l'agriculture, sédentarisation) (Diamond 2005, 2006).

Dans la deuxième moitié du XX^{ème} siècle, l'évolution démographique annuelle au niveau planétaire dépasse les 2% (UN 2015). L'industrialisation, qui a débutée au milieu du XVIII^{ème} siècle en Angleterre, continue dans les pays en voie de développement. L'incroyable développement technologique associé à cette période a permis la mondialisation des échanges, l'intensification des pratiques agricoles et l'artificialisation généralisée des espaces naturels (Ramankutty and Foley 1999; Brown 2003; Foley 2005; Ramankutty et al. 2008; Brown and Earth Policy Institute 2011). Ces développements ont eu des bénéfices¹ très significatifs pour le bien-être humain en termes notamment de sécurité alimentaire et de santé (MEA 2005; Vihervaara et al. 2010). Cependant, en parallèle les communautés scientifiques et politiques prennent peu à peu conscience de la dégradation des conditions environnementales à large échelle² engendrée par ces évolutions extrêmement rapides (changement climatique, changement d'occupation et d'utilisation des sols, pollutions généralisées telles que la pollution au chlorofluorocarbures, biodiversité) (Meadows and Club of Rome 1972; Jackson 2009; Houghton and Evrard 2011; Intergovernmental Panel on Climate Change 2014; Tittensor et al. 2014). L'impact global des activités humaines conduit

¹ Il est toutefois important de souligner que la distribution de ces bénéfices a été, et est encore, très inégalitaire à l'échelle mondiale. Les développements du dernier siècle et leurs conséquences sur les processus écologiques et sociaux ont clairement participé à l'appauvrissement de certaines populations (Vihervaara et al. 2010).

² Pour simplifier la lecture nous utilisons le terme 'étendue spatiale' et échelle spatiale sans distinction pour désigner la surface totale des études. Dans la littérature, le terme échelle spatiale, bien qu'il ne se réfère pas directement à la notion d'étendue, est fréquemment utilisé dans ce sens.

certain auteurs à définir l'Anthropocène comme une nouvelle aire géologique débutant au milieu du 20^e siècle (Crutzen 2002; Steffen et al. 2015a) ou à identifier les conditions de l'exploitation durable des écosystèmes au travers du concept de limites planétaires (Steffen et al. 2015b). Il existe donc un paradoxe entre l'amélioration des conditions de vie et la stabilité environnementale dont la résolution est l'un des grands enjeux du siècle à venir (Raudsepp-Hearne et al. 2010b; Griggs et al. 2013; Garnett et al. 2013).

Bien que le mode de vie contemporain semble, en apparence, éloigner les hommes de leur dépendance à l'environnement (plus de 50% de la population mondiale est urbaine), la prise de conscience de la dégradation des processus écologiques stimule la mise en place d'un agenda politique et scientifique (United Nations 2006; Seto et al. 2010; Schröter et al. 2014b; Cumming et al. 2014). Lors du premier sommet de la Terre en 1972, la déclaration de Stockholm reconnaît que chaque « *Homme a un droit fondamental à la liberté, à l'égalité et à des conditions de vie satisfaisantes, dans un environnement dont la qualité lui permettra de vivre dans la dignité et le bien-être* ». A ce droit fondamental est associé le « *devoir de protéger et d'améliorer l'environnement pour les générations présentes et futures* ». Vingt ans plus tard le sommet de Rio s'est inscrit dans la continuité du premier sommet de la Terre et a souligné l'importance de la gestion de l'environnement au travers de la notion de développement durable et de l'agenda 21. Il s'agit alors d'élaborer des modes de gestion de l'environnement permettant de combiner les attentes de la société et le maintien du bon fonctionnement des processus écologiques et de la biodiversité. Depuis cette date, il est communément admis que la préservation et la gestion de l'environnement font partie des enjeux les plus importants du XXI^e siècle. A ce jour ces enjeux sont notamment traduits par les Nations Unies au travers des objectifs de développement durable pour 2030 (United Nations 2015).

2. Le concept de Service Ecosystémique

Dans ce contexte scientifique et politique, l'écologie scientifique connaît un essor important. La considération de l'environnement dans les processus de prise de décision, jusqu'alors largement ignorée au profit de considérations économiques, nécessite le développement de nouveaux outils d'évaluation. A la fin du XX^e siècle et plus encore depuis le Millenium Ecosystem Assessment (MAE 2003), le concept de Service Ecosystémique (SE) s'impose comme un des cadres de travail les plus employés pour décrire

les relations écosystèmes – activités humaines (Wallace 2007; Fisher et al. 2009; de Groot et al. 2010; Perrings et al. 2011; Díaz et al. 2015).

2.1. De l'écosystème au bien être humain

Le terme de Service Écosystémique (SE) désigne tous les aspects de la contribution de l'environnement au bien être humain (Boyd and Banzhaf 2007; Fisher et al. 2009; Díaz et al. 2015). Les écosystèmes en tant qu'unités de base de l'environnement sont le support de cette contribution. En parallèle, l'appréciation du bien être humain dépend, dans une large mesure, de facteurs sociaux (Díaz et al. 2015; Palomo et al. 2016).

Le concept de SE permet d'organiser au sein d'un cadre de travail unique l'ensemble des processus écologiques et sociaux qui lient l'environnement au bien être de l'Homme (Costanza et al. 2014; Schröter et al. 2014b). L'approche la plus répandue consiste à représenter ces processus sous la forme d'une « cascade » (Haines-Young and Potschin 2010; de Groot et al. 2010). Au centre de la cascade les SE font le lien entre les systèmes écologiques et les systèmes socio-économiques (figure 1). La capacité des écosystèmes à fournir un SE, appelé fourniture potentielle, dépend des fonctions des écosystèmes (Burkhard et al. 2010; Villamagna et al. 2013; Schröter et al. 2014a). Ces fonctions, parmi lesquelles nous pouvons citer la production de biomasse, reposent sur les propriétés des écosystèmes (structure biophysique, processus écologiques).

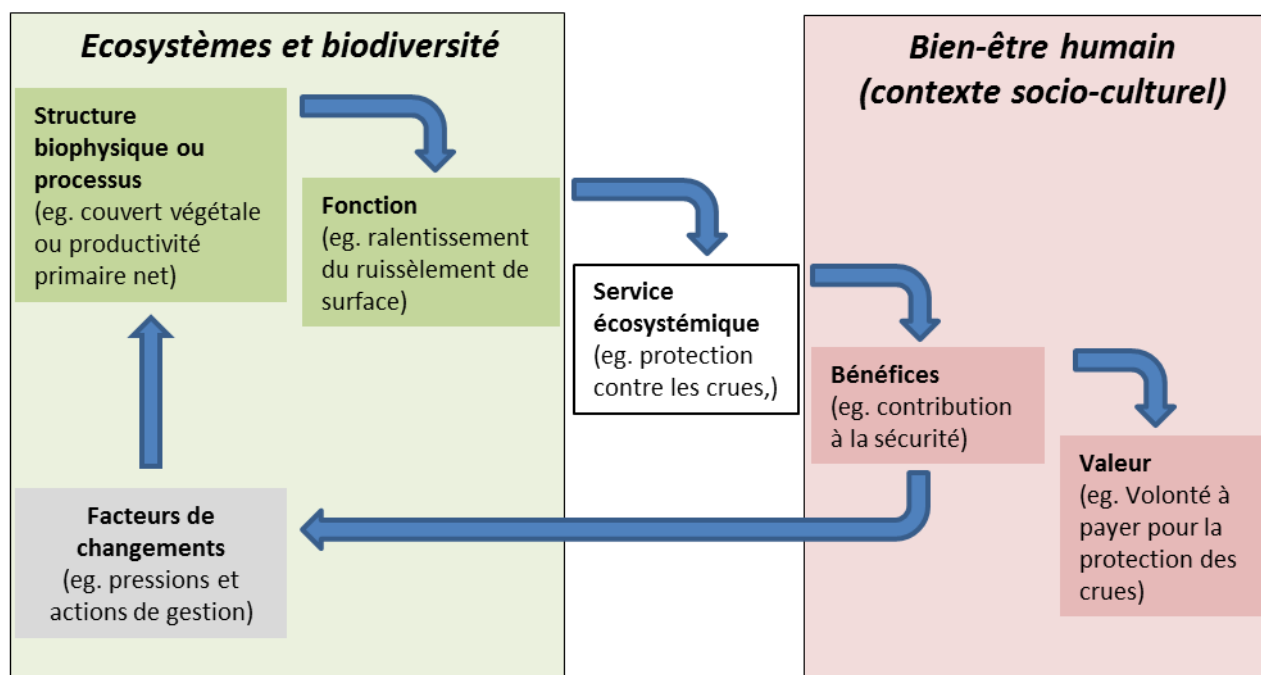


Figure 1: Cascade des services écosystémiques : liens entre écosystèmes et bien-être humain (d'après Haines-Young et Potschin 2010 ainsi que de Groot et al. 2010)

Pour être appréciées comme un service par la société ces fonctions doivent être associées à un besoin. Le besoin en SE, appelé demande, dépend des préférences des Hommes, appelés acteurs, qui jouent un rôle dans la gestion d'un territoire (Schröter et al. 2012; Villamagna et al. 2013; Schröter et al. 2014a; Wolff et al. 2015). La demande résulte de l'organisation sociale qui régit les interactions entre les acteurs et entre les acteurs et la nature (Felipe-Lucia et al. 2015). A l'interface entre la fourniture potentielle et la demande, le flux de SE – aussi nommé fourniture réelle – correspond à la quantité de SE consommée par l'Homme. La fourniture potentielle, la demande et la fourniture réelle constituent les trois facettes de l'expression des SE.

En fonction du SE considéré, la contribution des écosystèmes au bien être humain prend des formes variables qui définissent les utilisations que l'Homme peut en avoir (quantité de nourriture produite, qualité de l'air, plaisir récréatif). L'ensemble de ces utilisations est regroupé sous les termes de biens et bénéfices des écosystèmes. Pour comparer les bénéfices associées à différents SE, ainsi que pour comparer les bénéfices des SE vis-à-vis d'autres activités humaines, plusieurs méthodes d'évaluation sont employées. Parmi ces méthodes, l'évaluation économique est la plus utilisée (Schröter et al. 2014b). Une approche fréquente consiste à estimer la valeur monétaire des SE ce qui présente l'avantage d'être une mesure unique et facilement mobilisable par les décideurs (de Groot et al. 2010, 2012). Cependant les évaluations monétaires concentrent une part importante des débats autour du concept de SE et certains auteurs mettent en avant les risques associés à l'utilisation d'une valeur simple pour caractériser la diversité des bénéfices délivrés par notre environnement (McCauley 2006; Gomez-Baggethun and Ruiz-Perez 2011; Tallis and Lubchenco 2014). Ce risque est d'autant plus fort que l'évaluation monétaire de certains SE est un exercice complexe (Birkhofer et al. 2015). Pour combler les faiblesses associées aux évaluations monétaires, d'autres types de valeurs ont été proposées telles que la valeur biophysique ou la valeur sociale (de Groot et al. 2010; Martín-López et al. 2014; Tallis and Lubchenco 2014; Bataille 2015; Schröter and van Oudenhoven 2016). Quelle que soit l'évaluation utilisée, l'enjeu majeur du concept de SE est de fournir aux décideurs les outils pour mesurer l'importance des relations écosystèmes – société.

Dans la suite du manuscrit le terme évaluation des SE est utilisé pour décrire l'étude de l'état des SE dans le sens du terme anglophone 'assessment'. Mes travaux de thèse sont intégralement focalisés sur l'évaluation biophysique des SE. Dès lors le mot évaluation ne fait pas référence à la valeur économique qui pourrait être attribuée aux SE (monétaire, sociale,

biophysique) mais uniquement au travail qui vise à mesurer le niveau d'expression des SE en termes biophysiques.

La fourniture de SE n'est pas stable au cours du temps. L'Homme, notamment, au travers de ces actions, induit des facteurs de changement de l'état des écosystèmes qui peuvent impacter la fourniture de SE. Comme le souligne les résultats du Millenium Ecosystem Assessment, la dégradation des écosystèmes par l'Homme a conduit à l'effondrement de la fourniture de nombreux SE au cours du dernier siècle (MAE 2003). Un constat qui ne peut être que pire à l'heure actuelle alors que plus d'une décennie s'est écoulée depuis la parution de cette étude de grande envergure (Tittensor et al. 2014; Venter et al. 2016). Dans la représentation des SE que j'utilise dans ma thèse, les SE et les facteurs de changements définissent les interactions réciproques qui existent entre le compartiment écologique et le compartiment social. Compte tenu de la force de ces liens certains auteurs proposent de regrouper les deux compartiments au sein d'un système unique appelé socio-écosystème (Martín-López et al. 2009; Ostrom 2009).

L'étude des SE est une thématique de recherche jeune et très active ce qui implique une évolution constante et rapide du cadre de travail (Fisher et al. 2009; Reyers et al. 2013; Bagstad et al. 2013; Díaz et al. 2015). La description du concept que je propose ci-dessus se base sur les approches et les représentations les plus utilisées du concept de SE. Il est important de noter qu'il s'agit d'un choix et non d'une présentation exhaustive de la diversité des approches associées au concept de SE. Par exemple, la place de la biodiversité dans le cadre de travail des SE fait partie des questions largement débattues au sein de la communauté scientifique (Mace et al. 2012). Souvent considérée comme support du fonctionnement des écosystèmes, la biodiversité est parfois directement étudiée comme un service écosystémique ou même considérée comme un proxy de la fourniture globale en SE. Dans leur revue bibliographique Mace et al. (2012) identifient les limites associées aux différentes modalités de prise en compte de la biodiversité dans l'évaluation des SE. Considérer que la biodiversité est équivalente aux SE nécessiterait que la protection de l'un favorise la fourniture des autres et vice-versa, ce qui fait actuellement l'objet de débats (Chan et al. 2006). Par ailleurs considérer la biodiversité comme un SE revient à quantifier la valeur intrinsèque des espèces '*ce qui est par définition in-quantifiable*' (Mace et al. 2012). Dans mes travaux de thèse la biodiversité n'est pas considérée comme un SE ou comme équivalente à un SE. En revanche, elle agit comme un support pour de nombreux SE tels que la régulation des ravageurs des cultures ou bien la fourniture de SE culturels.

2.2. Le bien-être décliné sous divers aspects

La contribution de l'environnement au bien être humain est large et implique, par conséquent, une grande diversité de SE (MAE 2005). Un enjeu majeur associé au concept de SE réside dans la mise en place de méthodes d'évaluation de l'état des écosystèmes qui soient robustes et comparables (Wallace 2007; Fisher et al. 2009). Aussi, afin de répondre à cet objectif, de nombreux travaux ont été conduits pour structurer notre compréhension de la diversité des SE. A ce jour la classification la plus reconnue par la communauté scientifique, la CICES (Classification Internationale Commune des Services Ecosystémiques), permet de distinguer 3 groupes de SE : les services de production, les services de régulation et les services culturels (Haines-Young and Potschin 2013). Les SE d'approvisionnement regroupent tous les bénéfices nutritionnels, matériels ou énergétiques délivrés par les écosystèmes tels que la production alimentaire et la production de bois pour la construction ou le chauffage. Les SE de régulation désignent tous les aspects de la participation des écosystèmes au maintien d'un environnement favorable au bien être humain. Parmi les SE de régulation nous pouvons citer le service de régulation de la qualité de l'eau, de régulation de l'érosion des sols ou bien de régulation du climat au travers du stockage de carbone. Enfin les SE culturels couvrent tous les SE non matériels qui contribuent au bien être mental et physique. Cette dernière catégorie de SE, avérée comme la plus difficile à évaluer (Daniel et al. 2012), intègre notamment la capacité des écosystèmes à fournir un cadre pour l'expression des loisirs. La subjectivité associée à l'évaluation des SE culturels peut rendre compliqué l'objectif de comparabilité des études de SE.

2.3. Une diversité de services écosystémiques inégalement répartie

La diversité de SE que nous venons de détailler ne s'exprime pas systématiquement au sein de tous les écosystèmes. D'après la représentation en cascade (figure 1) la fourniture potentielle de SE dépend des propriétés des écosystèmes. Suivant le SE considéré, les propriétés nécessaires à sa fourniture varient. Dans le cas de la fourniture de deux SE distincts trois situations sont possibles :

- les deux SE sont fréquemment délivrés simultanément : il s'agit d'une synergie.
- les deux SE ne sont jamais fournis simultanément : on parle alors de compromis.
- deux SE sont exprimés indépendamment l'un de l'autre : il n'y a pas d'interaction entre les deux SE.

Bennett et ses collègues (2009) identifient dans leur travail de synthèse bibliographique deux modalités d'interrelation entre SE. D'une part les SE peuvent varier simultanément du fait de relations indirectes par le biais de facteurs déterminants communs. Par exemple la fertilisation est un facteur déterminant commun au SE de production agricole et au SE de qualité de l'eau. Dans cet exemple, l'augmentation de la fertilisation accroît le SE de production agricole mais diminue en parallèle le SE de qualité de l'eau (Mouchet et al. 2014). D'autre part, les relations entre SE (synergies et compromis) peuvent être expliquées par des interactions directes entre SE.

Lorsque nous généralisons cette analyse des relations entre SE en considérant la fourniture de multiple SE, les synergies et compromis contraignent les combinaisons de SE possibles. Cela induit l'existence d'un nombre réduit de modèles d'assemblages entre SE appelés bouquets de SE (Raudsepp-Hearne et al. 2010a; Mouchet et al. 2014). Suivant le contexte socio-écologique la composition des bouquets de SE fournis varie (de Groot et al. 2010). Certains espaces présentent une grande diversité de SE. Par exemple, les mosaïques agricoles associées à l'élevage extensif fournissent un grand nombre de SE répartis dans toutes les catégories de SE (services de production : production agricole ; service de régulation : régulation de la qualité de l'eau, limitation de l'érosion et services culturels : loisirs, esthétique du paysage) (Crouzat et al. 2015). A l'opposé, certains espaces tels que les zones agricoles intensives sont dédiés à la production d'un nombre réduit de SE et présentent souvent une diversité en SE moindre (Philip Robertson et al. 2014). Sur ces terres agricoles les rendements sont élevés et les SE de régulation sont généralement peu ou pas délivrés (Deguines et al. 2014). Ces terres sont monofonctionnelles et spécialisées dans le service de production agricole (Kremen and Miles 2012). Ainsi, l'intensité d'utilisation des terres est un facteur important pour déterminer le bouquet de SE fournis par un agroécosystème. Cependant d'autres paramètres, tels que les conditions climatiques, l'histoire d'un territoire et les habitudes culturelles, orientent la diversité de SE fournis par les écosystèmes (Bürgi et al. 2015). Par analogie avec le principe de niche écologique pour les espèces, certains auteurs définissent les niches socio-écologiques comme étant l'ensemble des facteurs favorisant l'expression d'un bouquet de SE précis (Spake et al. In Review, Annexe 2).

En terme de gestion, les relations parfois négatives entre SE nécessitent de faire des arbitrages. Jusqu'à aujourd'hui les choix de gestion des terres ont été, dans une large mesure, conduits sans considération des relations entre SE. Par exemple, en raison du manque de connaissance sur les liens entre SE, ou tout simplement ignorant ces informations, de nombreux SE de production ont été favorisés au détriment des SE de régulation (Bennett et al.

2009; Bateman et al. 2013). Compte tenu du rôle des SE de régulation dans le maintien des SE de production ces choix ont conduit à l'effondrement des capacités de production de nombreux écosystèmes. Parmi les exemples célèbres nous pouvons mentionner le désastre du 'Dust Bowl' aux Etats-Unis et la chute dramatique du SE de pollinisation dans la province du Sichuan en Chine. Dans l'objectif d'augmenter la production agricole, les surfaces labourées de la région du 'Dust Bowl', situées dans les grandes plaines américaines, ont considérablement augmentées au début du 20ème siècle (Reis 2008). Dans les années 1930, cette généralisation du labour, au détriment des prairies permanentes, associée à une période de sécheresse de près de dix ans ont conduit à une érosion des sols sans précédent et à une forte diminution de la production agricole (Schubert 2004). En réaction à ce désastre le service de conservation des sols (*Soil Conservation Service*) fut créé en 1933 pour promouvoir une pratique raisonnée du labour (Reis 2008). Dans une logique productiviste similaire à celle qui a conduit au Dust Bowl, la quantité de pesticides utilisée dans les vergers de la province du Sichuan en Chine a décimé la population d'insectes pollinisateurs. Sans ces insectes la production des vergers a fortement diminuée et repose maintenant sur la pollinisation manuelle des arbres (Partap and Ya 2012). Pour limiter ces effets indésirables les choix de gestion doivent reposer sur une évaluation précise de l'état des écosystèmes et des SE qu'ils délivrent. De plus, l'identification des facteurs déterminants les relations entre SE est capitale pour élaborer des approches de gestion adaptées.

3. Modélisation et cartographie des SE

3.1. Modélisation des SE

Du fait de la diversité spatiale des socio-écosystèmes, l'évaluation des SE comporte une composante spatiale intrinsèque. D'une part, la fourniture potentielle en SE varie dans l'espace du fait de la diversité des écosystèmes et des processus écologiques qui leurs sont associés (Bennett et al. 2009). D'autre part, la demande en SE varie en raison des fluctuations spatiales de la densité de population et des préférences socio-culturelles (Wolff et al. 2015). Dans ce contexte, la cartographie des SE est considérée comme un outil indispensable pour l'évaluation des SE (Maes et al. 2013; Schröter et al. 2016; Rabe et al. 2016; Lavorel et al. 2017). Cartographier les SE nécessite d'acquérir une information spatialement continue sur des surfaces pouvant être vastes. Par conséquent, la modélisation est une étape incontournable de la cartographie des SE (figure 2).

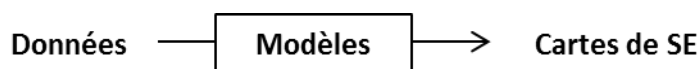


Figure 2 : Les modèles des SE mobilisent diverses sources de données (e.g. données de terrain, télédétection, statistiques publiques) pour cartographier les SE.

Il existe une grande diversité de méthodes pour modéliser les SE avec des niveaux de complexité très variables. L'approche la plus simple consiste à utiliser uniquement des données d'occupation des sols comme indicateur spatial des SE (Costanza et al. 2016). Cette méthode de modélisation repose sur l'hypothèse que l'occupation des sols est le seul facteur déterminant de la fourniture de SE. Bien que largement utilisés, les résultats issus de ce type de modèle sont approximatifs car la fourniture des SE n'est pas homogène au sein des classes d'occupation des sols (Eigenbrod et al. 2010). En parallèle de cette approche simple, d'importants efforts de modélisation ont été menés pour intégrer la diversité des facteurs déterminants pour la fourniture des SE et améliorer la fiabilité des cartes de SE. Diverses approches ont été proposées avec des modalités de fonctionnement très différentes. Suivant les modèles considérés la cartographie des SE est déduite du croisement de nombreuses variables environnementales, de la distribution spatiale des espèces, des propriétés du couvert végétal ou de la structure du paysage. L'avancée des connaissances et l'amélioration des capacités informatiques permet aussi de développer des modèles qui simulent l'ensemble des processus écologiques pour cartographier les SE. Une étude récente fait la synthèse de ces différentes approches de modélisation (Lavorel et al. 2017).

Chaque modèle présente des avantages et des inconvénients. Les modèles simples sont ceux qui présentent la marge d'erreur la plus forte dans les résultats fournis. Cependant, leur mise en place nécessite peu d'expertise et peu de données. A l'opposé les modèles les plus complexes, en général plus fiables, requièrent souvent une grande quantité de données. Le choix des modèles est donc contraint par la disponibilité des données, les surfaces à cartographier et les moyens techniques disponibles (Lavorel et al. 2017).

Le type de modèle utilisé peut également varier en fonction du SE considéré. Par exemple, les modèles phénoménologiques – utilisant la structure du paysage – permettent de rendre compte de processus écologiques dont l'expression dépend de la présence simultanée de plusieurs classes d'occupation des sols. Ces modèles sont donc particulièrement intéressants pour cartographier des SE tels que la pollinisation par les insectes pour lesquels la présence conjointe d'espaces forestiers et d'espaces ouverts est un élément déterminant (Verhagen et al. 2016). Par contraste, la structure du paysage a peu d'impact sur la production potentielle de bois au sein d'une forêt. Le SE production forestière repose en grande partie sur

la qualité des sols et la composition en essences de la forêt si bien que les modèles basés sur proxy (occupation des sols et propriétés des sols) sont souvent utilisés pour cartographier ce SE.

3.2. Cartographie des SE

3.2.1. *Cartographie de la fourniture de multiple SE: les bouquets de SE*

La cartographie conjointe de la fourniture en multiple SE permet d'identifier les co-occurrences et les exclusions spatiales entre SE. L'étude de ces patrons de distribution est largement utilisée pour déterminer les synergies et les compromis entre paires de SE. Lorsque de nombreux SE sont pris en considération, la cartographie des SE permet de caractériser les territoires en fonction des bouquets de SE (Queiroz et al. 2015; Mouchet et al. 2017). Par exemple l'analyse des bouquets de SE à l'échelle des Alpes françaises proposée par Crouzat et al. (2015) permet d'identifier cinq entités géographiques caractérisées chacune par des niveaux de fourniture de SE spécifiques. En termes de gestion cette caractérisation du territoire permet de décrire les milieux en fonction des enjeux de SE qui leur sont associés. D'un point de vue scientifique le croisement des cartes de fourniture de SE avec des données socio-écologiques (eg. variables climatiques, données démographiques) est aussi utilisé pour identifier les facteurs directeurs des interrelations entre paires de SE (Mouchet et al. 2014). Récemment, cette approche a été utilisée dans l'objectif d'identifier les facteurs socio-écologiques qui dirigent la distribution des bouquets de SE avec des résultats contrastés (Spake et al. In Review) (Annexe 1).

Par ailleurs, la cartographie de la fourniture en SE permet de mesurer l'évolution des SE au cours du temps. Deux approches sont possibles pour intégrer une dimension temporelle : les études historiques et les études de scénarisation. Les études historiques utilisent des informations acquises à différentes dates pour déterminer l'évolution de la fourniture en SE (Lavorel et al. In press). Ces approches sont particulièrement intéressantes pour identifier les facteurs directeurs de la fourniture en SE et mettre en lumière l'impact des choix de gestion. En parallèle de ces études historiques, l'évolution temporelle de la fourniture de SE peut être illustrée au travers d'approches de scénarisation. Ces approches proposent d'étudier la fourniture de SE au regard de différents scénarios de développement. Ces études prospectives constituent des approches prometteuses pour la mise en place d'outils d'aide à la décision (Rounsevell et al. 2012; Martinez-Harms et al. 2015; IPBES 2016; Longaretti et al. 2016).

3.2.2. Comparaison de la fourniture et de la demande en SE

La mise en regard des cartes de fourniture et de demande de SE permet d'identifier les zones pour lesquelles il existe un décalage entre la capacité des écosystèmes à délivrer des SE et les attentes de la société. Au travers de cette approche il est possible de délimiter des secteurs sous tension où la demande excède la fourniture des SE (Burkhard et al. 2012). Pour ces endroits le risque d'exploitation non durable des écosystèmes est fort. Ce type d'information présente un intérêt direct pour mettre en place des politiques de gestion et particulièrement pour prioriser les zones à enjeux.

La comparaison des cartes de fourniture et de demande en SE permet également de distinguer les lieux où les SE sont produits, des lieux où ils sont consommés (Hein et al. 2006). Pour de nombreux SE le lieu de production ne correspond pas au lieu de consommation. Les SE de production sont, par exemple, rarement utilisés sur leurs lieux de fourniture (production agricole, production de bois). Les biens et bénéfices résultant de ces SE sont vendus par les gestionnaires des écosystèmes (agriculteurs, forestiers) aux consommateurs. Suivant une logique similaire, la grande majorité des SE de régulation profite à des personnes distantes des lieux de fourniture des SE (régulation du climat, régulation de la qualité de l'eau). Cependant, à la différence des SE de production, les SE de régulation échappent souvent à l'économie de marché, ce qui participe à la dégradation des fonctions qui les soutiennent. Pour inverser cette tendance, certains auteurs préconisent un système de paiement pour les SE. Cette approche, très liée à l'évaluation monétaire des SE, permet de valoriser économiquement les SE. L'hypothèse fondatrice du principe de paiement pour les SE est que l'intégration des SE dans l'économie de marché contribuera à la gestion durable des écosystèmes (Engel et al. 2008; Farley and Costanza 2010; de Groot et al. 2012). Parmi les exemples de paiement pour les SE, la fourniture en eau potable de la ville de New York est une des illustrations les plus connues (McCauley 2006). L'approvisionnement en eau de cette mégapole de plus de 20 millions d'habitants dépend d'un réseau complexe de zones humides et de lacs situés dans les montagnes du Catskill distantes de plus de 100km de New York. Dans les années 1990 les autorités de la ville ont décidé d'investir pour protéger cet écosystème plutôt que de construire une coûteuse usine de traitement de l'eau. Depuis lors, et malgré les pressions liées à l'exploitation des gaz de schiste, la ville de New York paie pour préserver les fonctions écosystémiques associées à la régulation de la qualité de l'eau dans les Catskill.

Bien que la cartographie de la demande apporte des informations complémentaires à la cartographie de la fourniture, l'étude de cette facette des SE est encore peu développée au regard des efforts fournis pour cartographier la fourniture (Wolff et al. 2015). Cette différence d'intérêt scientifique entre la cartographie de la fourniture et cartographie de la demande est en partie liée aux difficultés associées à la mesure de la demande en SE. Pour de nombreux SE la demande repose sur une large gamme de variables socio-culturelles, si bien qu'identifier les facteurs directeurs est une tâche délicate. Par ailleurs, la grande majorité des variables socio-culturelles potentiellement reliées à la demande n'est pas disponible sous des formats spatialement explicites. Il en résulte que les études de cartographie de la demande en SE sont relativement rares dans la bibliographie.

4. Objectifs de la thèse

J'ai identifié deux grands types d'enjeux vis-à-vis de la cartographie des SE. Premièrement, la cartographie des SE fait l'objet d'une forte attente de la part des décideurs et des acteurs économiques. Cet intérêt est notamment illustré au niveau européen dans la stratégie pour la biodiversité 2020 mise en place par l'Union Européenne en 2011. Dans le cadre de cette stratégie, il est prévu que les états membres cartographient les SE sur l'ensemble de leur territoire dans les années à venir (European Commission 2011; Maes et al. 2016). A échelle locale, la cartographie des SE peut être employée pour favoriser le transfert de connaissances entre la communauté scientifique et les acteurs du territoire et ainsi, favoriser l'intégration des SE et des écosystèmes dans les processus de prise de décision (Bierry and Lavorel 2016). Deuxièmement, la cartographie des SE est utilisée dans l'objectif scientifique d'améliorer la compréhension des processus socio-écologiques qui dirigent les associations entre de multiple SE (Spake et al. In Review; Hamann et al. 2015; Meacham et al. 2016). Mes travaux de thèse s'articulent autour de la mise en œuvre de démarches permettant d'améliorer cette compréhension.

Les travaux de cartographie de SE les plus récents ont répondu à une partie des attentes des décideurs. Notamment plusieurs études ont montré l'utilité de la cartographie des bouquets de SE pour caractériser les territoires en fonction de leur fourniture en SE et pour identifier la multifonctionnalité des écosystèmes (Queiroz et al. 2015; Crouzat et al. 2015; Mouchet et al. 2017). La cartographie des SE constitue une étape primordiale pour informer les politiques sur l'importance des écosystèmes pour notre société et sur les conséquences

potentielles de l'altération de leur fonctionnement (Maes et al. 2013; Martinez-Harms et al. 2015).

En parallèle de ces avancées sur la caractérisation des territoires, la capacité de la cartographie des SE à améliorer la compréhension des processus qui supportent la fourniture de multiple SE n'est pas encore démontrée. Malgré de nombreuses études affichant clairement cet objectif, l'interprétation des résultats reste en grande partie limitée à des considérations sur l'occupation des sols et plus particulièrement des oppositions de fonctionnement écologique entre milieux forestiers et milieux ouverts (Crouzat et al. 2015; Mouchet et al. 2017). Dans ce contexte, mes travaux de thèse s'articulent autour de la question suivante :

Comment améliorer la compréhension des associations entre SE et de leurs déterminants socio-écologiques au travers d'approches cartographiques ?

Je propose de décliner cette question de recherche en trois sous-questions. Le développement de chacune d'entre elles fait l'objet d'un chapitre de thèse, exception faite de la troisième question qui est explorée au travers de deux chapitres (figure 3).

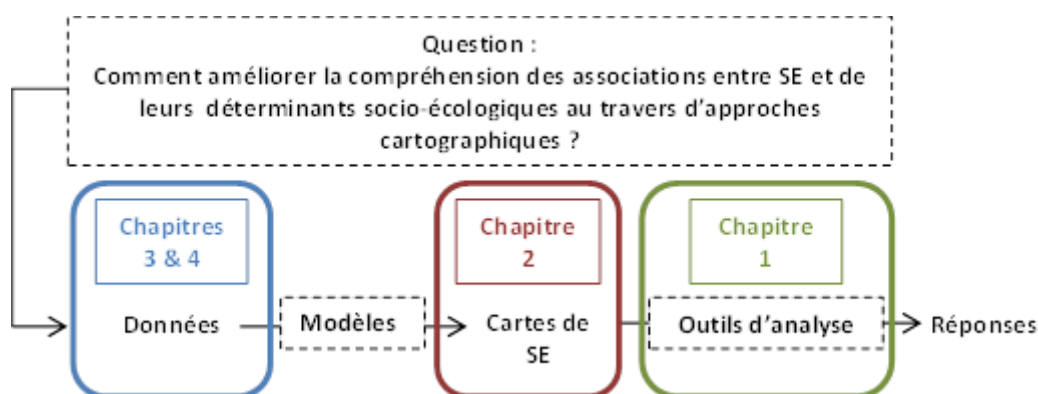


Figure 3: Place des différents chapitres de la thèse dans le processus de cartographie des SE

1) Quels outils pour identifier les relations entre SE et leurs déterminants ?

Pour répondre à cette question nous proposons, dans le premier chapitre, une analyse des associations entre le service de production agricole et quatre services de régulation au niveau des surfaces agricoles de la région Rhône-Alpes (France). Basé sur les données du projet européen VOLANTE (1km de résolution spatiale), ce travail nous permet de revenir sur la définition des compromis et synergies entre services écosystémiques aussi bien que sur le concept de bouquet de services. Par ailleurs, en s'inspirant du concept de niche écologique pour les espèces, nous évaluons l'adéquation spatiale entre la fourniture de services et les caractéristiques socio-écologiques des milieux (i.e. leur niche socio-écologique).

2) En quoi les échelles spatiales influencent-elles la cartographie de la fourniture de SE?

Dans le second chapitre nous comparons les cartes de SE produites par des modèles Européens – et utilisées dans le chapitre 1 – avec les cartes de SE produites par des modèles développés pour la région de Grenoble. Cette approche comparative nous permet de caractériser l'incidence de l'échelle spatiale et de la structure des modèles sur l'estimation des valeurs de SE.

3) Quels sont les applications effectives et potentielles de la télédétection dans l'amélioration des cartographies de SE ?

- Dans le troisième chapitre nous proposons, premièrement, une approche basée sur des données de télédétection à très haute résolution spatiale pour cartographier l'utilisation des terres agricoles dans la région de Grenoble. Deuxièmement, nous mobilisons cette cartographie de l'utilisation des sols pour estimer le SE de production agricole. Les résultats de cette approche sont comparés avec ceux qui pourraient être obtenus en utilisant les données d'occupation des sols Corine Land Cover.
- Nous proposons dans le dernier chapitre une synthèse des utilisations des données de télédétection pouvant potentiellement contribuer à la modélisation des SE. Pour compléter le troisième chapitre cette étude est focalisée sur les applications de la télédétection autres que l'identification des occupations et des utilisations des sols. Dans ce travail nous mettons en correspondance les capacités des approches de télédétection avec les besoins des modélisateurs de SE, sur la base d'une analyse bibliographique d'un large panel d'études de cartographie des SE.

Mon travail de thèse vise ainsi à l'amélioration des approches de cartographie des SE. L'ambition de ce travail est d'identifier les aspects limitants des analyses spatiales pour l'identification des déterminants de l'expression des SE et de proposer des pistes d'améliorations. Je finirai donc par discuter mon travail au regard de cet objectif. Une attention particulière sera portée aux approches qui me semblent les plus prometteuses pour faire avancer les connaissances dans cet axe de recherche.

5. Bibliographie

- Bagstad KJ, Semmens DJ, Waage S, Winthrop R (2013) A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosyst Serv* 5:27–39. doi: 10.1016/j.ecoser.2013.07.004
- Bataille A (2015) Apport d'images issues de drone pour le suivi de la végétation naturelle.
- Bateman IJ, Harwood AR, Mace GM, et al (2013) Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. *Science* 341:45–50. doi: 10.1126/science.1234379
- Bennett EM, Peterson GD, Gordon LJ (2009) Understanding relationships among multiple ecosystem services: Relationships among multiple ecosystem services. *Ecol Lett* 12:1394–1404. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Bierry A, Lavorel S (2016) Implication des parties prenantes d'un projet de territoire dans l'élaboration d'une recherche à visée opérationnelle. *Sci Eaux Territ* 21:18–23.
- Birkhofer K, Diehl E, Andersson J, et al (2015) Ecosystem services – current challenges and opportunities for ecological research. *Front Ecol Evol*. doi: 10.3389/fevo.2014.00087
- Boyd J, Banzhaf S (2007) What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol Econ* 63:616–626.
- Brown LR (2003) *Plan B: rescuing a planet under stress and a civilization in trouble*, 1st ed. Norton, New York
- Brown LR, Earth Policy Institute (2011) *World on the edge: how to prevent environmental and economic collapse*. W.W. Norton, New York
- Bürgi M, Silbernagel J, Wu J, Kienast F (2015) Linking ecosystem services with landscape history. *Landsc Ecol* 30:11–20. doi: 10.1007/s10980-014-0102-3
- Burkhard B, Kroll F, Müller F (2010) Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landsc Online* 1–22. doi: 10.3097/LO.200915
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F (2012) Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol Indic* 21:17–29. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019
- Chan KMA, Shaw MR, Cameron DR, et al (2006) Conservation Planning for Ecosystem Services. *PLoS Biol* 4:e379. doi: 10.1371/journal.pbio.0040379
- Costanza R, d'Arge R, De Groot R, et al (2016) The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital (1997). *Glob Environ Read* 117.
- Costanza R, de Groot R, Sutton P, et al (2014) Changes in the global value of ecosystem services. *Glob Environ Change* 26:152–158. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002
- Crouzat E, Mouchet M, Turkelboom F, et al (2015) Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *J Appl Ecol* 52:1145–1155. doi: 10.1111/1365-2664.12502
- Crutzen PJ (2002) Geology of mankind. *Nature* 415:23–23. doi: 10.1038/415023a
- Cumming GS, Buerkert A, Hoffmann EM, et al (2014) Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature* 515:50–57. doi: 10.1038/nature13945
- Daniel TC, Muhar A, Arnberger A, et al (2012) Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proc Natl Acad Sci* 109:8812–8819. doi: 10.1073/pnas.1114773109
- de Groot R, Brander L, van der Ploeg S, et al (2012) Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosyst Serv* 1:50–61. doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.005

- de Groot RS, Alkemade R, Braat L, et al (2010) Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol Complex* 7:260–272. doi: 10.1016/j.ecocom.2009.10.006
- Deguines N, Jono C, Baude M, et al (2014) Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Front Ecol Environ* 12:212–217. doi: 10.1890/130054
- Diamond J (2005) *Guns, germs and steel . a short history of everybody in the last 13,000 years*. Vintage, London
- Diamond JM (2006) *Effondrement: comment les sociétés décident de leur disparition ou de leur survie*. Gallimard, Paris
- Díaz S, Demissew S, Carabias J, et al (2015) The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Curr Opin Environ Sustain* 14:1–16. doi: 10.1016/j.cosust.2014.11.002
- Eigenbrod F, Armsworth PR, Anderson BJ, et al (2010) The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *J Appl Ecol* 47:377–385. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x
- Engel S, Pagiola S, Wunder S (2008) Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecol Econ* 65:663–674. doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.03.011
- European Commission (2011) *Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020*.
- Farley J, Costanza R (2010) Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecol Econ* 69:2060–2068. doi: 10.1016/j.ecolecon.2010.06.010
- Felipe-Lucia MR, Martín-López B, Lavorel S, et al (2015) Ecosystem Services Flows: Why Stakeholders' Power Relationships Matter. *PLOS ONE* 10:e0132232. doi: 10.1371/journal.pone.0132232
- Fisher B, Turner RK, Morling P (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol Econ* 68:643–653. doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014
- Foley JA (2005) Global Consequences of Land Use. *Science* 309:570–574. doi: 10.1126/science.1111772
- Garnett T, Appleby MC, Balmford A, et al (2013) Sustainable Intensification in Agriculture: Premises and Policies. *Science* 341:33–34. doi: 10.1126/science.1234485
- Gomez-Baggethun E, Ruiz-Perez M (2011) Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Prog Phys Geogr* 35:613–628. doi: 10.1177/0309133311421708
- Griggs D, Stafford-Smith M, Gaffney O, et al (2013) Policy: Sustainable development goals for people and planet. *Nature* 495:305–307. doi: 10.1038/495305a
- Haines-Young R, Potschin M (2010) The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, CUP. Cambridge, pp 110–139
- Haines-Young R, Potschin M (2013) *CICES V4.3 – Revised report prepared following consultation on CICES Version 4, August-December 2012*.
- Hamann M, Biggs R, Reyers B (2015) Mapping social–ecological systems: Identifying ‘green-loop’ and ‘red-loop’ dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use. *Glob Environ Change* 34:218–226. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2015.07.008
- Hein L, van Koppen K, de Groot RS, van Ierland EC (2006) Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol Econ* 57:209–228. doi: 10.1016/j.ecolecon.2005.04.005
- Houghton JT, Evrard O (2011) *Le réchauffement climatique un état des lieux complet*. De Boeck, Bruxelles

- Intergovernmental Panel on Climate Change (ed) (2014) *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge
- IPBES (2016) Summary for policymakers of the methodological assessment of scenarios and models of biodiversity and ecosystem services by the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- Jackson T (2009) *Prosperity without growth: economics for a finite planet*. Earthscan, London ; Sterling, VA
- Jeuge-Maynard I, Nimmo C (2015) *Le grand Larousse illustré: 90000 articles, 5000 illustrations, 355 cartes, 160 planches, chronologie universelle, atlas géographique, drapeaux du monde et de la francophonie*. Larousse, Paris
- Kremen C, Miles A (2012) Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecol Soc*. doi: 10.5751/ES-05035-170440
- Lavorel S, Bayer A, Bondeau A, et al (2017) Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. *Ecol Indic* 74:241–260. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.11.015
- Lavorel S, Grigulis K, Leitinger G, et al (In press) Historical trajectories in land use pattern and grassland ecosystem services in two alpine landscapes.
- Longaretti P-Y, Vannier C, Lasseur R, Lavorel S (2016) La modélisation des changements d'usage et de couverture des sols comme outil d'aide à la planification territoriale. *Sci Eaux Territ* 21:52–56.
- Mace GM, Norris K, Fitter AH (2012) Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol Evol* 27:19–26. doi: 10.1016/j.tree.2011.08.006
- MAE (2003) *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*.
- MAE (2005) *A framework for assessment*. Washington, DC: Island Press
- Maes J, Hauck J, Paracchini ML, et al (2013) Mainstreaming ecosystem services into EU policy. *Curr Opin Environ Sustain* 5:128–134. doi: 10.1016/j.cosust.2013.01.002
- Maes J, Liqueste C, Teller A, et al (2016) An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosyst Serv* 17:14–23. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.10.023
- Martinez-Harms MJ, Bryan BA, Balvanera P, et al (2015) Making decisions for managing ecosystem services. *Biol Conserv* 184:229–238. doi: 10.1016/j.biocon.2015.01.024
- Martín-López B, Gómez-Baggethun E, García-Llorente M, Montes C (2014) Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecol Indic* 37:220–228. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.03.003
- Martín-López B, Gómez-Baggethun E, González JA, et al (2009) The assessment of ecosystem services provided by biodiversity: re-thinking concepts and research needs. In: *Handbook of Nature Conservation: global, environmental and economic issues*. pp 261–282
- McCauley DJ (2006) Selling out on nature. *Nature* 443:27–28. doi: 10.1038/443027a
- Meacham M, Queiroz C, Norström AV, Peterson GD (2016) Social-ecological drivers of multiple ecosystem services: what variables explain patterns of ecosystem services across the Norrström drainage basin? *Ecol Soc*. doi: 10.5751/ES-08077-210114
- Meadows DH, Club of Rome (eds) (1972) *The Limits to growth; a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. Universe Books, New York
- Mouchet MA, Lamarque P, Martín-López B, et al (2014) An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Glob Environ Change* 28:298–308. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012

- Mouchet MA, Paracchini ML, Schulp CJE, et al (2017) Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecol Indic* 73:23–28. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.09.026
- Ostrom E (2009) A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325:419–422. doi: 10.1126/science.1172133
- Palomo I, Felipe-Lucia MR, Bennett EM, et al (2016) Disentangling the Pathways and Effects of Ecosystem Service Co-Production. In: *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp 245–283
- Partap U, Ya T (2012) The Human Pollinators of Fruit Crops in Maoxian County, Sichuan, China: A Case Study of the Failure of Pollination Services and Farmers' Adaptation Strategies. *Mt Res Dev* 32:176–186. doi: 10.1659/MRD-JOURNAL-D-11-00108.1
- Perrings C, Duraiappah A, Larigauderie A, Mooney H (2011) The Biodiversity and Ecosystem Services Science-Policy Interface. *Science* 331:1139–1140. doi: 10.1126/science.1202400
- Philip Robertson G, Gross KL, Hamilton SK, et al (2014) Farming for Ecosystem Services: An Ecological Approach to Production Agriculture. *BioScience* 64:404–415. doi: 10.1093/biosci/biu037
- Queiroz C, Meacham M, Richter K, et al (2015) Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *AMBIO* 44:89–101. doi: 10.1007/s13280-014-0601-0
- Rabe S-E, Koellner T, Marzelli S, et al (2016) National ecosystem services mapping at multiple scales – The German exemplar. *Ecol Indic* 70:357–372. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.05.043
- Ramankutty N, Evan AT, Monfreda C, Foley JA (2008) Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000: GLOBAL AGRICULTURAL LANDS IN 2000. *Glob Biogeochem Cycles* 22:n/a-n/a. doi: 10.1029/2007GB002952
- Ramankutty N, Foley JA (1999) Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Glob Biogeochem Cycles* 13:997–1027.
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM (2010a) Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc Natl Acad Sci* 107:5242–5247. doi: 10.1073/pnas.0907284107
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Tengö M, et al (2010b) Untangling the Environmentalist's Paradox: Why Is Human Well-being Increasing as Ecosystem Services Degrade? *BioScience* 60:576–589. doi: 10.1525/bio.2010.60.8.4
- Reis RA (2008) *The Dust Bowl*. Chelsea House, New York
- Reyers B, Biggs R, Cumming GS, et al (2013) Getting the measure of ecosystem services: a social–ecological approach. *Front Ecol Environ* 11:268–273. doi: 10.1890/120144
- Rounsevell MDA, Pedrolì B, Erb K-H, et al (2012) Challenges for land system science. *Land Use Policy* 29:899–910. doi: 10.1016/j.landusepol.2012.01.007
- Schröter M, Albert C, Marques A, et al (2016) National Ecosystem Assessments in Europe: A Review. *BioScience* biw101. doi: 10.1093/biosci/biw101
- Schröter M, Barton DN, Remme RP, Hein L (2014a) Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecol Indic* 36:539–551. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.09.018
- Schröter M, Remme RP, Hein L (2012) How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes? *Ecol Indic* 23:220–221. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.03.025

- Schröter M, van der Zanden EH, van Oudenhoven APE, et al (2014b) Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments: Ecosystem services as a contested concept. *Conserv Lett* 7:514–523. doi: 10.1111/conl.12091
- Schröter M, van Oudenhoven APE (2016) Ecosystem Services Go Beyond Money and Markets: Reply to Silvertown. *Trends Ecol Evol* 31:333–334. doi: 10.1016/j.tree.2016.03.001
- Schubert SD (2004) On the Cause of the 1930s Dust Bowl. *Science* 303:1855–1859. doi: 10.1126/science.1095048
- Seto KC, Sánchez-Rodríguez R, Fragkias M (2010) The New Geography of Contemporary Urbanization and the Environment. *Annu Rev Environ Resour* 35:167–194. doi: 10.1146/annurev-environ-100809-125336
- Spake et al. (In Review) Unpacking ecosystem service bundles: towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services.
- Steffen W, Broadgate W, Deutsch L, et al (2015a) The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *Anthr Rev* 2:81–98. doi: 10.1177/2053019614564785
- Steffen W, Richardson K, Rockstrom J, et al (2015b) Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347:1259855–1259855. doi: 10.1126/science.1259855
- Tallis H, Lubchenco J (2014) Working together: A call for inclusive conservation. *Nature* 515:27–28. doi: 10.1038/515027a
- Tittensor DP, Walpole M, Hill SLL, et al (2014) A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346:241–244. doi: 10.1126/science.1257484
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2015) World Population Prospects: The 2015 Revision, Volume II: Demographic Profiles.
- United Nations (2006) World Urbanization Prospects The 2005 Revision.
- United Nations (2015) Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development A/RES/70/1.
- Venter O, Sanderson EW, Magrath A, et al (2016) Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nat Commun* 7:12558. doi: 10.1038/ncomms12558
- Verhagen W, Van Teeffelen AJA, Baggio Compagnucci A, et al (2016) Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. *Landsc Ecol* 31:1457–1479. doi: 10.1007/s10980-016-0345-2
- Vihervaara P, Kumpula T, Tanskanen A, Burkhard B (2010) Ecosystem services—A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecol Complex* 7:410–420. doi: 10.1016/j.ecocom.2009.12.002
- Villamagna AM, Angermeier PL, Bennett EM (2013) Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecol Complex* 15:114–121. doi: 10.1016/j.ecocom.2013.07.004
- Wallace KJ (2007) Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biol Conserv* 139:235–246. doi: 10.1016/j.biocon.2007.07.015
- Wolff S, Schulp CJE, Verburg PH (2015) Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecol Indic* 55:159–171. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.03.016

Premier chapitre

*Caractérisation des associations spatiales entre services
écosystémiques*

Contexte du premier chapitre

Le début de ma thèse était centré sur l'analyse des cartes de services écosystémiques (SE) produites dans le cadre du projet européen VOLANTE. L'objectif principal de ces analyses était d'identifier l'évolution des bouquets de SE entre 2010 et 2040, à l'échelle européenne, en fonction de différents scénarios de développement – protection de la nature, paiement pour le stockage de carbone, paiement pour les SE de récréation. Dans ce contexte j'ai développé dans le logiciel R, un programme permettant de localiser et de quantifier l'évolution de la fourniture de chaque SE et des bouquets de SE. Les résultats ainsi produits ont largement contribué aux analyses développées dans le livrable D12.2 du projet VOLANTE³ et dans un article⁴ actuellement en révision (Annexe 1).

Méthodologiquement nous avons utilisé une analyse de partitionnement de données appelée carte auto-adaptatrice pour cartographier les bouquets de SE. Ce type d'approche, très utilisée pour identifier les bouquets de SE, permet de définir des groupes de pixels en fonction de leur fourniture en SE : les pixels présentant des niveaux de fourniture 'similaires' sont assignés à un même groupe. Au niveau du paysage – c'est-à-dire lorsque l'on considère l'ensemble des classes d'occupation des sols – les bouquets de SE permettent d'identifier la fourniture de SE associée aux différents grands types d'écosystèmes (ex. opposition milieux ouverts / milieux forestiers). Mais au-delà de l'évaluation de l'impact du changement d'utilisation et d'occupation des sols ces approches apportent, jusqu'à présent, peu d'informations sur les processus socio-écologiques qui dirigent les associations entre SE.

Pour dépasser ces limites le premier chapitre de ma thèse est focalisé sur l'étude des associations spatiales entre SE fournis par les terres agricoles (figure I). En particulier j'étudie les associations entre le SE de production agricole et quatre SE de régulation – la régulation des ravageurs de culture par le contrôle biologique, la régulation des crues, la régulation du climat par la séquestration du carbone dans la biomasse et le SE de pollinisation. Notre hypothèse, basée sur la bibliographie, est que le SE de production est en compromis avec les SE de régulation. Nous testons cette hypothèse à l'échelle des terres agricoles de la région Rhône-Alpes. En parallèle nous évaluons la répercussion de nos résultats sur la pertinence des

³ Document consultable à l'adresse [suivante](#)

⁴ Mouchet, M., Rega, C., **Lasseur, R.**, Paracchini, M-L., Stürck, J., Schulp, C.J.E., Verburg, P., Verkerk, H., Lavorel, S. Expected changes in the supply of ecosystem services of European landscapes under alternative land use and environmental policies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, In revision.

analyses de partitionnement de données pour représenter les associations entre SE fournis par les terres agricoles.

Pour conduire cette étude j'ai eu l'opportunité de travailler durant 3 mois dans l'équipe du Dr. Felix Eigenbrod à l'université de Southampton. Nous avons le projet de soumettre très prochainement les résultats présentés dans le premier chapitre à une revue scientifique non encore déterminée⁵. Par ailleurs cette collaboration a été l'occasion de riches échanges sur la notion de niche socio-écologique des bouquets de SE. Ces travaux⁶, menés par Dr. Rebecca Spake, sont présentés dans l'Annexe 2.

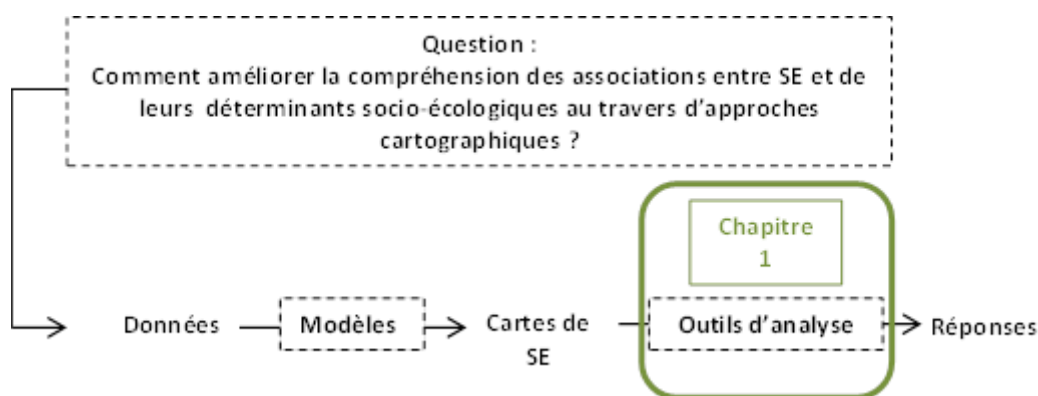


Figure I : Place du chapitre 1 dans l'organisation de la thèse

⁵ **Lasseur, R.**, Spake, R., Crouzat, E., Mouchet, M., Vannier, C., Lavorel, S., Eigenbrod, F. Characterization of ecosystem services associations supplied by agricultural lands , In prep.

⁶ Spake, R., **Lasseur, R.**, Crouzat, E., Bullock, J., Lavorel, S., Parks, K., Schaafsma, M., Bennett, E., Maes, J., Mulligan, M., Mouchet, M., Peterson, G., Schulp, C., Thuiller, W., Turner, M., Verburg, P & Eigenbrod, F. Unpacking ecosystem service bundles: towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services. In revision in Global Environmental Change.

1. Introduction

Capacity of ecosystems to supply specific ES depends on ecological and social processes that vary in space (Schröter et al. 2012; Bennett et al. 2015). Consequently Ecosystem services (ES) provision is not spatially homogeneous. According to Bennett et al. (2009), two ES can be associated either because they rely on same ecological processes or because they are impacted by the same external factor. Some ES are supported by shared ecological properties such as plant diversity which simultaneously enhances the provision of pollination and of grassland aesthetic value (Hodgson et al. 2010). Consequently these ES tend to be co-located, exhibiting an apparent synergistic pattern across space. In contrast, some ES are sustained by processes that are never co-located, or different ES respond differently to an external factor. For example, the use of fertilizers improves crop production but reduces water quality (Bennett et al. 2009). Clean water and areas of high crop production are rarely co-located, indicating a spatial tradeoff between these two services.

Recent literature provides multiple examples of patterns of associations among pairs of ES (Raudsepp-Hearne et al. 2010a; Turner et al. 2014; Lee and Lautenbach 2016). In particular provisioning ES frequently trade off with regulating and cultural ES (Carpenter et al. 2006; Rodríguez et al. 2006; Raudsepp-Hearne et al. 2010a; Power 2010; Martín-López et al. 2012; Maes et al. 2012). Thus when expanding pairwise associations between ES to larger numbers of ES, consistent associations arise, called ES bundles (Raudsepp-Hearne et al. 2010a; Howe et al. 2014). Given strong trade-offs between provisioning ES and regulating ES we expect at least two characteristic bundles: one bundle driven by high supply of provisioning ES and resulting low supply of regulating ES and a second opposite bundle (Foley 2005; Bennett and Balvanera 2007). In practice, closer examination of results of a vast diversity of recent studies suggests that strict trade-offs and synergies between ES are rare in most terrestrial landscapes, and that there are rather trends to positive or negative associations between pairs of ES. However the bundle concept proposes as a central tenet that generalization of pairwise associations to a larger number of ES leads to consistent and spatially repeated associations between ES (Raudsepp-Hearne et al. 2010a). Thus the strength of individual correlations between pairs of ES preconditions the robustness of bundles identified from a large number of ES. To date, this point is however rarely discussed in studies that seek to identify ES bundles.

Identifying associations among pairs of ES, and when this is possible related ES bundles, is critical to develop sustainable ecosystem management. In particular, simultaneous consideration of multiple ES prevents unintended and negative feedbacks from management of one ES to another (Bennett et al. 2009; Reyers et al. 2013; Hamann et al. 2015; Meacham et al. 2016). However, despite their importance socio-ecological mechanisms that drive the spatial co-distribution of multiple ES are still largely unknown (Queiroz et al. 2015; Bennett et al. 2015; Meacham et al. 2016). To overcome this gap some recent studies have explored whether particular sets of ES, and specifically ES bundles identified based on spatial co-occurrence, are supplied under particular socio-ecological conditions (Spake et al. In review; Bennett et al. 2009; Queiroz et al. 2015; Bennett et al. 2015; Hamann et al. 2015; Meacham et al. 2016; Mouchet et al. 2017). This notion that the distribution of specific ES, and of ES bundles can be explicitly linked to social and ecological drivers has been referred as the ‘socio-ecological niche’, with the ultimate objective of predicting ES bundle distributions from those of their drivers (Spake et al. In Review).

Numerous studies have characterized bundles of ES in temperate regions. In these studies, bundles have been commonly interpreted in relation to dominant land cover classes. At European scale, ES bundles and their geographic distribution are explicitly driven by dominant land use (forest and arable land) (Mouchet et al. 2017), a pattern also evident at regional scales for the French Alps (Crouzat et al. 2015). In the same way, Meacham et al. (2016) highlighted the importance of an urbanization gradient in explaining the spatial distribution of ES bundles across the Stockholm region (Sweden). While these primary patterns of distribution of ES bundles link to obvious, yet critical ecological contrasts across land use types, to our knowledge, less attention has been paid to the variability of ES associations within primary land cover classes, in particular within agricultural land. This is surprising given that agricultural lands are at the core of a paradox (Raudsepp-Hearne et al. 2010b). On the one hand increasing food demand and consumption exert a constant pressure to increase their productivity. On the other hand, increasing productivity often disrupts ecosystem functioning, which often decreases the provision of regulating ES and thus hinders productivity in the long term (Carpenter et al. 2006). Resolving this dilemma is one of the major societal issues of the 21st century (Griggs et al. 2013; United Nations 2015). Thus understanding associations between provisioning ES and regulating ES, as well as their drivers, is essential to support the sustainable management of agricultural lands (Power 2010).

In this context, our study had three goals: first we aimed to quantify the strength of associations between agricultural production and individual regulating ES within agricultural

lands, expecting a spatial trade-off between agricultural production and regulating ES. Second, we aimed to characterize socio-ecological conditions that drive such pairwise ES associations by identifying their consistent associations with socio-ecological conditions. Finally we asked whether the extension of the analysis of pairwise ES associations to larger numbers of ES leads to regular patterns of ES associations which can be used to define bundles.

We addressed these questions considering a typical western European region of southeastern France, the Rhône-Alpes administrative region. This region supports large climate and altitudinal gradients, and consequently highly contrasted farming systems and specific practices. As numerous other European regions, the Rhône-Alpes region (the seventh most productive region in France) has experienced rapid land use change since the 1950s: the most productive lands have been artificialized, unproductive areas have been abandoned and support secondary forest, and remaining agricultural lands are faced with high societal expectations to reduce ecological impacts while still supporting high production. Thus, the Rhône-Alpes region is a representative illustration of the paradox faced by agricultural lands in many temperate regions of developed nations.

2. Materials and methods

Overall the aim of the study was to investigate associations between crop production and regulating ES within agricultural lands. In this section we describe the study site, the method used to identify agricultural lands and our selection of ES. We also detail methods applied to identify ES associations, measure of the intensity of clustering with ES data and the strength of the links between ES associations and socio-ecological conditions (figure 1).

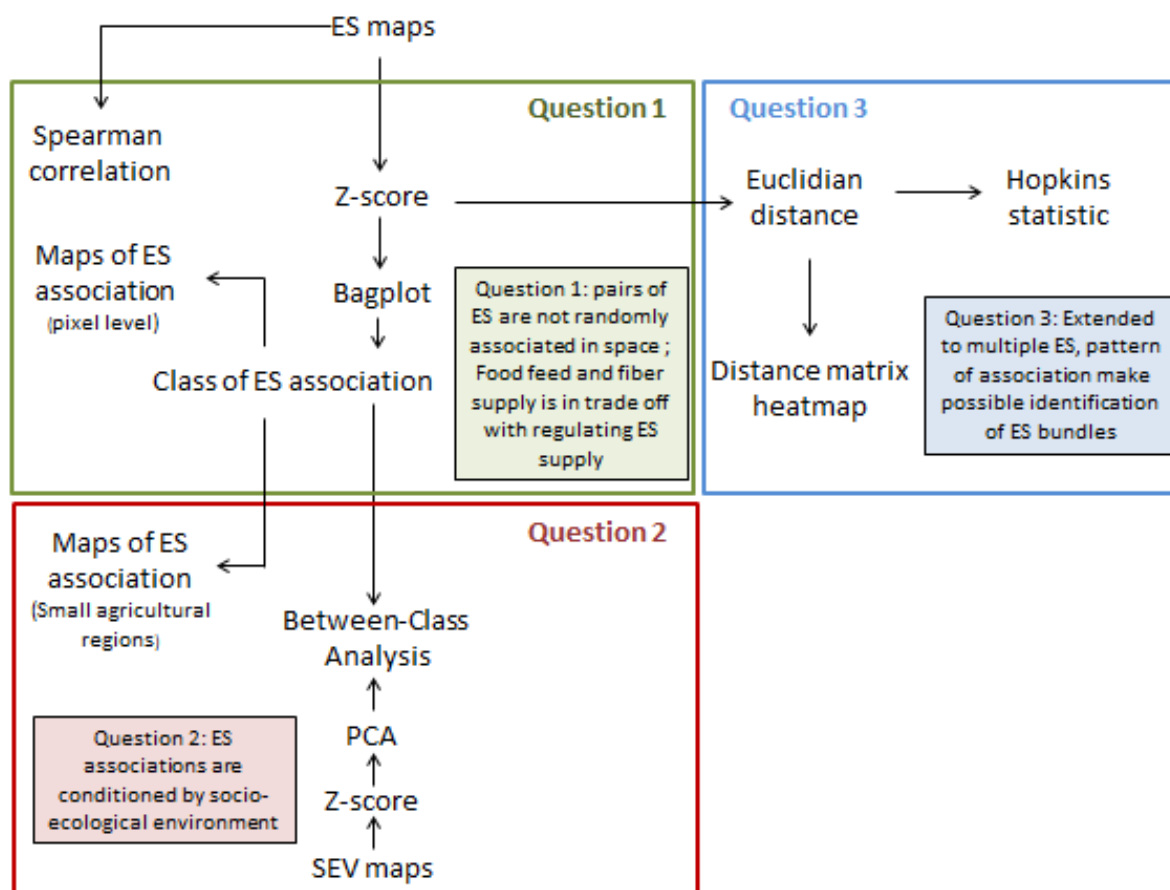


Figure 1: Flow diagram of the study presenting the three hypotheses and the related analyses

2.1. Study site

Our study focused on the former Rhône-Alpes administrative (NUTS2) region in south-eastern France which covers 40.000km² (roughly 2/3 of the new Auvergne Rhône-Alpes region after the 2016 merge). Rhône-Alpes is characterized by a large diversity of environmental conditions (figure 2). This diversity is partly explained by an altitudinal gradient with areas spanning from large plains such as the Rhône valley to mountains in the Alps. In addition the region covers a variety of climate conditions from Mediterranean in the south, semi-continental in the north and mountainous in the east. As consequences of this wide contrast in environmental conditions, agriculture in the Rhône-Alpes region is characterized by a large diversity of farming systems and management practices. In the lowlands, agricultural lands are dominated by monocultures (corn, winter cereals...), simple agricultural successions (mainly based on winter wheat and corn) and permanent crops such as fruits, nuts and vineyards. Hilly areas and highlands are dominated by livestock farming with a dominance by grasslands (Lasseur et al. In review).

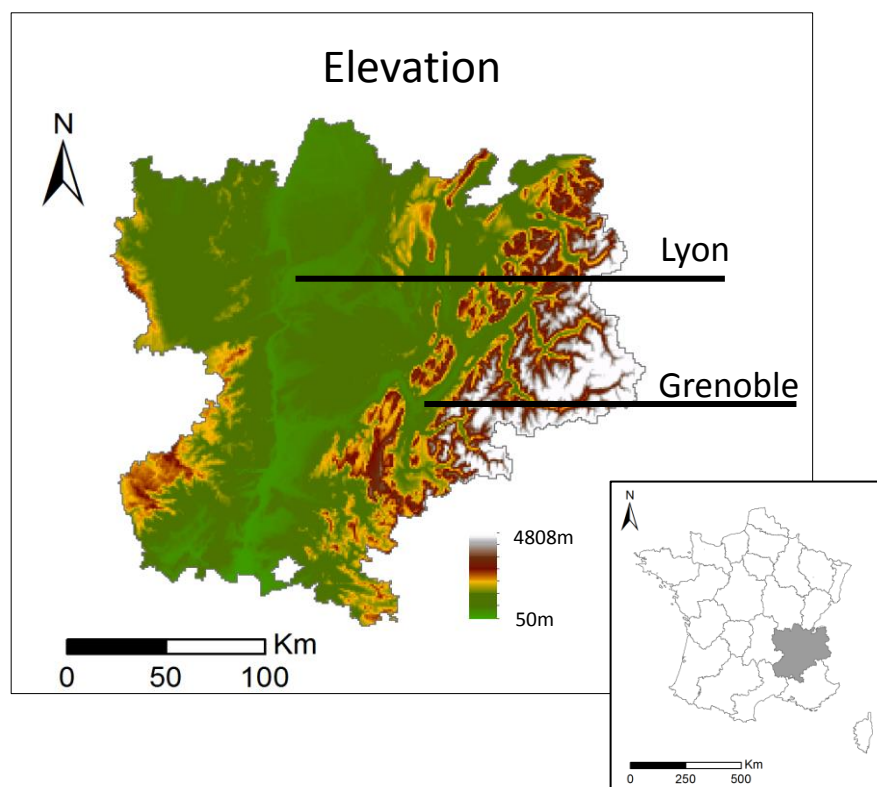


Figure 2: Situation of the study site and elevation map

We identified agricultural lands in Rhône-Alpes region using output of the Dyna-CLUE model for the year 2010. According to this mask, agricultural lands cover 13,729km²

within the region. This area (31% of the total area of the region) is consistent with the area referenced for the Rhône-Alpes region within national statistics that are not spatially explicit (<http://agreste.agriculture.gouv.fr>). For each ES maps we used this mask to extract pixels of agricultural land.

2.2. Selection of ES maps

We used ES maps produced in the EU project VOLANTE (Visions of Land Use Transitions in Europe) for the year 2010 at 1km of spatial resolution (Mouchet et al. 2017). Among the 12 ES mapped in the VOLANTE project (Supplementary Material S1) we selected the ES of agricultural production and four regulating ES that are relevant for agricultural lands (Power 2010): biological control, carbon sequestration, flood regulation and erosion control. Details about corresponding ES models is provided in table 1 and in Mouchet et al. (2017).

ES layers in the VOLANTE project cover the 27 EU states. We masked these ES maps with the layer of agricultural lands of the Rhône-Alpes region. To ensure that the variability of ES values within the region was representative of the variability of ES values at EU level we compared ES variability before and after masking ES layers by agricultural lands (Supplementary Material S2). For all ES considered the variability observed for the whole EU and across all land cover classes is comparable to the ES variability observed after selecting only agricultural lands of the Rhône-Alpes region. Thus the Rhône-Alpes region represents reasonably the magnitude of ES supply by agricultural lands at EU level. This might be explained by the great diversity of farming and climate conditions observed in this region.

Table 1: Ecosystem services used in the study (adapted from Mouchet et al. 2017)

ES name	Description of ES	Source
Agricultural production	Energy content of agricultural production (Mj/ha)	(Pérez-Soba et al. 2015)
Biological control	Based on the overlaid distribution of species providing pest control (Number of species)	Mouchet et al. (2017) following Civentos et al. (2012)
Flood regulation	Based on the variability of the peak discharge at the outlet of a catchment in dependence of land use and soil distribution (adimensional)	(Stürck et al. 2014)
Climate regulation through carbon sequestration	Amount of carbon sequestered (C/km ² /yr)	(Schulp et al. 2008)
Pollination	Related to the availability of floral resources, bee flight ranges and the availability of nesting sites (adimensional)	(Zulian et al. 2013)

ES layers were georeferenced to the standard INSPIRE reference grid for Europe based on the ETRS89 Lambert Azimuthal Equal Area projection. To ensure the spatial consistency across all layers, we used the same grid and the same projection for all additional spatial data (such as socio-ecological variables).

2.3. ES associations

We first wonder whether there is clear trade-off between crop production and the supply of individual regulating ES. To address this question we used a graphical representation inspired from bagplot graphs to describe ES associations. The bagplot is a bivariate version of the box plot (Rousseeuw et al. 2012) already used to represent ES association by Jopke et al. (2015). The base of the graph is a scatter plot with ES values centered and scaled. The mean value for each ES is thus 0. Positive values represent above-mean ES values, while negative values are below-mean ES values. The graphical space is analyzed according 4 regions delimited by the mean value of each ES, which identify the four possible pairwise associations of two ES (figure 3). The upper right part contains pixels that have high supply of both ES indicating a win-win situation (A and B). At the opposite, pixels in the lower left part have low supply of both ES (lose-lose situation). The upper left part

regroups pixels where the supply of ES A is high and the supply of ES B is low (win-lose situation). Finally, pixels in the lower right part have low supply of ES A and high supply of ES B. In this paper the term ‘combinations of ES’ refer to the four regions of the bagplot graph which are described above. In the case of spatially consistent synergy or trade-off (not meaning spatial homogeneity) between ES the scatter plot should display a clear diagonal direction as in figure 3, in which ES A and ES B are synergistic.

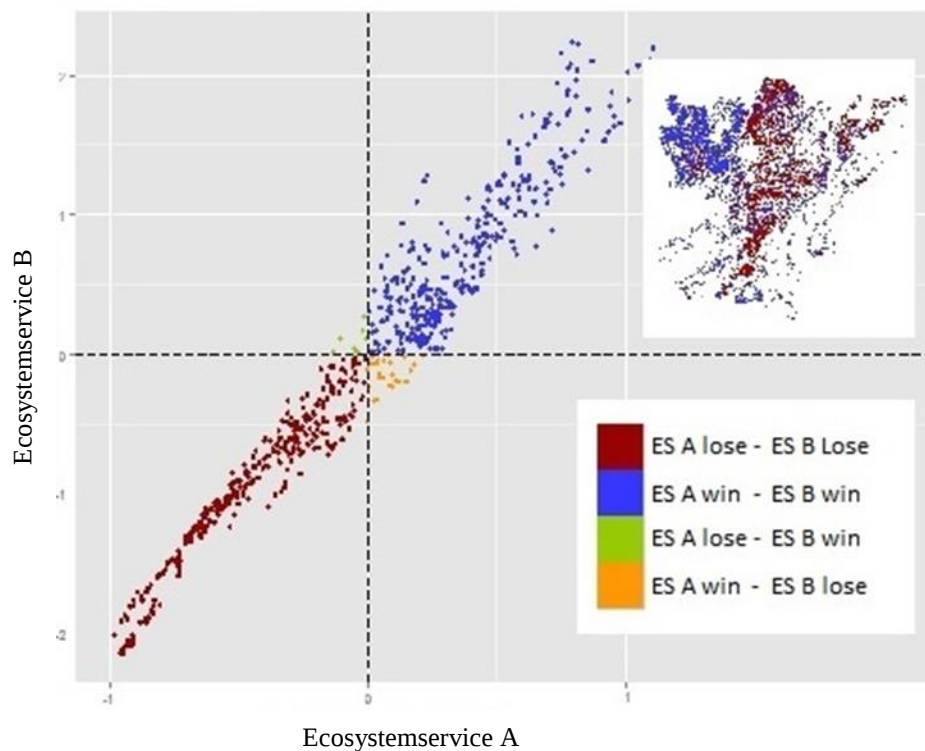


Figure 3: Association between two ecosystem services (ES A and ES B) represented by Bagplot. Means values of ES A and ES B (centered on 0) divide the bagplot space in 4 regions. Each region corresponds to a combination of ES association. Upper right region regroup pixels characterized by win-win situation. Pixels of the lower left part are characterized by lose-lose situation. Upper left region and lower right region regroup respectively pixels defined by win ES A – lose ES B and lose ES A – win ES B. This classification of pixels can be map to analyze the spatial distribution of the different combinations of ES association

For each pair of ES we then mapped the spatial distribution of the four combinations of ES at regional scale. As we analyzed the supply of agricultural production against the supply of individual regulating ES, we systematically compared food production with a single regulating ES. Consequently across all comparisons, the high (respectively low) values of agricultural production concern the same pool of pixels (i.e. one pool with high agricultural production values and one pool with low values). What changes among comparisons is the proportion of the pixels from each pool that is characterized by low versus high supply of individual regulating ES.

In addition to bagplot analysis we used non parametric Spearman correlation to measure the overall association within pairs of ES. This test measures the strength of correlations among variables that are not normally distributed. Statistical analyses and graphics were produced using R 3.1.3 (R Core Team, 2015).

2.4. Associations between ES and socio-ecological variables

Our second question seeks to identify whether ES associations are driven by socio-ecological variables. To describe the socio-ecological environment we used nine variables (table 2) that are freely available at global scale (except for proportion of grasslands and maps of green lines – hedge and tree lines –which are only available only for Europe). We used Corine Land Cover 2006 (vector, minimum mapped unit: 25ha) to estimate the proportion of permanent grassland within each 1 km² pixel as this information is commonly used to describe agricultural systems. Socio-ecological variables used in our study have different initial spatial resolutions and come from diverse sources. All details about these variables are presented in the table 2. To ensure the spatial correspondence between socio-ecological variables and ES maps we resampled variables using a bilinear interpolation and the European grid at 1km resolution. This transformation allows to fix issues related to grids misalignment and to spatial resolution downscaling. Such spatial transformation introduces uncertainties in our analyses but is inherent to dataset fusion. Some pixels included in our agricultural mask were not incorporated in the assessment of the green lines variable. Thus for the socio-ecological analysis we excluded these pixels (less than 7% of the total number of pixels).

Table 2: Description and sources of Socio ecological data

Variable	Description	Spatial resolution	Source
Population density (PopD)	Population density	2.5 arc minute	(Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University; Centro Internacional de Agricultura Tropical - CIAT 2005) http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v3-population-density
HANPP	Human appropriation of net primary production in the year 2000	5 minute	(Haberl et al. 2007) https://www.uni-klu.ac.at/socec/inhalt/1191.htm HANPP%
Proportion of permanent grass (Grass)	Percentage of grass in 1km grid (extracted using the vector of CLC2006)	Vector rasterized at 1km	Corine Land Cover 2006 http://www.eea.europa.eu
Temperature (Temp)	Celsius degrees	30 arc-seconds	WorldClim database (Hijmans et al. 2005) http://www.worldclim.org/
Precipitation (Prec)	milliliters	30 arc-seconds	WorldClim database (Hijmans et al. 2005) http://www.worldclim.org/
Elevation (Elev)	meters	30 arc-seconds	WorldClim database (Hijmans et al. 2005) http://www.worldclim.org/
Green lines (glines)	Number of greens lines intercepted by transect of 250m (hedge and tree lines)	1km	(van der Zanden et al. 2013) http://www.environmentalgeography.nl/site/data-models/data/linear-landscape-elements-data/

To assess the link between socio-ecological variables and SE associations we used a 2-step approach. First, we used a principal component analysis (PCA) to calculate z-scores of socio-ecological variables. PCA is commonly used to synthesize information of several variables by reorganizing the whole variability of a dataset among principal components. Second, we applied a between class analysis (BCA) on socio-ecological variables. BCA allows identifying the proportion of the PCA variability explained by a classification of observations used to build the PCA (here the four combination of ES identified by bagplots). As this proportion increases towards 100% the explanatory power of the classification increases, indicating tight links between the classification and the PCA variability (here socio-

ecological variability). We performed one BCA for each pair of ES studied. In each BCA, we classified pixels according to ES combinations identified by the corresponding bagplot. Thus results of BCA indicated the strength of the link between ES associations and socio-ecological variables. The distribution of each combination of ES is represented within the PCA space by an ellipse. The center of the ellipse corresponds to the barycenter of the ES combination and axes of the ellipse are equal to the standard deviation of the combination on PCA principal components. We used the R package ‘ade4’ to compute the principal component analysis and the between class analysis. We combined functions of ‘ade4’ and ‘geneplotter’ packages to draw PCA biplots.

In addition to the socio-ecological data we used French ‘Small Agricultural Regions’ (SAR) to assess the link between ES associations and agricultural practices. SAR were established in 1946 and define spatial areas that are characterized by homogeneous farming of agricultural lands (Agreste). The study site is divided into 62 small agricultural regions. Within each SAR and for the four pairs of ES studied, we identify the dominant ES combination. Then we assessed the proportion of the dominant combination in each SRA (i.e. percentage of pixels of the dominant combination over the total number of pixels of the SRA). A high value indicates a clear dominance of one combination; conversely when the value tends to 25% there is no dominance of one specific combination. Consequently a high value represents a consistent ES association with the SRA, supporting the use of SRA as explanatory variable for ES associations.

2.5. Extending the pairwise ES analysis: ES bundles

The third question is based on the concept of ES bundles. The main condition of the bundles concept is that generalization of pairwise associations to a larger number of ES leads to consistent and spatially repeated associations between ES. If true, ES data should have an inherent structure that can be uncovered using cluster analysis.

In recent years, clustering algorithms (e.g. *k*-means, self-organizing maps) have been widely used to characterise and describe ES bundles, by delineating spatial units (administrative units or map pixels) supplying the same magnitude and types of ES (Mouchet et al. 2014). Briefly, cluster analysis refers to a family of methods for dividing a multivariate dataset, such as a site×ES matrix, into “natural” clusters (groups) that are meaningful or useful (Legendre et al. 1998). The goal is to obtain a solution such that objects within a cluster are similar to one another and different to objects of a different cluster. Spake et al. (in review, Annexe 2) highlighted both statistical and epistemological issues with the use of

cluster analysis in the study of ES associations. Regarding statistical issues, cluster analysis is exploratory in nature and requires subjective human judgement, with decisions that include, but are not limited to, the clustering algorithm used and the appropriate number of clusters. It is widely acknowledged that different clustering algorithms can produce different clusters as a result of the hypotheses specific to each method (Mouchet et al. 2014). Furthermore, clustering algorithms will always create clusters in a dataset, regardless of the actual existence of any clustered structure. A clustering solution must therefore be validated; it should be shown that a clustering structure is unusual in some sense, in that it departs from what may be expected from unstructured data (Legendre & Legendre, 1998). Several approaches to cluster validation exist, including quantitative internal validation, where the compactness, connectedness, and separation of the cluster partitions are evaluated across different cluster numbers and different clustering algorithms (as in e.g. Hamann et al. 2015), to more qualitative assessments of ES bundle composition, reaching a balance between interpretability and variance explained (as in Turner et al. 2014). The process is not straightforward. In all cases, expert knowledge has been used to justify cluster analysis results, and therefore bundles identified by these approaches may have low robustness. Interestingly, despite the widespread use of cluster analysis to identify ES bundles to date, little effort has been done to investigate the reality of the inherent clustered structure of ES dataset. However, this step is critical as it conditions our ability to uncover ES bundles through cluster analysis. Such can be done *a priori* by exploring the tendency of a multi-variate dataset to exhibit non-random structures based on their ecological distances.

To address our third question we investigated the structure of the ES dataset. We used the Hopkins statistics (Lawson and Jurs 1990) to measure the clustering of the ES dataset. The Hopkins statistics compares the nearest-neighbor distribution in ES data to that for randomly selected patterns according to a uniform distribution (see eq. 1). We used a Euclidian distance to measure the distance between ES data and randomly generated data. Under the null hypothesis the average distance for ES data and random distribution are the same, which indicates a random distribution of ES data, with an H value near 0.5. In the case of clustered data, distance in ES data should be less than distances in a random distribution, with H greater than 0.5 and almost equal to 1 for highly clustered data. For datasets that are non-clustered and non-randomly distributed, H is smaller than 0.5. We computed the Hopkins statistics using the function ‘hopkins’ in the R package ‘clustertend’. We used 100 iterations in which we measured the Hopkins statistics based on a random selection of 20% of the total number of pixels. In addition to the Hopkins statistics we represent the matrix of Euclidian distances

using the method developed by (Hahsler and Hornik 2011) and implemented in the function ‘dissplot’ in R package ‘seriation’. Results from Hopkins statistics and matrix of Euclidean distances will inform us about the existence of potential ES bundles in the dataset and thus on the consistency of cluster analyses to identify them. Consequently our test is a prerequisite of ES bundles identification and, given its results, we did not proceed to determining ES bundles.

3. Results

3.1. ES association

Distribution of pixel values in the bagplots for the four pairs of ES investigated did not reveal strong positive or negative associations between ES (figure 4), despite substantial variation in individual ES values (Supp. Mat. S2). Whatever the ES pair, each of the four bagplot regions contained at least 12% of the total number of pixels and never exceeded 42%, suggesting that all four ES combinations were well represented. The minimum was observed for the lose-lose situation between agricultural production and carbon sequestration (12%), while the maximum was observed for the trade-off between agricultural production (lose) and carbon sequestration (gain). However, the sum of the number of pixels in the top left quarter and in the bottom right quarter of graph slightly exceeded the half of the total number of pixels (on average 60% of the total number of pixels), suggesting a weak negative association between agricultural production and regulating ES. This graphical observation is supported by results of the correlation tests which also revealed slight negative correlations (Supp. Mat. S3). Besides, pairs of regulating ES were slightly positively correlated or un-correlated.

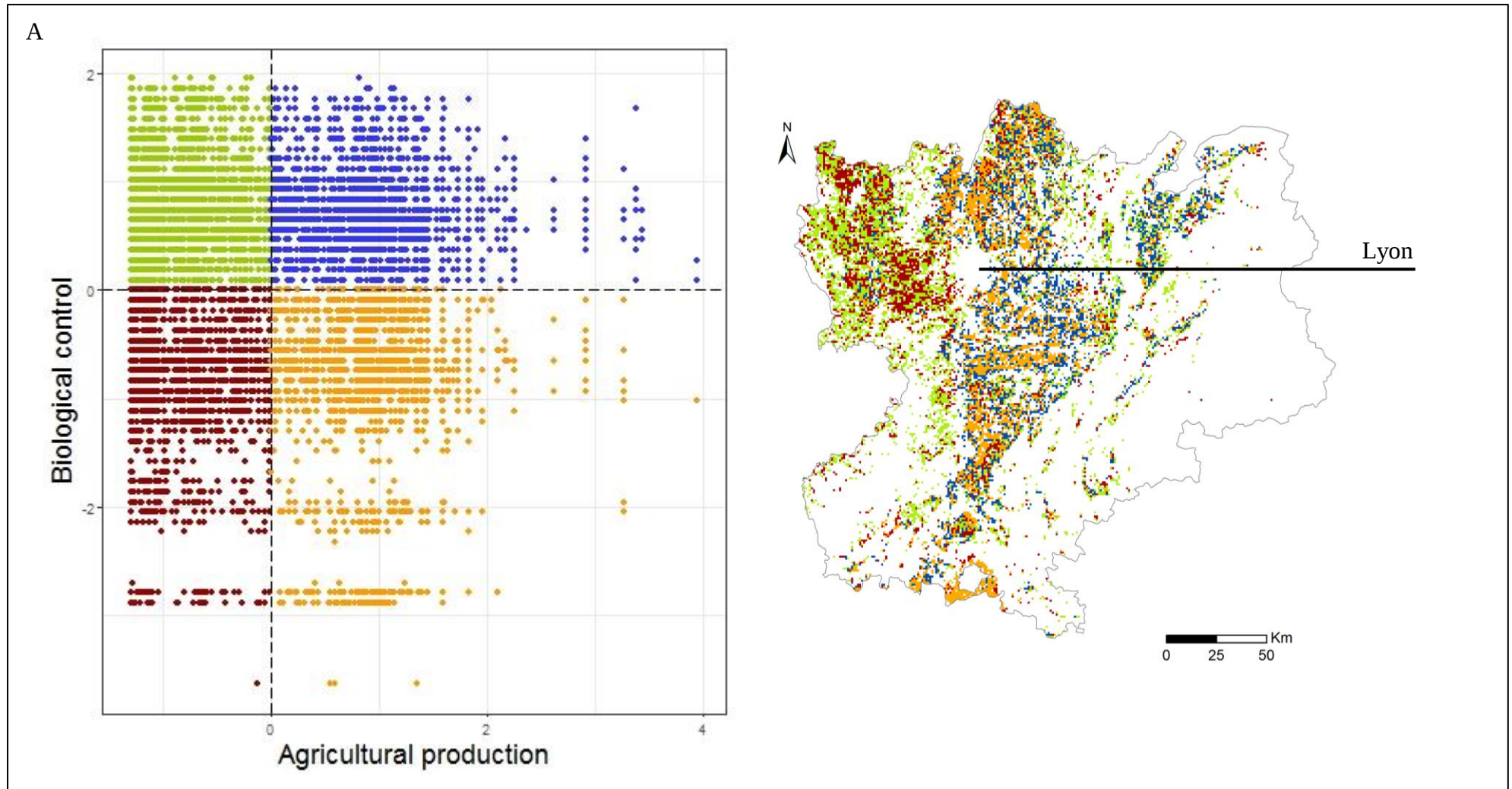
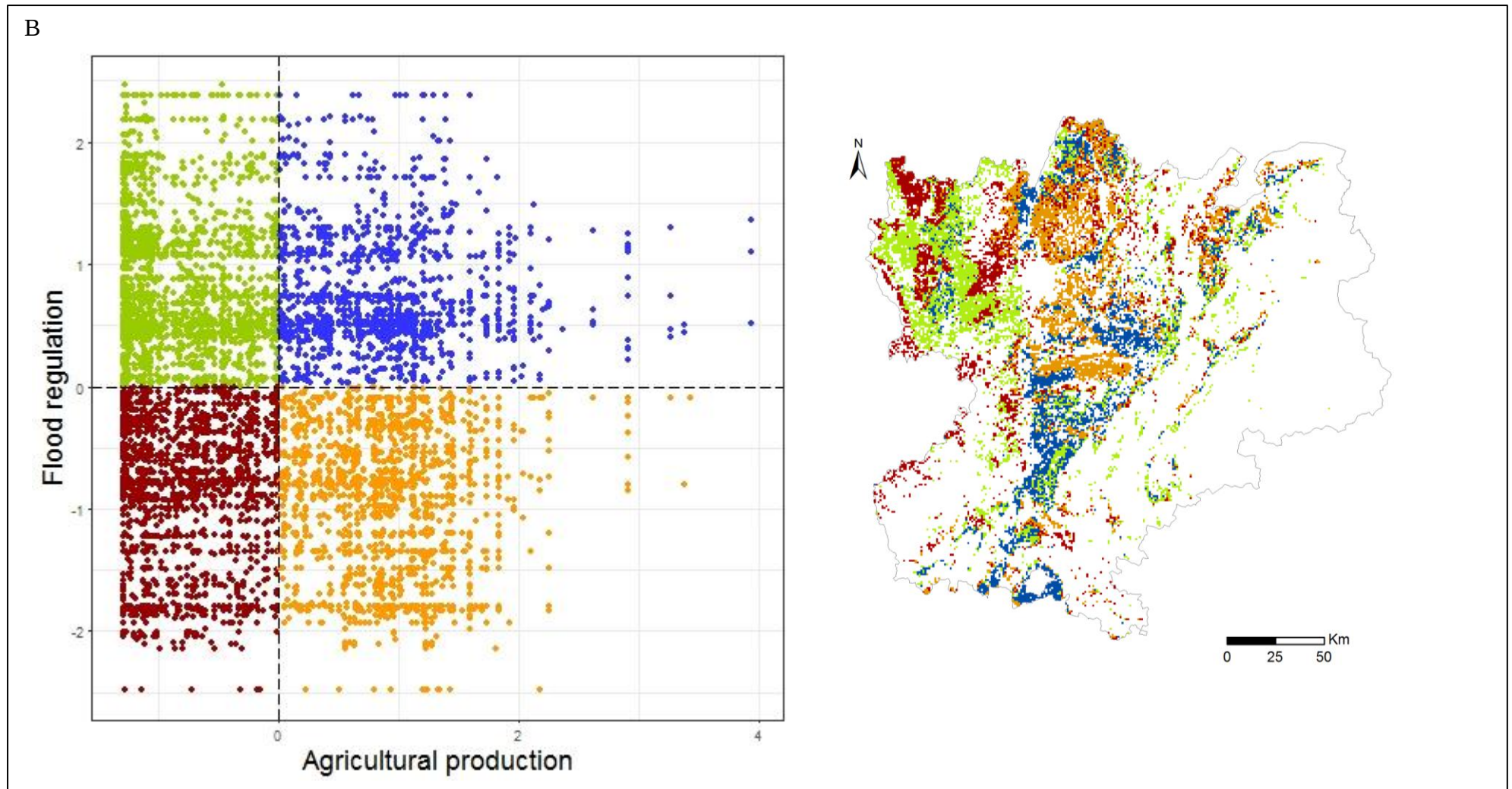
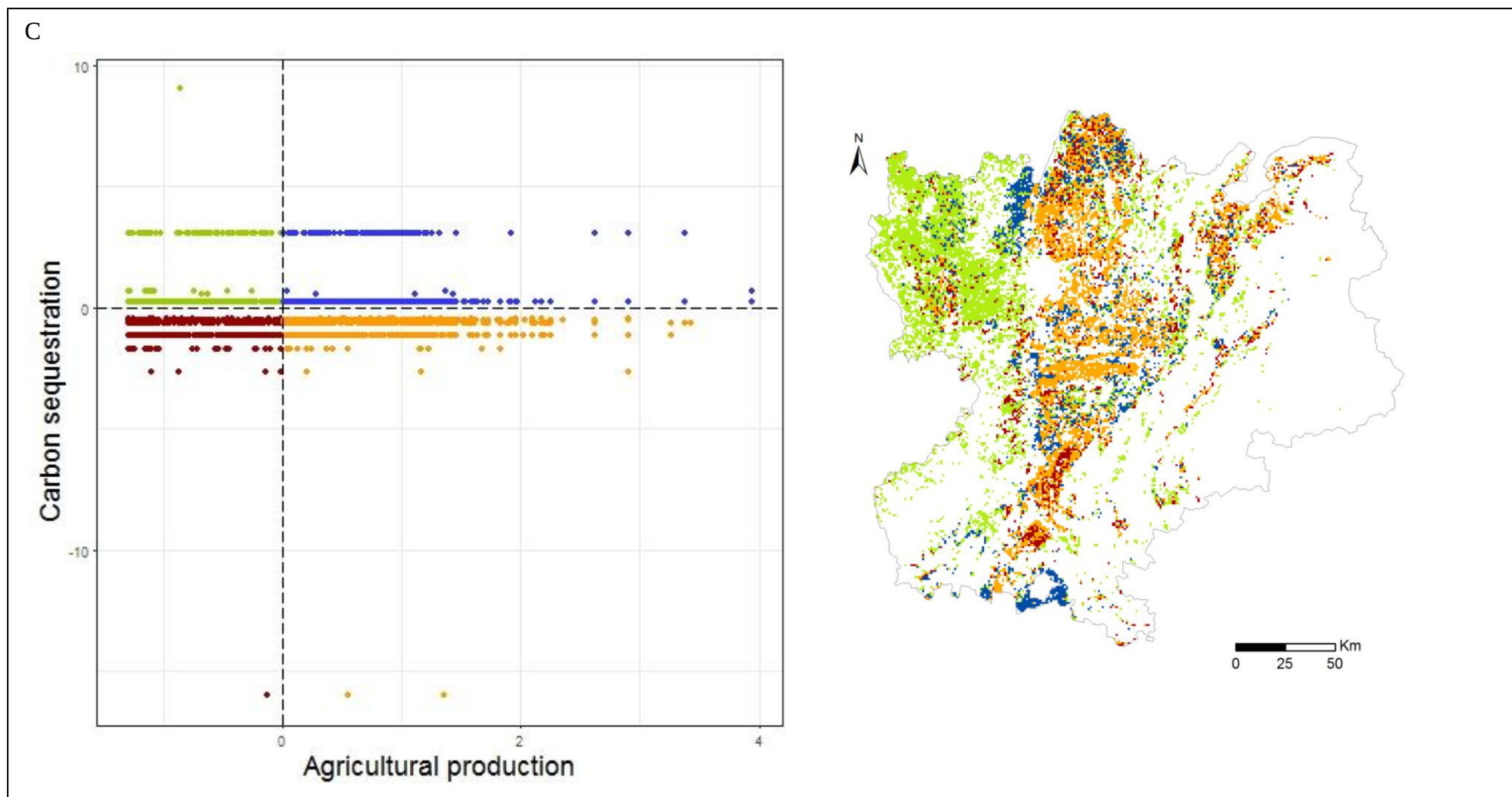
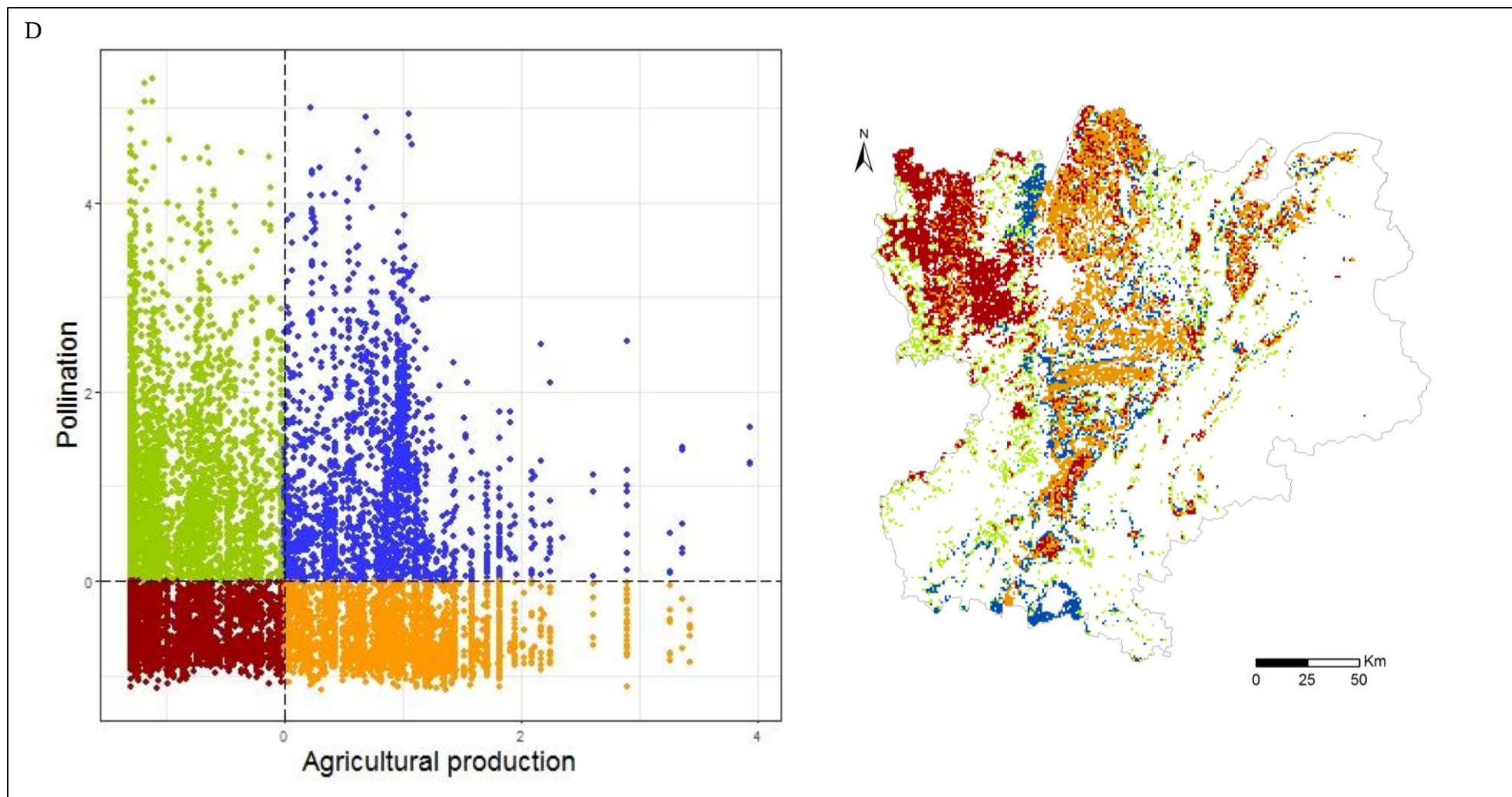


Figure 4: We systematically assess the association of agricultural production (X-axis) with one regulating ES (Y-axis). Mean values of agricultural production and regulating ES define four different combinations of ES association: win – win (blue), lose – lose (red), agricultural production win – regulating ES lose (orange) and agricultural production lose – regulating ES win (green). Figure 4.A: biological control vs agricultural production; figure 4.B: flood regulation vs agricultural production; figure 4.C: carbon sequestration vs agricultural production; figure 4.D: pollination vs agricultural production







Not surprisingly, high values of agricultural production are located in large plains characterized by low elevation, flat topography and high water availability while highlands and hilly places are characterized by low agricultural production (figure 4). Agricultural lands in the study site are almost equally distributed across these two types of areas. Overall the spatial distribution of ES combination is highly variable among the 4 pairs of ES and no common spatial pattern could be identified. Maps of flood regulation and pollination however showed spatially clustering, while maps of biological control and carbon sequestration showed a dispersed pattern. The number of pixels characterized by a win-win situation was higher for biological control and flood regulation (respectively 3080 pixels (22%) and 2983 pixels (22%)), than for pollination (1938 pixels, i.e. 14%) or carbon sequestration (2029 pixels, i.e. 15%).

3.2. Association between ES and socio-ecological variables

The two first PCA axes captured almost two thirds of the variability of the socio-ecological dataset (figure 5). The first axis (43% of the total variability) represented an altitudinal gradient. On this axis as elevation increases, temperature, population density as well as Human Appropriation of Net Primary Productivity (HANPP) decrease. Conversely, the proportion of permanent grasslands and the mean value of EVI tended to increase with elevation. The second axis (accounting for 20% of the variability) was mainly explained by annual precipitation, proportion of grassland and density of green lines. Consequently the variability synthesized by this axis was partly associated to management of agricultural lands.

Distributions of the four combinations of ES are represented on the PCA biplot by ellipses (figure 5). Overall, for all pairs of ES considered, the four ellipses overlap in the PCA biplot, showing that are not discriminated by the variability of the socio-ecological data. Results of between class analyses (BCA) complemented this graphical observation. Depending on the pairs of ES considered, BCA indicated that ES combinations explained between 12 and 16% of the socio-ecological data variability. Nevertheless, despite these weak links between socio-ecological variability and combination of ES some trends were detected. First, except for the association between agricultural production and carbon sequestration, the altitudinal gradient synthesized by the first PCA axis segregated the combinations respectively characterized by a win and a lose situation for agricultural production. Concerning the association between agricultural production and carbon sequestration, the group of pixels

representing a win for carbon sequestration and a lose for agricultural production was positively associated to grassland proportion and segregated from other groups of pixels.

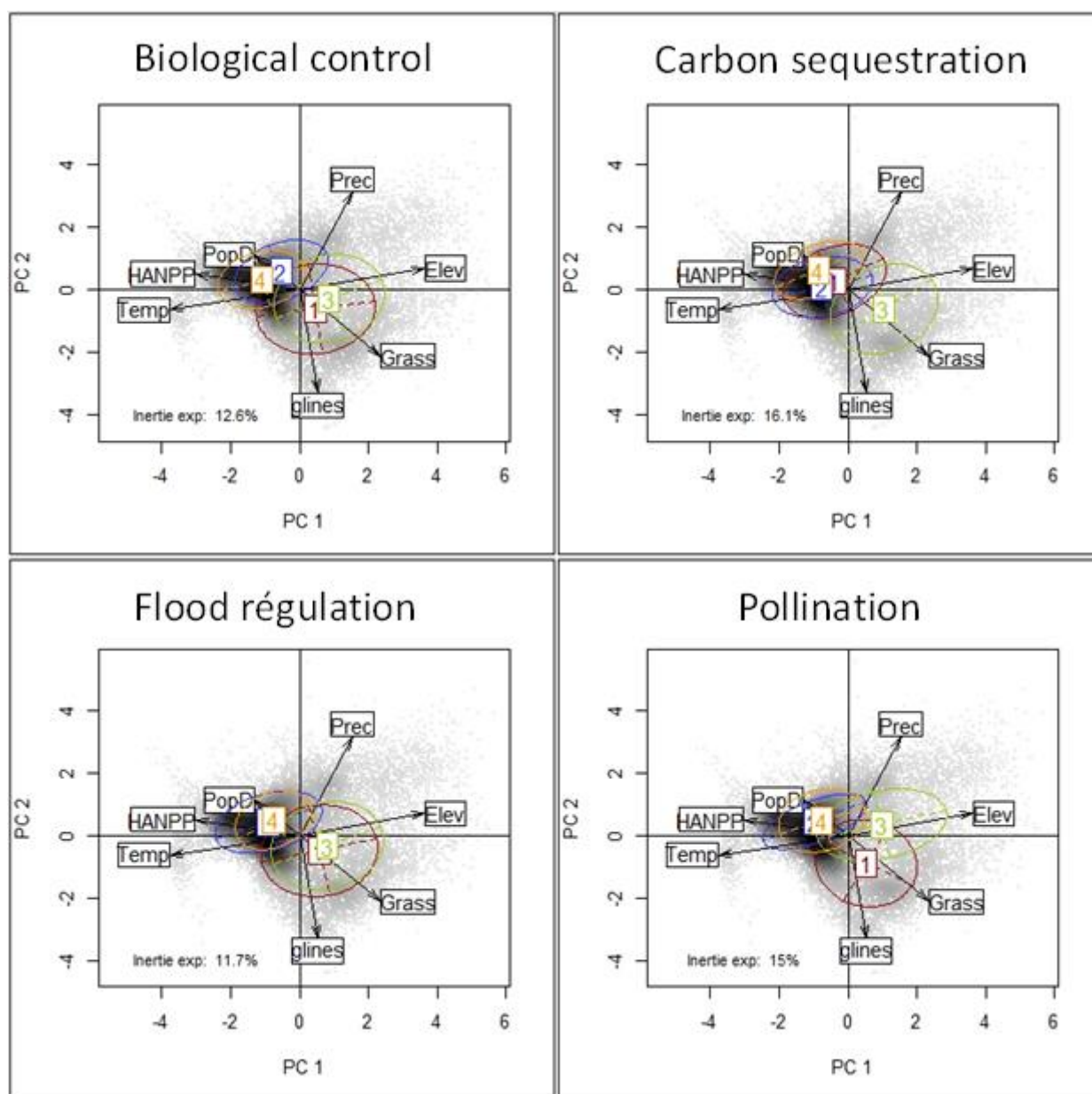


Figure 5: PCA on socio-ecological data and results of between class analyses for the four pairs of ES studied (agricultural production vs one regulating ES). Colored ellipse characterized the dispersion of the four combination of ES association (1= win-win; 2= lose-lose; 3= win regulating ES – lose agricultural production ; 4= lose regulating ES – win agricultural production).

The dominance level of one of the four combinations of ES was variable across small agricultural regions (SAR) (figure 6). Overall, for all pairs of ES, dominance by a given combination was greater for hilly and alpine SAR than for SAR in the lowlands. However the level of dominance was also variable across pairs of ES. It was lowest for biological control with half of SAR for which at least 50% pixels represented the same combination, and only 1 SAR with a dominance greater than 75%. Conversely, for pollination three quarters of the SAR had a dominance greater than 50%, among which 13 exceeded 75% dominance.

1.3 Clustering of the ES dataset

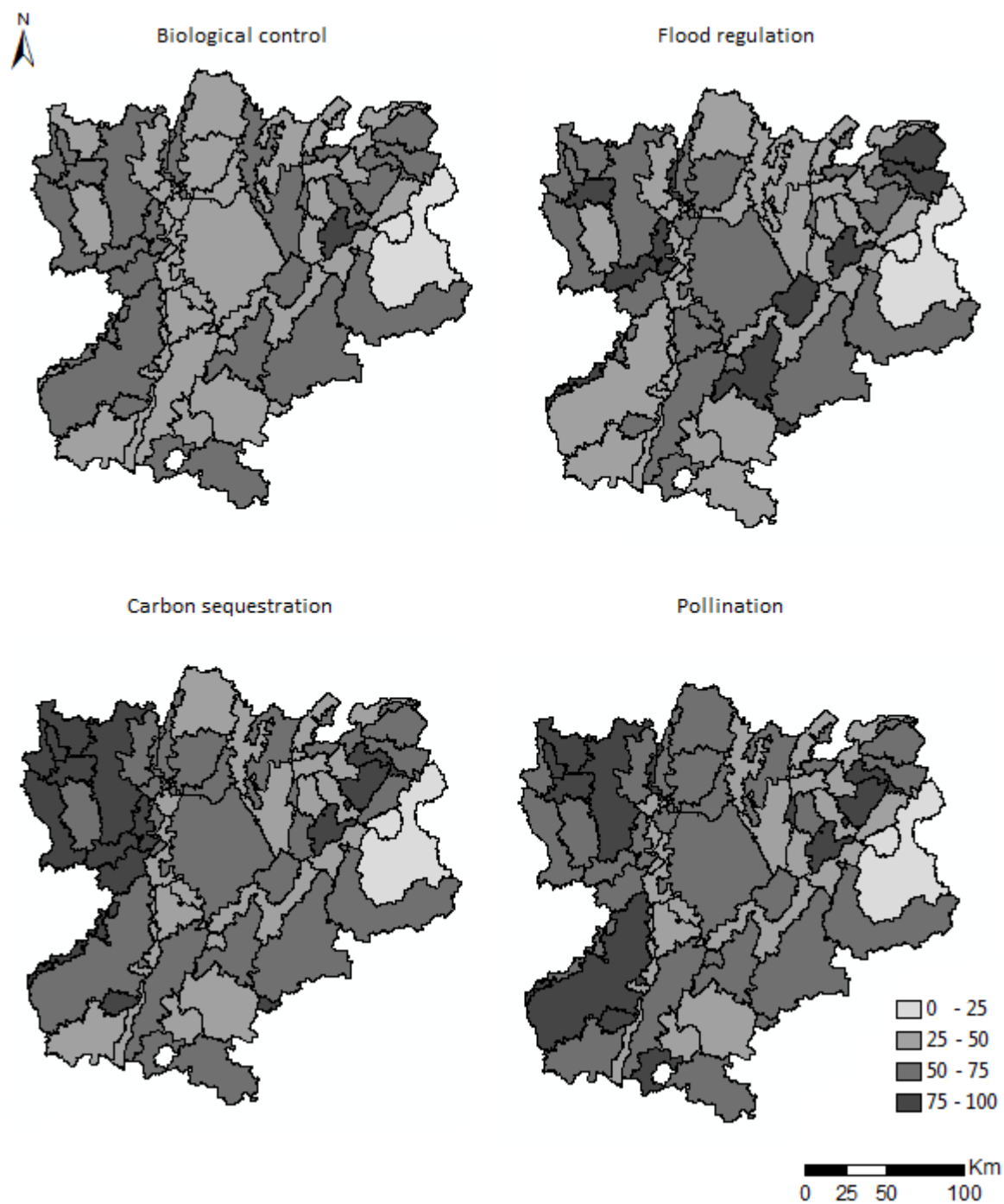


Figure 6: proportion of the dominant combination of ES in each small agricultural region (SAR) (i.e. percentage of pixel of the dominant combination in the total number of pixels of SAR). High value indicates a clear dominance of one combination of ES association; in opposite when the value tends to 25% there is no dominance of one ES combination. High value traduces consistent ES association at SAR level supporting the use of SAR as explicative variable.

To address our third question we test whether extending pairwise association of ES to larger numbers of ES lead to the formation of pixel groups sharing identical levels of ES supply, and further to the identification of ES bundles. Results of the 100 iterations of the Hopkins statistics aiming to assess the clustering with the ES data set were comprised between 0.14 and 0.21 with a mean value of 0.18 (Supp. Mat. S3). These values are well below 0.5 suggesting that the ES dataset did not have inherent clustered structure. This point was confirmed by the matrix of Euclidean distances (Supp. Mat. S3).

4. Discussion

Agricultural lands are with increasing demand for food production. Conventional methods used to increase production (use of fertilizers and pesticides; simplification of cropping systems), often prevent the supply of regulating ES, with in long-term potential negative feedbacks to production. To counteract this trend and find win – win solutions growing expectations are placed on ecological intensification, which proposes to support production and its possible increase by better using ecosystem services as well as decreasing negative impacts (Bommarco et al. 2013). To date agro-ecological intensification has showed some promising results: in their recent review, Garbach et al. (2017) found win – win situations for more than 50% of the agrosystems studied. Ecological intensification thus assumes that better understanding ecosystem functioning would enable the simultaneous maximization of the supply of provisioning and regulating ES.

By systematically assessing the associations between the supply of agricultural production and individual regulating ES, our results highlight the possibility of win-win situations for the four pairs of ES studied. In particular the dispersion of values in bagplots space and the weak negative correlations between agricultural production and regulating ES (coefficient of correlation ranges between -0.32 and -0.15) suggest that negative correlations are far from systematic. Levels of correlation such as found here for the French Rhône-Alpes region are consistent with those obtained across the French Alps : water quantity, carbon sequestration and pollination were found to be weakly negatively correlated with agricultural production (Crouzat et al. 2015). At European level, Jopke et al. (2015) analyzed association between ES at NUTS 3 resolution using bagplots and Pearson correlations. Their results on associations between agricultural production and carbon storage ($r=-0.06$) as well as association between agricultural production and water regulation ($r=-0.27$) are similar to our

observations. Overall, studies across scales in Europe tend to consistently indicate a weak association between food production and regulating ES (Queiroz et al. 2015; Jopke et al. 2015; Crouzat et al. 2015). Thus, against our expectations, these studies along with ours do not suggest clear trade-offs between agricultural production and individual regulating ES, whether analyzing ES associations across land cover types (other studies) or within agricultural lands specifically (our study).

To study ES associations, 4 groups of pixels are defined by bagplots using the mean values of ES z-score as threshold. By doing so, high (respectively low) values of SE are discriminated. For that reason the definition of ES combination in our study is comparable to hotspot analyses which are common in ES studies. However there are two drawbacks of such methodologies. First, the definition of threshold remains subjective (Mouchet et al. 2014). In our case we used mean values to reduce the subjectivity but these values could be inappropriate to define ES supply. An alternative is to use expert knowledge or participative approach to define the thresholds (Howe et al. 2014). Second, the identification of ES associations is exclusively based on spatial overlaps, and cannot show direct causal relationships between ES and socio-ecological variables (Spake et al. In Review). Thus, we do not account for processes and external factors that simultaneously affect two ES in different areas, i.e. off-site effects. These can be the case for fertilizers as they increase crop production in a place but reduce water quality in other places downstream. In practice integrating this aspect is highly complex and rarely done.

Understanding the variability of associations between agricultural production and the supply of individual ES is the first step to develop sustainable management of agroecosystems. For this, understanding socio-ecological drivers of ES associations is essential to generalize win – win situations. Overall, results from the PCA and the BCA analyses for the four pairs of ES studied were disappointing as the different combination of ES (win-win, lose-win, win-lose, lose-lose) are not clearly discriminated by socio-ecological variables. By definition the actual supply of ES is the consequence of sociological and ecological processes. Thus, the lack of links between ES associations and socio-ecological variables may be explained by unsuitable ES data or socio-ecological data. We used ES maps produced through modelling approaches, by definition a simplification of reality. Despite the uncertainty associated to this type of data (Nicholson et al. 2009), they constitute, to date, the best opportunity to study the spatial distribution of ES over large geographic scales (Mouchet et al. 2017). The alternative option is that our socio-ecological data set was not suitable to describe the agricultural context. According to the PCA results, the variability of this dataset

was mostly linked to the altitudinal gradient (more than 40% of the total variance). Agricultural production tends to be explained by this gradient with more productive lands are located in lowlands. In contrast, at regional scale, variations in regulating ES were not explained by altitude. Some aspects of agricultural lands management (density of green lines and proportion of grasslands) were captured by the second PCA axis, but combination of ES, and in particular levels of regulating ES supply, were poorly discriminated by the second axis. Additional information such as crop successions, fertilizer use and tillage practices would be critical to understand associations between agricultural production and regulating ES provided by agricultural areas. Indeed, agricultural practices are critical determinants of ES supply and ES associations within agricultural lands (Pretty et al. 2006; Badgley et al. 2007; Power 2010; DeClerck et al. 2016; Hodbod et al. 2016). Here, with a motivation of generic applicability we deliberately focused on socio-ecological variables for which data is freely and globally available, thus pinpointing through their irrelevance the lack of available data to understand ES associations in agricultural lands. Remote sensing approaches associated to the fast improvement of sensors constitute a promising way to overcome this lack in coming years. As an alternative way to capture complex variables depicting farming systems, in addition to socio-ecological variables we also analyzed the spatial congruence between small agricultural regions (SAR) and combination of ES associations. For pollination and carbon sequestration this analysis was encouraging, showing some consistency of ES associations with SAR. However, French SAR have not been revised since 1946, which may greatly limit their suitability to explain current agricultural practices.

In recent literature, ES bundles have been largely used to describe the spatial congruence of multiple ES. Spatial distributions of bundles are then interpreted to characterize socio-ecological conditions that drive the supply of particular bundles. In such studies the identification of bundles often relies on cluster analysis. Spake et al. (In Review) identified several limits in using cluster analysis to identify ES bundles. In particular, cluster algorithms will always create clusters regardless of the inherent clustered structure of ES dataset. By using Hopkins statistic we attempted to assess the actual existence of bundles in our ES dataset, but this along with the distance matrix suggested little inherent clustered structure in our ES dataset. Such results would not support the existence of clearly isolated groups of pixels sharing similar supply of multiple ES, as per our third question. Weak correlations such as observed for four pairs of ES may not lead to consistent groups of pixels when considering larger numbers of ES, and hence imply that no ES bundles could be identified. In our study

the high variability of the spatial patterns characteristic of each ES associations (i.e. they differ from one ES association to another) also supports this interpretation.

In ES studies that seek to identify ES bundles, the robustness of clusters is rarely assessed. However we think that our exploration of the inherent structure of an exemplary ES dataset may well apply to all other studies sharing poor correlation between ES. It seems therefore likely that many ES bundles identified to data are not ‘true’ bundles in the sense that they are not characteristic of an inherent spatial structure. As such, no matter what the statistical methods, analyses of ES bundles characterized by weak association between ES have limited use for understanding the processes that drive the spatial organization of the multifunctionality (Nicholson et al. 2009).

5. Bibliography

- Agreste Petite régions agricoles : <http://agreste.agriculture.gouv.fr>.
- Badgley C, Moghtader J, Quintero E, et al (2007) Organic agriculture and the global food supply. *Renew Agric Food Syst* 22:86–108. doi: 10.1017/S1742170507001640
- Bennett EM, Balvanera P (2007) The future of production systems in a globalized world. *Front Ecol Environ* 5:191–198. doi: 10.1890/1540-9295(2007)5[191:TFOPSI]2.0.CO;2
- Bennett EM, Cramer W, Begossi A, et al (2015) Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Curr Opin Environ Sustain* 14:76–85. doi: 10.1016/j.cosust.2015.03.007
- Bennett EM, Peterson GD, Gordon LJ (2009) Understanding relationships among multiple ecosystem services: Relationships among multiple ecosystem services. *Ecol Lett* 12:1394–1404. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Bommarco R, Kleijn D, Potts SG (2013) Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol Evol* 28:230–238. doi: 10.1016/j.tree.2012.10.012
- Carpenter S, Bennett E, Peterson G (2006) Scenarios for Ecosystem Services: An Overview. *Ecol Soc*. doi: 10.5751/ES-01610-110129
- Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University; Centro Internacional de Agricultura Tropical - CIAT (2005) Gridded Population of the World, Version 3 (GPWv3): Population Density Grid.
- Civantos E, Thuiller W, Maiorano L, et al (2012) Potential Impacts of Climate Change on Ecosystem Services in Europe: The Case of Pest Control by Vertebrates. *BioScience* 62:658–666. doi: 10.1525/bio.2012.62.7.8
- Crouzat E, Mouchet M, Turkelboom F, et al (2015) Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *J Appl Ecol* 52:1145–1155. doi: 10.1111/1365-2664.12502
- DeClerck F, Jones S, Attwood S, et al (2016) Agricultural ecosystems and their services: the vanguard of sustainability? *Curr Opin Environ Sustain* 23:92–99. doi: 10.1016/j.cosust.2016.11.016
- Foley JA (2005) Global Consequences of Land Use. *Science* 309:570–574. doi: 10.1126/science.1111772
- Garbach K, Milder JC, DeClerck FAJ, et al (2017) Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *Int J Agric Sustain* 15:11–28. doi: 10.1080/14735903.2016.1174810
- Griggs D, Stafford-Smith M, Gaffney O, et al (2013) Policy: Sustainable development goals for people and planet. *Nature* 495:305–307. doi: 10.1038/495305a
- Haberl H, Erb KH, Krausmann F, et al (2007) Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proc Natl Acad Sci* 104:12942–12947. doi: 10.1073/pnas.0704243104
- Hahsler M, Hornik K (2011) Dissimilarity Plots: A Visual Exploration Tool for Partitional Clustering. *J Comput Graph Stat* 20:335–354. doi: 10.1198/jcgs.2010.09139
- Hamann M, Biggs R, Reyers B (2015) Mapping social–ecological systems: Identifying ‘green-loop’ and ‘red-loop’ dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use. *Glob Environ Change* 34:218–226. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2015.07.008
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, et al (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25:1965–1978. doi: 10.1002/joc.1276

- Hodobod J, Barreteau O, Allen C, Magda D (2016) Managing adaptively for multifunctionality in agricultural systems. *J Environ Manage* 183:379–388. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.05.064
- Hodgson JA, Kunin WE, Thomas CD, et al (2010) Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale: Organic farming and land sparing. *Ecol Lett* 13:1358–1367. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01528.x
- Howe C, Suich H, Vira B, Mace GM (2014) Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Glob Environ Change* 28:263–275. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005
- Jopke C, Kreyling J, Maes J, Koellner T (2015) Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecol Indic* 49:46–52. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.09.037
- Lasseur et al. (In review) Landscape-scale modelling of agricultural land use for the quantification of ecosystem services.
- Lawson RG, Jurs PC (1990) New index for clustering tendency and its application to chemical problems. *J Chem Inf Comput Sci* 30:36–41. doi: 10.1021/ci00065a010
- Lee H, Lautenbach S (2016) A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecol Indic* 66:340–351. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.02.004
- Legendre P, Legendre L, Legendre L, Legendre L (1998) Numerical ecology, 2nd English ed. Elsevier, Amsterdam ; New York
- Maes J, Paracchini ML, Zulian G, et al (2012) Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biol Conserv* 155:1–12. doi: 10.1016/j.biocon.2012.06.016
- Martín-López B, Iniesta-Arandia I, García-Llorente M, et al (2012) Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS ONE* 7:e38970. doi: 10.1371/journal.pone.0038970
- Meacham M, Queiroz C, Norström AV, Peterson GD (2016) Social-ecological drivers of multiple ecosystem services: what variables explain patterns of ecosystem services across the Norrström drainage basin? *Ecol Soc*. doi: 10.5751/ES-08077-210114
- Mouchet MA, Lamarque P, Martín-López B, et al (2014) An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Glob Environ Change* 28:298–308. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012
- Mouchet MA, Paracchini ML, Schulp CJE, et al (2017) Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecol Indic* 73:23–28. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.09.026
- Nicholson E, Mace GM, Armsworth PR, et al (2009) Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *J Appl Ecol*. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01716.x
- Pérez-Soba M, Elbersen B, Kempen M, et al (2015) Agricultural biomass as provisioning ecosystem service: quantification of energy flows.
- Power AG (2010) Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 365:2959–2971. doi: 10.1098/rstb.2010.0143
- Pretty JN, Noble AD, Bossio D, et al (2006) Resource-Conserving Agriculture Increases Yields in Developing Countries. *Environ Sci Technol* 40:1114–1119. doi: 10.1021/es051670d
- Queiroz C, Meacham M, Richter K, et al (2015) Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *AMBIO* 44:89–101. doi: 10.1007/s13280-014-0601-0

- R Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM (2010a) Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc Natl Acad Sci* 107:5242–5247. doi: 10.1073/pnas.0907284107
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Tengö M, et al (2010b) Untangling the Environmentalist's Paradox: Why Is Human Well-being Increasing as Ecosystem Services Degrade? *BioScience* 60:576–589. doi: 10.1525/bio.2010.60.8.4
- Reyers B, Biggs R, Cumming GS, et al (2013) Getting the measure of ecosystem services: a social–ecological approach. *Front Ecol Environ* 11:268–273. doi: 10.1890/120144
- Rodríguez J, Beard J, Bennett E, et al (2006) Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecol Soc*. doi: 10.5751/ES-01667-110128
- Rousseeuw PJ, Ruts I, Tukey JW (2012) The Bagplot: A Bivariate Boxplot.
- Schröter M, Remme RP, Hein L (2012) How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes? *Ecol Indic* 23:220–221. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.03.025
- Schulp CJE, Nabuurs G-J, Verburg PH (2008) Future carbon sequestration in Europe—Effects of land use change. *Agric Ecosyst Environ* 127:251–264. doi: 10.1016/j.agee.2008.04.010
- Spake et al. (In review) Unpacking ecosystem service bundles: towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services.
- Spake et al. (In Review) Unpacking ecosystem service bundles: towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services.
- Stürck J, Poortinga A, Verburg PH (2014) Mapping ecosystem services: The supply and demand of flood regulation services in Europe. *Ecol Indic* 38:198–211. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.11.010
- Turner KG, Odgaard MV, Bøcher PK, et al (2014) Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *Landsc Urban Plan* 125:89–104. doi: 10.1016/j.landurbplan.2014.02.007
- United Nations (2015) Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development A/RES/70/1.
- van der Zanden EH, Verburg PH, Mùcher CA (2013) Modelling the spatial distribution of linear landscape elements in Europe. *Ecol Indic* 27:125–136. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.12.002
- Zulian G, Maes J, Paracchini M (2013) Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe. *Land* 2:472–492. doi: 10.3390/land2030472

Supplementary materials

1. S1 : List of ES mapped in VOLANTE project and associated proxy (ES selected in our study are in bold)

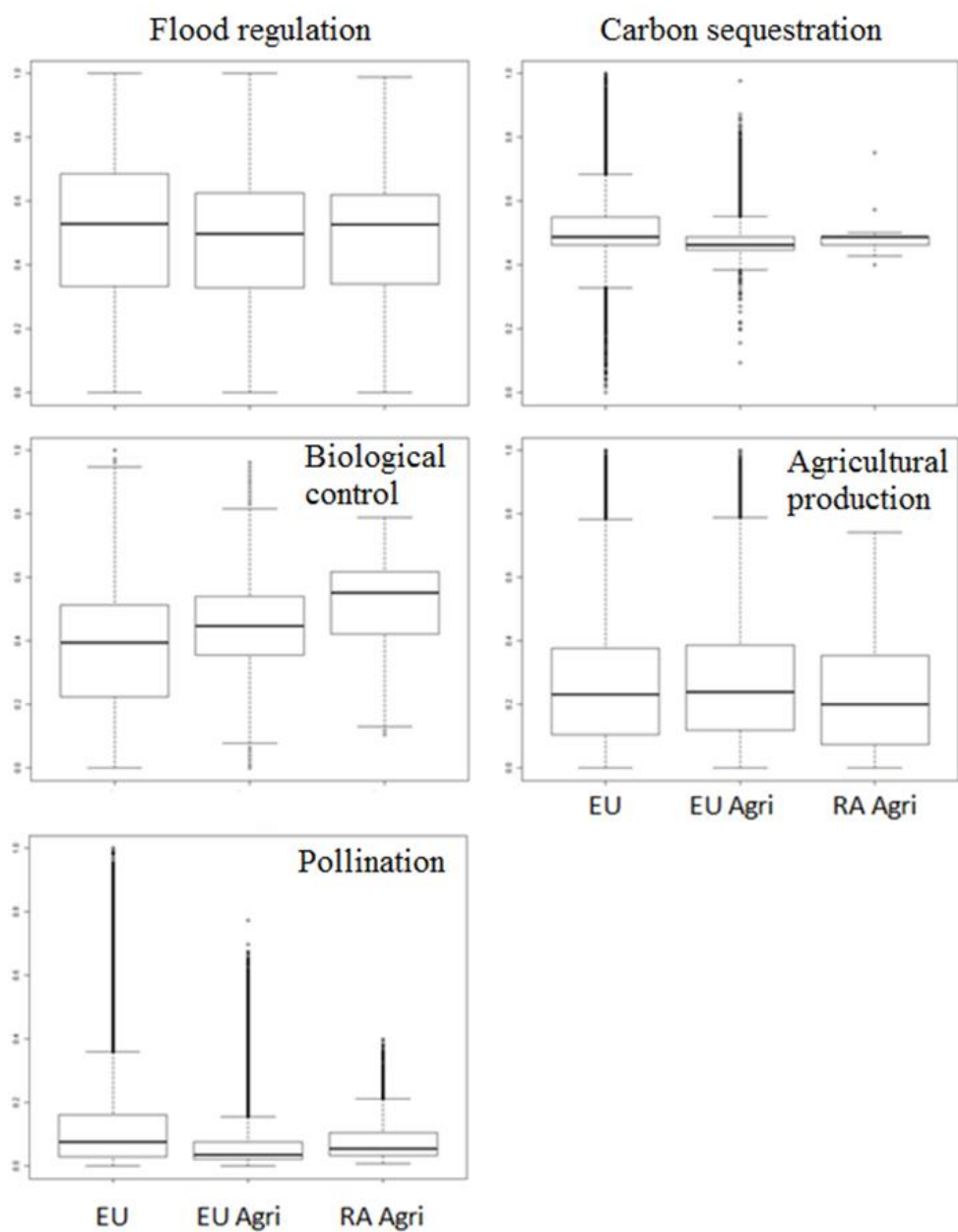
Cultural: leisure (recreation potential index)

Provisioning: **food-feed-fiber** (energy content), raw material (wood supply)

Regulating and maintenance: **climate regulation** (carbon sequestration), water purification (nitrogen retention capacity), moderation of extreme events (fire risk index, **relative water retention**, wind disturbance risk in forest), **biological control mechanisms** (species providing natural control of invertebrate and rodent pests), **pollination** (relative pollination potential provided by wild bees), maintenance of genetic diversity (dead wood).

Dis-service: Invasive species (Alien threat score)

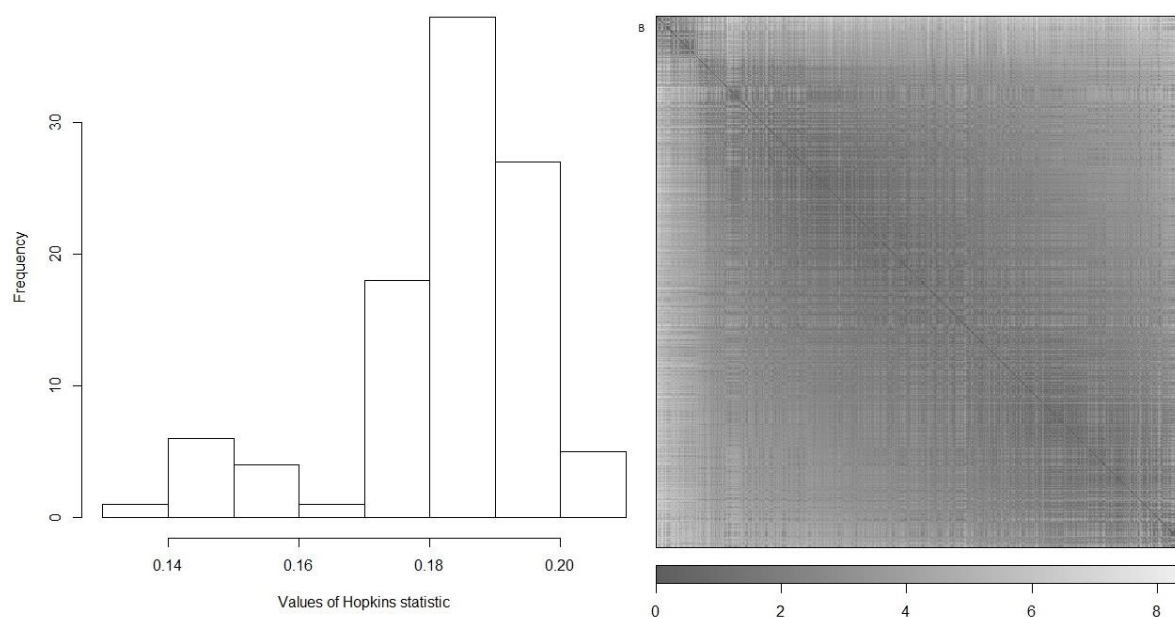
2. S2 : Variability of ES values (EU = whole European Union with all land cover classes ; EU Agri = Agricultural lands at European Union level ; RA Agri = Agricultural lands at Rhône-Alpes region level).



3. S3 : Coefficient of correlation between ES using Spearman correlation

Ecosystem services	Biological control	Flood regulation	Carbon sequestration	Pollination
Agricultural production	-0.15	-0.16	-0.32	-0.25
Biological control		0.04	0	0.15
Flood regulation			0.14	0.11
Carbon sequestration				0.34

4. S4 : Values of the Hopkins Statistic and matrix of Euclidian distances demonstrating the low tendency of the multi-variate ES dataset to exhibit a non-random structure. The matrix of Euclidian distances is based on a random selection of 20% of the total pixel number.



Deuxième chapitre

Comparaison des échelles de modélisation

Contexte du second chapitre

Dans le chapitre précédent nous étudions les associations spatiales entre SE fournis par les terres agricoles à l'échelle de la région Rhône-Alpes. Ce travail nous a permis de soulever des questions sur l'analyse par bouquets de SE et de souligner la faible disponibilité des données socio-écologiques pouvant être mobilisées pour décrire les associations entre SE. Pour le premier chapitre j'ai utilisé des cartes de SE produites à l'échelle européenne dans le cadre du projet VOLANTE et j'ai peu discuté les limites associées à l'utilisation de ces données.

Très récemment le projet ESNET – conduit à l'échelle locale dans la région de Grenoble – fournit un nouveau jeu de données cartographiques sur les SE. L'objectif du chapitre 2 est d'identifier et de caractériser la concordance entre les cartes de SE produites à l'échelle continentale et celles produites à échelle locale (figure I). Pour moi ce travail présente un double intérêt. Premièrement il permet d'évaluer la cohérence des informations qui sont mises à disposition des décideurs à différents niveaux de gouvernance. Deuxièmement dans le cadre global de ma thèse ce travail apporte des informations complémentaires sur les limites d'utilisation des données produites à large échelle.

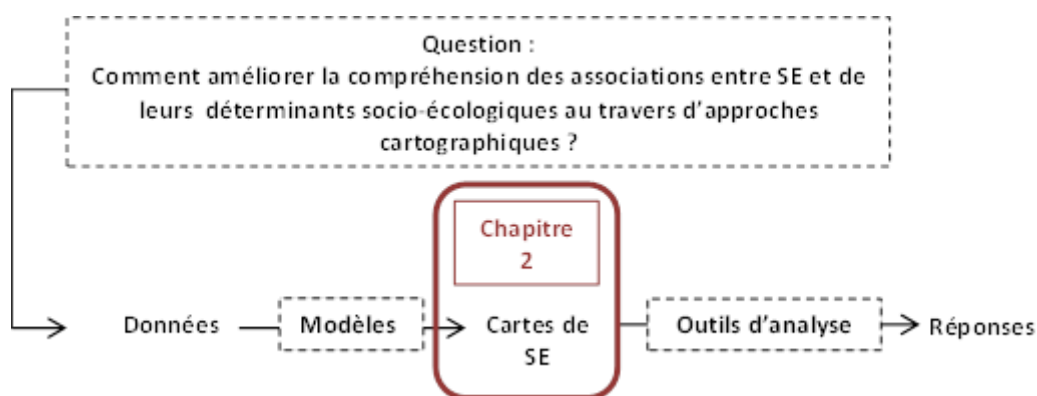


Figure I : Place du chapitre 2 dans l'organisation de la thèse

1. Introduction

Les méthodes et les données utilisées pour cartographier les Services Ecosystémiques (SE) varient en fonction de l'étendue spatiale considérée (Schröter et al. 2015; Lavorel et al. 2017). En particulier les données disponibles à large échelle, par exemple les données d'occupation du sol Corine Land Cover (CLC), sont habituellement moins précises spatialement et typologiquement que les données disponibles à fine échelle spatiale telles que les bases de données des parcs nationaux⁷ (Zawada 2016) ou les études de télédétection locales (Lasseur et al. In review). Par ailleurs sur de larges étendues, les capacités de calcul peuvent devenir un facteur limitant vis-à-vis de l'architecture des modèles utilisés. Ces différences dans les données et les modèles utilisés pour cartographier les SE impliquent, en général, un compromis classique en modélisation spatiale entre l'étendue spatiale considérée et la précision (spatiale et quantitative) des cartes de SE : lorsque l'étendue spatiale augmente, la précision des cartes de SE diminue (Schröter et al. 2015).

Cependant, le concept de Service écosystémique (SE) tend à être de plus en plus mobilisé à diverses échelles spatiales dans le but commun d'améliorer l'intégration du capital naturel dans les processus de prise de décision (Martinez-Harms et al. 2015; Grêt-Regamey et al. 2015; Malinga et al. 2015). Par exemple, à l'échelle Européenne, le concept de SE est utilisé pour évaluer l'impact des changements d'utilisation et d'occupation des sols (Schröter 2005; Stürck et al. 2014; Mouchet et al. 2017). A cette échelle spatiale, la cartographie des SE contribue à l'élaboration des politiques environnementales et agricoles européennes (Maes et al. 2012; Malinga et al. 2015). Au niveau local les cartes de SE peuvent être utilisées comme objet de concertation entre acteurs et constituent un support au développement territorial (McPhearson et al. 2013; Lavorel et al. 2016).

A ce jour les moyens financiers et humains disponibles pour la gestion de l'environnement sont très limités au regard des besoins (Anton et al. 2010). La réussite des mesures prises en faveur de la gestion durable des écosystèmes est donc fortement dépendante de la cohérence entre les initiatives prises aux différents niveaux de décision. Dans ce contexte, il est primordial que les cartographies à large échelle spatiale constituent une agrégation fidèle des cartographies à fine échelle. Cependant les analyses évaluant la

⁷ Projet D.E.L.P.H.I.N.E du parc national des écrins (<http://www.ecrins-parcnational.fr/breve/latlas-delphine-est-en-ligne>).

cohérence des cartes de SE produites au niveau local et les cartes de SE produites à large échelle sont rares.

Comme pour beaucoup de territoires alpins en Europe, les écosystèmes de la région grenobloise subissent de fortes pressions anthropogéniques et leur devenir fait l'objet de nombreuses préoccupations (Crouzat et al. 2015; Vannier et al. 2016). En particulier, l'équilibre des paysages montagnards est menacé par le développement du tourisme de masse, par les difficultés auxquelles fait face l'agriculture montagnarde et par le changement climatique (Bourdeau 2009; Sheeren et al. 2015). Les grandes vallées alpines sont, quant à elles, fortement marquées par l'artificialisation croissante qui réduit de plus en plus la place des espaces agricoles et semi-naturels (Vannier et al. 2016).

Pour faire face à ces enjeux, les collectivités territoriales (région, département et communes) ainsi que les instances Européennes ont mis en place diverses mesures (soutien à l'agriculture de montagne, politique agricole commune, parcs naturels, limitation de l'étalement urbain). La mise en place de ces mesures environnementales et l'évaluation de leur efficacité doit reposer sur une connaissance solide du fonctionnement des écosystèmes. Au niveau Européen le projet VOLANTE⁸ (Vision of land use transitions in Europe) terminé en 2015, a pour objectif de mesurer l'impact des changements d'occupation et d'utilisation des sols sur la fourniture des SE au niveau de l'Union Européenne. A ce titre, les cartes de SE produites dans ce projet contribuent aux connaissances mobilisées pour évaluer et améliorer les politiques environnementales de l'Europe (Mouchet et al. 2017). En parallèle, au niveau de la région de Grenoble l'initiative récente du projet ESNET⁹ (Ecosystem Service NETwork) place la cartographie des SE comme un outil de concertation en faveur de la gestion durable des écosystèmes (Bierry and Lavorel 2016). Les cartographies de SE réalisées dans le cadre de ce projet local couvrent une surface de plus de 4000km². Cette surface est de l'ordre de grandeur de la superficie moyenne des nomenclatures d'unités territoriales statistiques de niveau II (NUTS 2, surface moyenne de 15 400km²) mises en place par l'Union Européenne et fréquemment utilisées au niveau Européen pour étudier les enjeux de gestion économiques et environnementaux.

L'objectif de notre étude est de quantifier et de caractériser la concordance entre les cartes de SE produites au niveau Européen (projet VOLANTE) et les cartes de SE élaborées au niveau de la région de Grenoble (projet ESNET). Ces deux projets, utilisent des modèles différents et n'ont pas été construits dans un objectif de comparabilité. En conséquence nous

⁸ Site internet du projet VOLANTE : <http://www.volante-project.eu/>

⁹ Site internet du projet ESNET : <http://www.projet-esnet.org/>

n’attendons pas une similitude complète dans les résultats cartographiques de ces derniers. En particulier les cartes de SE des modèles VOLANTE ont une résolution spatiale plus de 50 fois plus grossière que la résolution des cartes des modèles ESNET (respectivement 1km et 15m de résolution spatiale). Notre hypothèse est que les cartes VOLANTE constituent une agrégation fiable des cartes plus précises produites dans le projet ESNET.

Pour vérifier cette hypothèse nous avons agrégé les cartes des modèles ESNET à une résolution spatiale comparable aux résultats VOLANTE (résolution spatiale de 1km). Nous avons utilisé la différence Euclidienne ainsi que l’indice kappa de Cohen pour mesurer quantitativement et qualitativement la similarité des cartes des deux projets. Au-delà de l’évaluation du niveau de concordance entre cartes, ces analyses nous permettent d’identifier les facteurs de divergence dans les résultats des deux projets et de proposer des pistes d’amélioration.

2. Matériels et méthodes

2.1. Site d’étude

Nous avons comparé les cartes de SE établies par les modèles VOLANTE et les modèles ESNET sur un territoire de plus de 4000km² correspondant à la zone d’étude du projet ESNET (figure 1). Localisé dans les Alpes Françaises dans la région de Grenoble, le site d’étude présente une grande diversité de paysages. La zone d’étude s’étend notamment sur trois massifs : le massif de la Chartreuse, du Vercors et de Belledonne. Une dizaine de stations de sport d’hiver sont réparties sur ces massifs. Bien que la majorité de ces dernières soit de taille modeste au regard des capacités d’accueil des grandes stations de ski des Alpes françaises, trois stations possèdent un domaine de ski alpin de plus de 90km de pistes (Chamrousse, Les 7 laux et Villard de Lans). Par ailleurs l’agriculture de montagne associée à l’élevage est aussi très présente notamment sur le massif du Vercors. Les larges plaines situées entre les massifs (telles que le Grésivaudan, le sud Grésivaudan, la Bièvre) font également partie de la zone d’étude. Ces zones de basse altitude (entre 200m et 400m d’altitude) sont particulièrement marquées par le fort développement de la métropole de Grenoble (la plus grande ville des Alpes en nombre d’habitant) et par l’agriculture intensive. En conséquence la région de Grenoble regroupe des territoires présentant des enjeux de développement forts et très variés entre dynamiques de montagne et dynamiques de plaine.

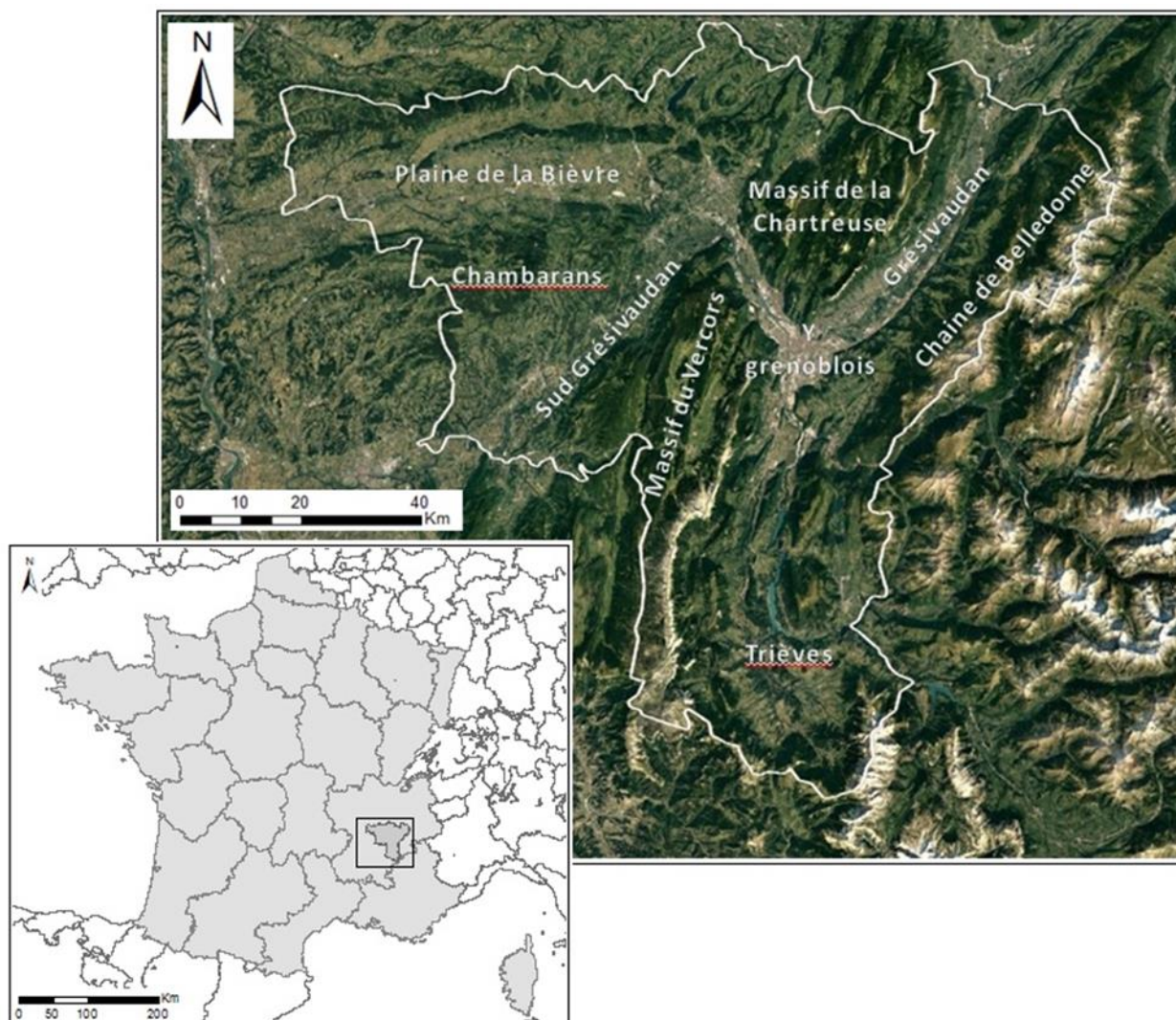


Figure 1 : Localisation du site d'étude. La zone étudiée dans le projet ESNET et représentée en gris foncé sur la carte de la France. Sur cette carte de situation à large échelle les délimitations en noir représentent les NUTS2 en France et pour une partie les pays frontaliers.

2.2. Sélection des services

Nous avons sélectionné à dire d'experts les SE comparables parmi l'ensemble des SE cartographiés dans le projet ESNET et ceux cartographiés dans le projet VOLANTE. Au final nous avons étudié cinq SE, dont deux SE d'approvisionnement (production agricole et production de bois), deux SE de régulation (régulation des crues et régulation du climat par le stockage de carbone) et un SE culturel (récréation).

2.2.1. Services écosystémiques du projet Volante

Le projet VOLANTE est un projet Européen dans lequel douze SE ont été cartographiés à une résolution spatiale modérée (1km) sur l'ensemble de l'Union Européenne (détail tableau 1). Un des objectifs de ce projet était d'identifier les conséquences futures des

changements d'occupation et d'utilisation des sols (2040) sur la fourniture de SE au niveau Européen. Dans notre étude nous utilisons les cartes produites pour l'années 2010.

2.2.2. Services écosystémiques du projet ESNET

Dans le cadre du projet ESNET les SE ont été cartographiés dans la région de Grenoble (détail tableau 2). L'objectif de ce projet est de comprendre l'impact des choix de développement locaux sur la fourniture de multiple SE. Afin d'évaluer cet impact, les SE ont été cartographiés à une résolution spatiale fine (15m) pour l'année 2009 et pour l'année 2040 sur la base de scénarios de développement territorial. Le choix d'une résolution spatiale fine dans le projet ESNET a également été orienté par la volonté de modéliser des SE reposant sur des caractéristiques paysagères ayant une faible étendue spatiale (par exemple les haies pour le SE de pollinisation).

Tableau 1 : Présentation des services cartographiés dans le projet VOLANTE (échelle européenne)

Service écosystémique (sources de documentation)	Indicateur de SE (unité de mesure initiale)	Facette mesurée (fourniture potentielle/réelle ou demande)	Description des modèles	Principales données utilisées dans la modélisation
Production agricole (Mouchet et al. 2013; Pérez-Soba et al. 2015)	Contenu énergétique des productions agricoles (MJ/ha)	Fourniture réelle	L'estimation de ce service est basée sur le modèle CAPRI. L'équivalence énergétique des productions agricoles est déterminée à partir de statistiques régionales et de la carte d'utilisation des sols.	- Données statistiques (EUROSTAT, FAO, OECD,...) - Carte d'utilisation des sols
Production de bois (Verkerk et al. 2011; Mouchet et al. 2012)	Production de bois (m ³)	Fourniture réelle	Le modèle (EFISCEN) prend en compte la fourniture potentielle, les contraintes d'exploitation et le niveau de la demande pour estimer l'exploitation réelle du bois. La fourniture potentielle de bois est estimée à partir de données provenant d'inventaires nationaux. La demande est mesurée par les besoins industriels en bois.	- Inventaires nationaux - Zones protégées (contrainte à l'exploitation) - Besoins industriels - Carte d'utilisation des sols
Régulation du climat (Schulp et al. 2008; Mouchet et al. 2012)	Séquestration du carbone (C/km ² /yr)	Fourniture réelle	Le modèle utilise des facteurs d'émission (ou de séquestration) attribués à chaque classe d'utilisation des sols. Ces facteurs sont pondérés par la quantité de carbone organique des sols, l'âge des peuplements forestiers et la déforestation. Pour les cultures et prairies seule la variation de quantité de carbone du sol est prise en compte. Elle est estimée en multipliant les facteurs d'émissions par la carte du carbone organique du sol. Pour les forêts, en plus du carbone du sol, le modèle prend en compte le carbone séquestré dans la biomasse (variable en fonction de l'âge de la forêt) ainsi que les pertes de carbone en cas de déforestation.	- Carte des déforestations - Carte des âges forestiers (EFISCEN) - Carte du carbone organique du sol - Facteur d'émission/séquestration par classe d'utilisation des sols (valeur au niveau national) - Carte d'utilisation des sols
Contrôle des crues (Mouchet et al. 2012; Stürck et al. 2014)	Rétention relative de l'eau (Indice sans dimension)	Fourniture réelle	L'indicateur de rétention relative de l'eau estime la fourniture réelle du service de régulation des crues en croisant la capacité de rétention de l'eau de chaque pixel avec le niveau de la demande. La capacité de rétention est estimée en utilisant le modèle STREAM. Ce modèle SIG prend en compte les propriétés physiques de chaque bassin versant et de la végétation pour déterminer le débit d'eau à l'exutoire après des événements pluvieux. La demande est estimée par la quantité de dommage pouvant être causés par une crue (cette estimation prend en compte le flux de services écosystémiques : la demande attribuée à un pixel correspond à la somme des dommages pouvant être causés sur les pixels en aval).	- Carte d'utilisation des sols - Carte des précipitations (basée sur 10 ans de mesures 1990 – 2000). - Carte des type de bassin versant (taille, altitude, pente)
Récréation (Mouchet et al. 2012)	Indice de récréation potentiel (Indice sans dimension)	Fourniture réelle	Le modèle estime la fourniture réelle du service de récréation en extérieur. Seule la fourniture d'une récréation journalière (de proximité) est prise en compte (en opposition avec la récréation touristique sur plusieurs jours). La fourniture potentielle est estimée par le biais du degré de naturalité, la distance aux côtes et la qualité de l'eau. La fourniture réelle est estimée en croisant la carte de fourniture potentielle avec l'accessibilité et les données de population	- Structure du paysage - Zones protégées - Qualité de l'eau - Réseau routier (pour estimer accessibilité) - Données de population - Carte d'utilisation des sols

Tableau 2 : Présentation des services cartographiés dans le projet ESNET (échelle locale)

Service écosystémique (sources de documentation)	Indicateur de SE (unité de mesure initiale)	Facette mesurée (fourniture potentielle/réelle ou demande)	Description des modèles	Principales données utilisées dans la modélisation
Production agricole (Lasseur et al. In review; Pérez-Soba et al. 2015)	Contenu énergétique des productions agricoles (GJ/ha)	Fourniture réelle	Estimation de l'énergie contenue dans les productions agricoles. Les statistiques régionales de rendement agricole sont spatialisées à partir d'une carte d'utilisation des sols (voir chapitre 3 de la thèse).	- Données satellitaires (MODIS) - Statistiques régionales
Production de bois (Lafond et al. 2015)	Stock de bois (m ³ /ha)	Fourniture potentielle (la demande n'est pas prise en compte)	Estimation du volume de bois sur pied. Le modèle SIG spatialise les données d'inventaires forestiers sur une carte des types forestiers. Les volumes sont pondérés par le type de propriété (privé/publique).	- Carte des types forestiers - Inventaires forestiers - Type de propriété
Régulation du climat (Projet ESNET 2016)	Stock de carbone (tC/km ²)	Fourniture réelle	Quantité de carbone organique immobilisé dans les écosystèmes. Le carbone du sol est estimé à partir des cartes du carbone organique du sol (Meersmans et al. 2012). Pour les espaces forestiers le carbone contenu dans la biomasse aérienne, souterraine et la litière est estimé à partir des volumes de bois (identifiés pour le service de stock de bois) en utilisant les facteurs de conversion identifiés par Lousteau (2004). Pour les espaces prairiaux le carbone contenu dans la biomasse souterraine est estimé à partir de la biomasse aérienne.	- Inventaires forestiers - Carte du carbone organique du sol - Facteur de conversion (pour établir les équivalences entre le volume de bois et la quantité de carbone stocké)
Contrôle des crues (Mulligan 2015; Projet ESNET 2016)	Capacité d'infiltration de l'eau (Indice relatif)	Fourniture potentielle (la demande n'est pas prise en compte)	Le modèle WaterWorld a été utilisé pour estimer ce service. Le modèle prend en compte la pluviométrie, la perméabilité des sols, la topographie et l'évapotranspiration du couvert végétale. La perméabilité des sols et l'évapotranspiration sont déduites de la carte d'occupation des sols.	- Carte d'occupation des sols - Topographie - Pluviométrie
Récréation (Byczek et al. En préparation)	Récréation (Indice sans dimension)	Fourniture réelle	Estime la fourniture réelle du service de récréation en extérieur. Seule la fourniture d'une récréation journalière (de proximité) est prise en compte (en opposition avec la récréation touristique sur plusieurs jours). La fourniture potentielle est estimée par le biais du degré de naturalité, beauté du paysage et l'évitement des nuisances urbaines. La fourniture réelle est estimée en croisant la carte de fourniture potentielle avec l'accessibilité et une estimation de la demande au travers des traces GPS	- Structure du paysage - Topographie - Zones protégées - Réseau routier (pour estimer l'accessibilité) - Données de population - Carte d'utilisation des sols - Trace GPS (données provenant des communautés de sportif en ligne, utilisées pour estimer la demande)

2.3. Homogénéisation de la résolution spatiale

Dans le projet ESNET les SE sont modélisés à une résolution spatiale de 15 m. Notre objectif est de comparer ces résultats avec les cartes à 1km de résolution spatiale produite dans le projet Européen VOLANTE. En conséquence, cette comparaison nécessite une homogénéisation préalable de la résolution spatiale. Pour ce faire, nous avons agrégé les cartes des modèles ESNET afin d'obtenir un jeu de données à une résolution spatiale de 1km. Nous avons utilisé une approche en deux étapes pour agréger les données ESNET :

- Premièrement, nous avons ré-échantillonné les cartes initiales ESNET (résolution spatiale de 15 m) à une résolution spatiale de 20m. Dans ce ré-échantillonnage nous avons utilisé une grille spatiale ayant une étendue similaire à la grille utilisée dans les modèles VOLANTE. Cela garantit la superposition spatiale des cartes des deux projets lorsque les cartes des modèles ESNET seront agrégées à une résolution de 1km. Nous avons utilisé le logiciel ArcGIS pour réaliser ce traitement (ESRI 2015 , version 10.3.1).
- Deuxièmement, nous avons agrégé les cartes ré-échantillonnées (résolution spatiale de 20m) à une résolution de 1km en utilisant la valeur moyenne. Cette agrégation correspond à une augmentation par un facteur 50 de la résolution latitudinale et longitudinale. En conséquence chaque pixel final de 1km de côté correspond à la valeur moyenne de 2500 pixels des cartes ré-échantillonnées (résolution spatiale de 20m). Cependant, en bordure de notre zone d'étude ainsi que pour les zones n'étant pas renseignées dans les cartes de SE initiales (par exemple les zones agricoles dans le cas du SE de production de bois) certains pixels finaux (résolution de 1km) regroupent un très faible nombre de pixels initiaux. Afin de faire face à ce problème nous avons, pour chaque SE, écarté de l'analyse tous les pixels de 1km regroupant moins de 500 pixels de 20m.

L'homogénéisation de la résolution spatiale est nécessaire pour la comparaison des cartes des deux projets. Cependant, la méthode utilisée pour l'agrégation spatiale peut avoir des répercussions significatives sur les cartes finales. Ceci est particulièrement critique dans notre cas du fait de la grande différence de résolution spatiale entre les données initiales du projet ESNET (15m) et les données finales utilisées pour la comparaison (1km). Pour évaluer la simplification et la perte d'information induite par l'agrégation spatiale des données ESNET nous avons utilisé deux indicateurs : l'indice de Moran et l'écart-type. Nous n'avons

pas mesuré l'impact du ré-échantillonnage entre les données initiales ESNET – résolution spatiale de 15 m – et les données ré-échantillonnées à 20m. Nous estimons que l'impact de ce traitement est minime au regard de l'agrégation des données à une résolution de 1km.

L'indice de Moran permet de mesurer l'autocorrélation spatiale et peut être utilisé pour révéler le regroupement spatial des valeurs de SE (Griffith 2003). Ce dernier n'a pas d'unité et est compris entre -1 et 1 lorsqu'il est normalisé par la variance. Plus la valeur de l'indice est proche de 1, plus l'agrégation spatiale est forte. Dans ce cas, les valeurs similaires de SE sont regroupées dans l'espace. A l'opposé une valeur proche de -1 suggère une forte dispersion des valeurs. Une valeur de l'indice proche de 0 indique, quant à elle, une distribution spatiale aléatoire des valeurs de SE. Cet indice considère la valeur de chaque pixel vis-à-vis des valeurs des pixels voisins définis selon une fenêtre spatiale plus ou moins étendue. Pour mesurer le niveau d'agrégation spatiale des données ESNET ré-échantillonnées à 20m nous avons calculé l'indice de Moran en considérant un voisinage allant de 9 pixels à 8910 pixel. La valeur de l'indice de Moran lorsque le voisinage considéré équivaut à 1km² (2500 pixels) nous a permis d'évaluer la pertinence de l'agrégation des données ESNET. Par exemple dans le cas d'un indice de Moran proche de 1 il est raisonnable de penser que l'impact de l'agrégation est minime. La situation inverse – si l'indice de Moran a une valeur proche de 0 ou inférieures à 0 – signifie que l'agrégation a fortement modifié l'information comprise dans les cartes initiales produites par les modèles ESNET, ce qui peut avoir d'importantes conséquences sur l'interprétation des comparaisons ESNET / VOLANTE.

En complément de l'indice de Moran nous avons cartographié l'écart type des valeurs de pixels ré-échantillonnés de ESNET (résolution spatiale de 20m) au sein de chaque pixel agrégé de 1km. L'écart type est utilisé pour mesurer la dispersion des valeurs de SE. Lorsque ce dernier est élevé, la dispersion des valeurs de pixels de 20m de résolution est importante et inversement lorsque l'écart type est faible. A la différence de l'indice de Moran que nous utilisons au niveau global de chaque carte, l'écart type nous fournit une estimation spatialement explicite de l'agrégation spatiale des valeurs de SE. Les unités utilisées pour représenter les différents SE considérés dans notre étude sont très variables. Ainsi, pour faciliter la lecture des cartes d'écart type nous avons normalisé les valeurs de chaque carte de SE entre 0 et 1 en suivant l'équation suivante : $(x_i - \min(x)) / (\max(x) - \min(x))$. Cette transformation des données, fréquemment utilisée pour comparer de multiple SE, n'a pas de conséquence sur la distribution des valeurs (Crouzat et al. 2015; Mouchet et al. 2017).

2.4. Comparaison des résultats des deux projets

Notre objectif est d'évaluer la concordance entre les résultats cartographiques des projets ESNET et VOLANTE. Par conséquent, pour chacun des cinq SE considérés nous avons comparé les cartes de SE des modèles ESNET agrégées à une résolution de 1km et les cartes VOLANTE.

2.4.1. Distance Euclidienne entre cartes

Les indicateurs utilisés pour cartographier les SE dans le projet ESNET et ceux utilisés dans le projet VOLANTE diffèrent pour la plupart des SE. Il n'est donc pas pertinent de comparer directement la distance Euclidienne des valeurs de services issues de ces deux projets. Pour rendre possible cette comparaison nous avons standardisé (centré - réduit) chaque carte de SE. Cette transformation de données est largement utilisée en statistique pour comparer des variables ne possédant pas les mêmes unités (Jopke et al. 2015). Elle ne modifie pas la force des corrélations entre les variables étudiées.

Dans l'objectif d'évaluer la concordance entre les cartes nous avons utilisé le test de corrélation de Spearman. Ce test nous permet de mesurer la corrélation entre les cartes de SE ESNET et les cartes de SE VOLANTE. Une valeur proche de 1 indique une corrélation forte entre les deux cartes et donc un haut niveau de concordance. A l'opposé, une valeur proche de 0 suggère une absence de corrélation. Une valeur négative au test de Spearman révèle une opposition entre les cartes (corrélation négative). Pour compléter l'estimation de la corrélation entre les cartes de SE ESNET et VOLANTE nous avons confronté graphiquement les valeurs centrées et réduites de SE de ces deux projets. Dans l'hypothèse d'une concordance parfaite entre les cartes des deux projets, les valeurs de SE estimées dans les modèles ESNET devraient être égales aux valeurs de services estimées dans les modèles VOLANTE. Graphiquement cette situation serait traduite par un alignement parfait des points selon la droite $x=y$ (avec x correspondant aux valeurs de SE du projet ESNET et y correspondant aux valeurs observées dans le projet VOLANTE). Par conséquent, lorsque nous confrontons graphiquement les valeurs de SE estimées par les deux projets, la distance euclidienne entre la droite de concordance parfaite ($x=y$) et les points nous a permis de quantifier la différence entre les deux. Afin d'interpréter les différences observées entre les valeurs de SE estimées par les deux projets nous avons cartographié les différences euclidiennes. Pour ce faire nous avons, dans un premier temps, assigné les pixels à 10 classes en fonction de leur distance Euclidienne à la droite de concordance parfaite ($x=y$). Nous avons ensuite cartographié les 10 classes de pixels.

Dans notre étude nous avons choisi de prendre les cartes du projet ESNET comme référence dans la comparaison des deux projets. Il s'agit d'un choix arbitraire sans conséquence sur l'analyse des données.

2.4.2. Indice de précision globale et Kappa de Cohen

Pour compléter l'évaluation quantitative (décrite ci-dessus), nous avons évalué qualitativement la concordance des deux projets à l'aide de l'indice de précision globale et du kappa de Cohen (Congalton 1991). La précision globale et l'indice kappa ont pour objectif de mesurer le niveau de concordance entre cartes. Ces indicateurs sont calculés à partir de la matrice de confusion résultant de la comparaison de deux cartes. Afin d'établir la matrice de confusion de chaque SE nous avons classé les pixels de chaque carte en fonction de leur valeur en utilisant les quantiles. Par exemple – pour un SE donné – si nous considérons deux classes, les pixels des cartes ESNET et VOLANTE sont respectivement classés suivant la valeur médiane de chaque carte. La superposition des deux cartes résultant de cette classification permet de construire une matrice de confusion. Dans notre cas cette matrice est carrée car le nombre de classes est identique pour les deux cartes : une classe avec les fortes valeurs de SE et une classe avec les faibles valeurs. Ainsi nous mesurons ici une concordance qualitative entre les cartes. La diagonale de la matrice de confusion regroupe les pixels où les deux cartes de SE sont concordantes. La somme des pixels de cette diagonale, divisée par le nombre total de pixels, détermine la précision globale et dans notre cas le niveau de concordance entre les deux cartes de SE. La précision globale correspond à la proportion de pixels classés similairement par les deux cartes. L'inconvénient de la précision globale est que cet indicateur ne prend pas en compte le risque d'un accord dû au hasard entre les cartes. L'indice Kappa utilise les sommes marginales de la matrice de confusion pour établir une mesure corrigée des concordances aléatoires. L'indice Kappa varie entre 0 et 1 et ne possède pas de dimension. Plus l'indice est proche de 1 plus la concordance entre les deux cartes est forte. Nous avons calculé la précision globale et le Kappa en utilisant un nombre croissant de classes (entre 2 et 15 classes de valeurs). Habituellement lorsque le nombre de classes augmente, le niveau de concordance entre cartes diminue. L'évolution de la valeur de l'indice de Kappa en fonction du nombre de classes nous a permis d'évaluer finement la concordance entre les cartes.

Mise à part le ré-échantillonnage des cartes ESNET à une résolution de 20m, l'ensemble des analyses et des graphiques a été réalisé sur le logiciel R (R Core Team 2015, version 3.3.3).

3. Résultats

Les résultats sont organisés en deux sous parties. Dans un premier temps nous évaluons l'impact de l'agrégation des données ESNET à une résolution de 1km. Cette sous partie repose sur l'analyse des cartes ESNET ré-échantillonnées à une résolution de 20m. Dans un second temps nous quantifions la concordance entre les cartes de SE ESNET et VOLANTE. Pour cela nous utilisons les cartes ESNET agrégées à 1km ainsi que les cartes VOLANTE initialement disponibles à une résolution de 1 km.

3.1 Impact de l'agrégation spatiale des données ESNET

Pour tous les SE la valeur de l'indice de Moran diminue lorsque la taille de la fenêtre spatiale augmente (figure 2). Cette tendance confirme que plus la proximité spatiales des pixels est grande plus leur probabilité d'avoir des valeurs de SE semblables est forte. Dans le cas d'une fenêtre spatiale de faible taille (9 pixels, 60m²) l'indice de Moran est supérieur à 0.85 pour tous les SE. En revanche, lorsque la taille de la fenêtre augmente, l'indice de Moran diminue plus fortement pour les SE de régulation des crues, de production agricole et de récréation que pour les SE de production de bois et de stockage de carbone. Pour une taille de fenêtre équivalente à la résolution des cartes ESNET agrégées (1km² soit 2500 pixels de 20m de résolution) l'indice de Moran vaut presque 0.6 pour les SE de production de bois et de stockage du carbone, tandis que, pour les autres SE cet indice est égal ou légèrement supérieur à 0.4.

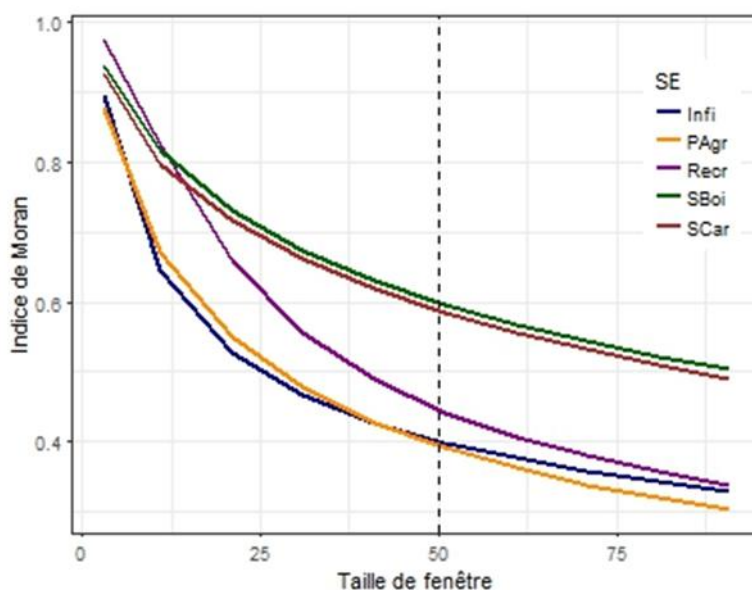


Figure 2 : Evolution de l'indice de Moran en fonction de la taille de la fenêtre spatiale. Lorsque la taille de fenêtre vaut 50, la surface considérée pour calculer l'indice de Moran couvre un carré de 50 pixels de côté, soit 1km². Ce niveau d'analyse est par conséquent comparable à la résolution spatiale des données VOLANTE. Infi = régulation des crues ; PAgr = production agricole ; Recr = récréation ; SBoi = production de bois ; SCar = régulation du climat.

Nous avons mesuré l'écart-type sur les cartes de SE ESNET ré-échantillonnées à 20 m et standardisées entre 0 et 1. Pour chaque pixel final de 1km de résolution l'écart-type n'excède pas 0,28. Sur l'ensemble des cartes, l'écart-type a tendance à être plus élevé pour les SE de régulation des crues, de régulation du climat et de production agricole (avec des moyennes respectives de 0,11, 0,11 et 0,08) par rapport au SE de production de bois et de récréation (moyennes respectives de 0,04 et 0,01). La cartographie de l'écart-type révèle des patrons spatiaux différents en fonction des SE (figure 3) :

- Pour le SE de production agricole l'écart-type est proche de 0 dans les zones de faible production agricole. Celles-ci sont notamment concentrées sur le massif du Vercors, le nord-est du massif de la Chartreuse et les contreforts des 3 massifs de notre zone d'étude. Les zones de production agricole intensive situées dans la plaine de la Bièvre présentent également un écart-type faible. En opposition, les secteurs vallonnés tel que le plateau des Chambrant et le Trièves sont caractérisés par des écarts-types majoritairement compris entre 0,1 et 0,28. Ces valeurs d'écarts-types plus élevées sont également observées dans la plaine du Grésivaudan et du Sud-Grésivaudan.
- Concernant le SE de production de bois, les secteurs vallonnés et de plaine, à l'exception du Grésivaudan, sont caractérisés par des écarts-types faibles. Les espaces très forestiers tels que les massifs du Vercors et de la Chartreuse présentent des écarts-

types contrastés mais majoritairement inférieurs à 0,2. Enfin, les écarts-types les plus forts sont observés dans la plaine de Grésivaudan et ponctuellement au nord du Y Grenoblois.

- Les valeurs d'écart-type du SE de régulation des crues sont fortement dispersées dans l'espace. Le secteur correspondant à l'agglomération de Grenoble est fortement marqué par de faibles écarts-types.
- L'écart-type pour le SE de régulation du climat est également très dispersé spatialement. Cependant, les 3 massifs de la zone d'étude (Chartreuse, Vercors et Belledonne) ainsi que la plaine de la Bièvre ont tendance à être caractérisés par des valeurs d'écart-type inférieures à 0,1.
- Dans l'ensemble le SE de récréation présente des écarts-types faibles (inférieurs à 0,1). Quelques contrastes sont à noter sur le massif de la Chartreuse, du Vercors et à proximité de l'agglomération Grenobloise.

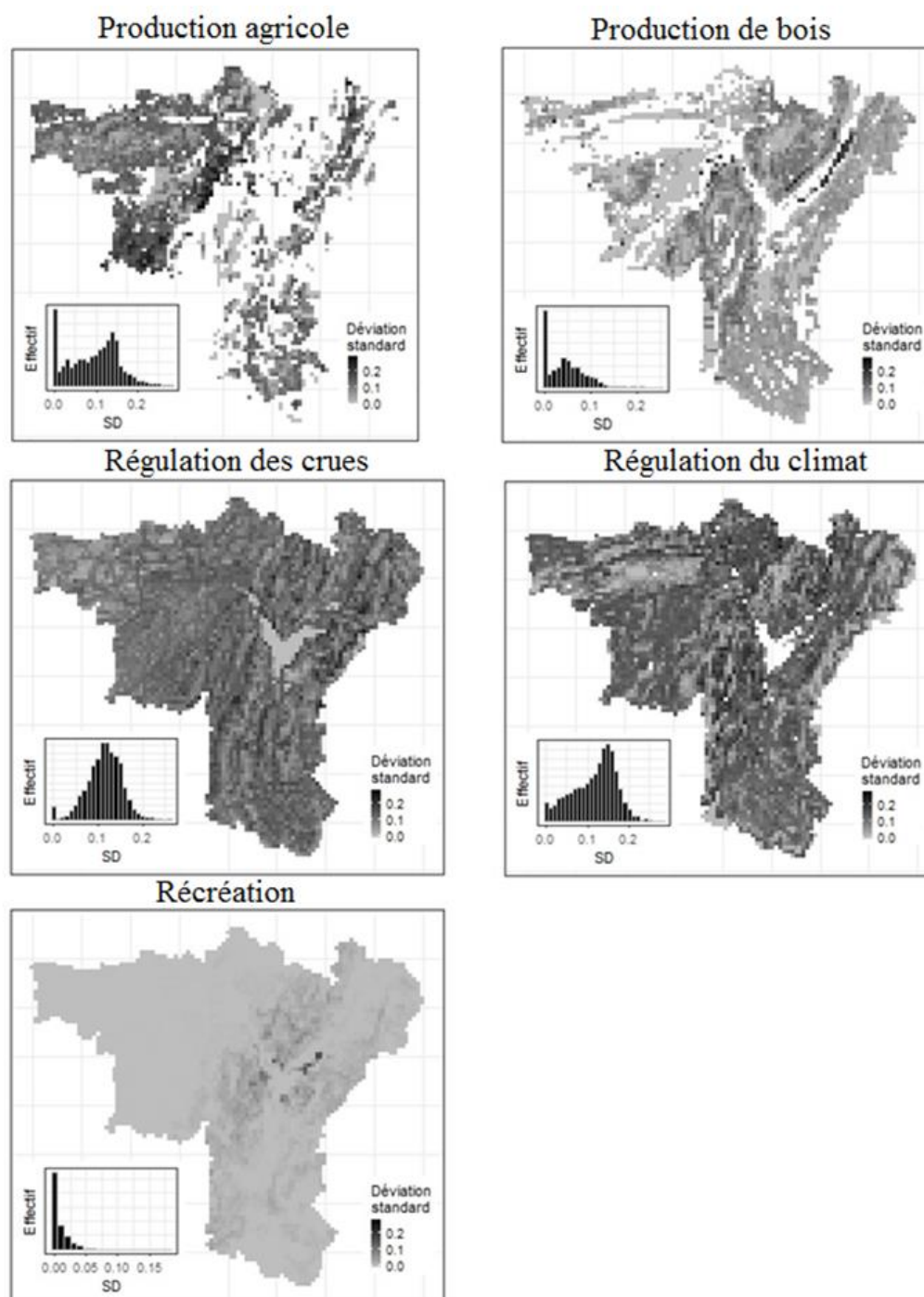


Figure 3 : Ecart-types des valeurs de SE des modèles ESNET. Nous avons utilisés les cartes du projet ESNET ré-échantillonnées à une résolution de 20m et la grille spatiale du projet VOLANTE (résolution de 1km) pour calculer la déviation standard

3.1. Comparaison des résultats des deux projets

3.1.1. *Comparaison quantitative*

Lorsque nous confrontons, pour chaque SE, les cartes ESNET et VOLANTE à une résolution de 1km les coefficients de corrélation de Spearman sont compris entre 0,19 et 0,47. Le service de régulation de climat présente la corrélation la plus faible. Les deux SE

d'approvisionnement (production agricole et production de bois) présentent des coefficients de corrélation similaires (respectivement 0.33 et 0.3). Les coefficients de corrélation les plus forts sont observés pour les SE de récréation (0,47) et de régulation des crues (0,41).

Pour tous les SE les représentations graphiques en nuage de points (figure 4) révèlent une forte dispersion des pixels autour de la droite de concordance parfaite ($x=y$). Ce résultat graphique est cohérent avec les corrélations de Spearman relativement faibles décrites précédemment. Par ailleurs, il faut noter, pour les deux SE d'approvisionnement, un nombre élevé de très faibles valeurs dans les données VOLANTE. Les pixels correspondants à ces valeurs couvrent des surfaces où le projet VOLANTE n'identifie pas de production agricole ou de production de bois.

La spatialisation des différences entre les estimations de SE des modèles ESNET et des modèles VOLANTE révèle des structures spatiales variables en fonction des SE (figure 5) :

- Concernant le SE de production agricole, les estimations des modèles VOLANTE sont inférieures à celle des modèles ESNET dans la plaine du Grésivaudan, le Trièves ainsi que le Y Grenoblois. En revanche les valeurs du projet VOLANTE ont tendance à être légèrement supérieures dans les zones vallonnées et les massifs.
- Pour le SE de production de bois, les différences entre les modèles des deux projets présentent des patrons spatiaux très marqués. Les valeurs de SE des modèles VOLANTE sont inférieures dans les massifs de la Chartreuse et du Vercors. Dans le sud du Trièves et sur les contreforts du massif de Belledonne les valeurs de VOLANTE sont supérieures à celles estimées par les modèles ESNET. Ailleurs les différences entre les deux modèles sont faibles.
- Dans la plaine de la Bièvre, les valeurs du SE de régulation des crues observées dans les modèles VOLANTE sont supérieures à celles observées dans les modèles ESNET. Cette tendance est également observée sur les fortes pentes et falaises des massifs du Vercors et de Belledonne. A l'opposé, les valeurs estimées sur l'agglomération grenobloise et le plateau des Chambarans sont plus élevées dans les modèles VOLANTE que dans les modèles ESNET.
- Les cartes produites par les modèles VOLANTE présentent des valeurs de régulation du climat inférieures à celles produites par les modèles ESNET sur tous les massifs (Vercors, Chartreuse et Belledonne). En revanche les estimations des modèles

VOLANTE ont tendance à être supérieures à celles des modèles ESNET dans les secteurs de plaine.

- Dans l'agglomération de Grenoble et à proximité de cette dernière le SE de récréation présentent des valeurs plus fortes dans la carte du projet ESNET par rapport à celle du projet VOLANTE. A l'opposé pour les zones de moyennes montagnes – les contreforts du Vercors et de la Chartreuse – les modèles VOLANTE estiment des valeurs de récréation plus fortes que les modèles ESNET.

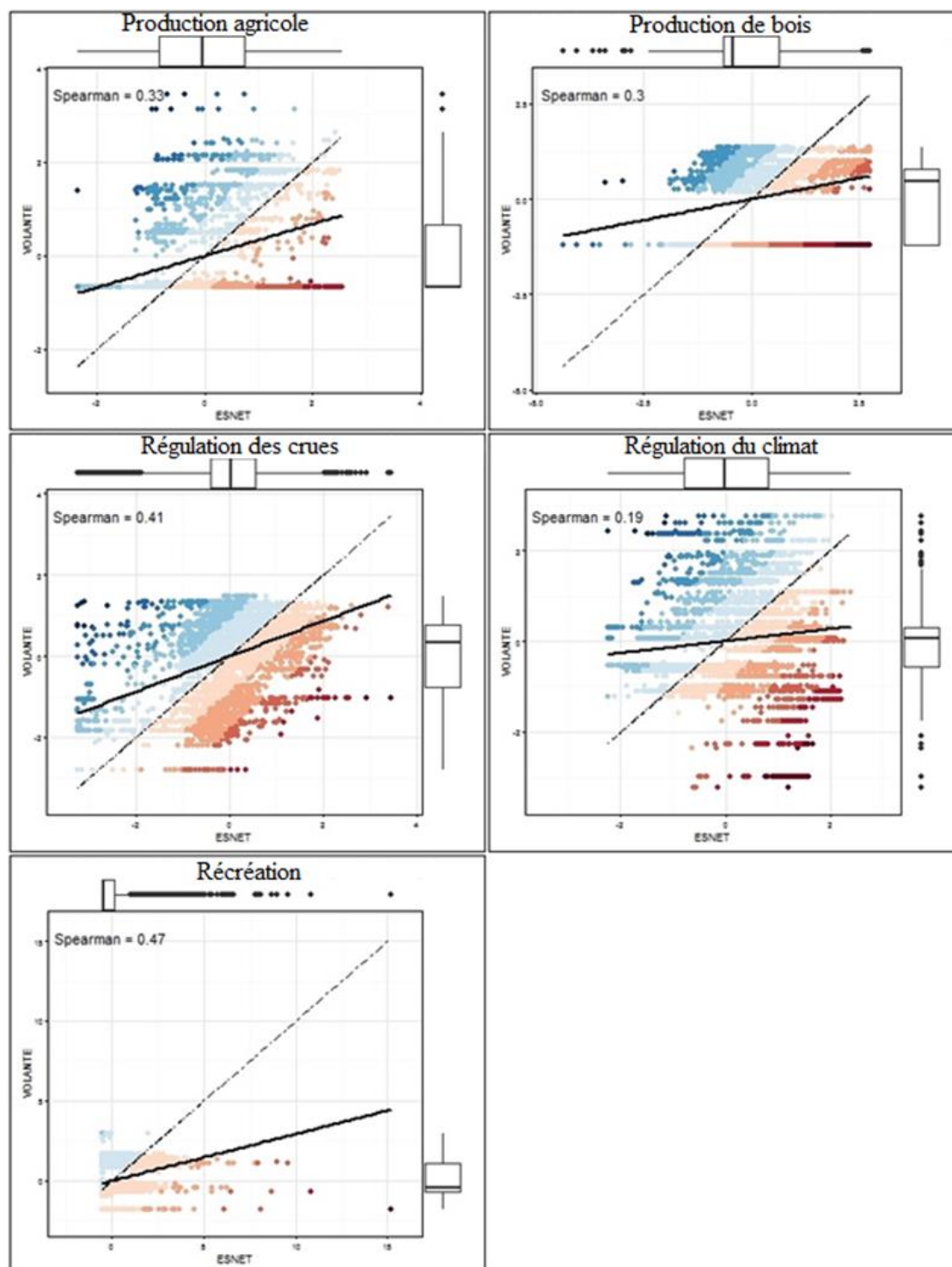


Figure 4 : Comparaison entre les valeurs de SE des modèles ESNET et les valeurs de SE des modèles VOLANTE. La ligne noire pleine représente la régression linéaire. La ligne pointillée représente la droite de concordance parfaite (ESNET=VOLANTE). Les couleurs des points représentent la distance séparant chaque point de la droite de concordance parfaite.

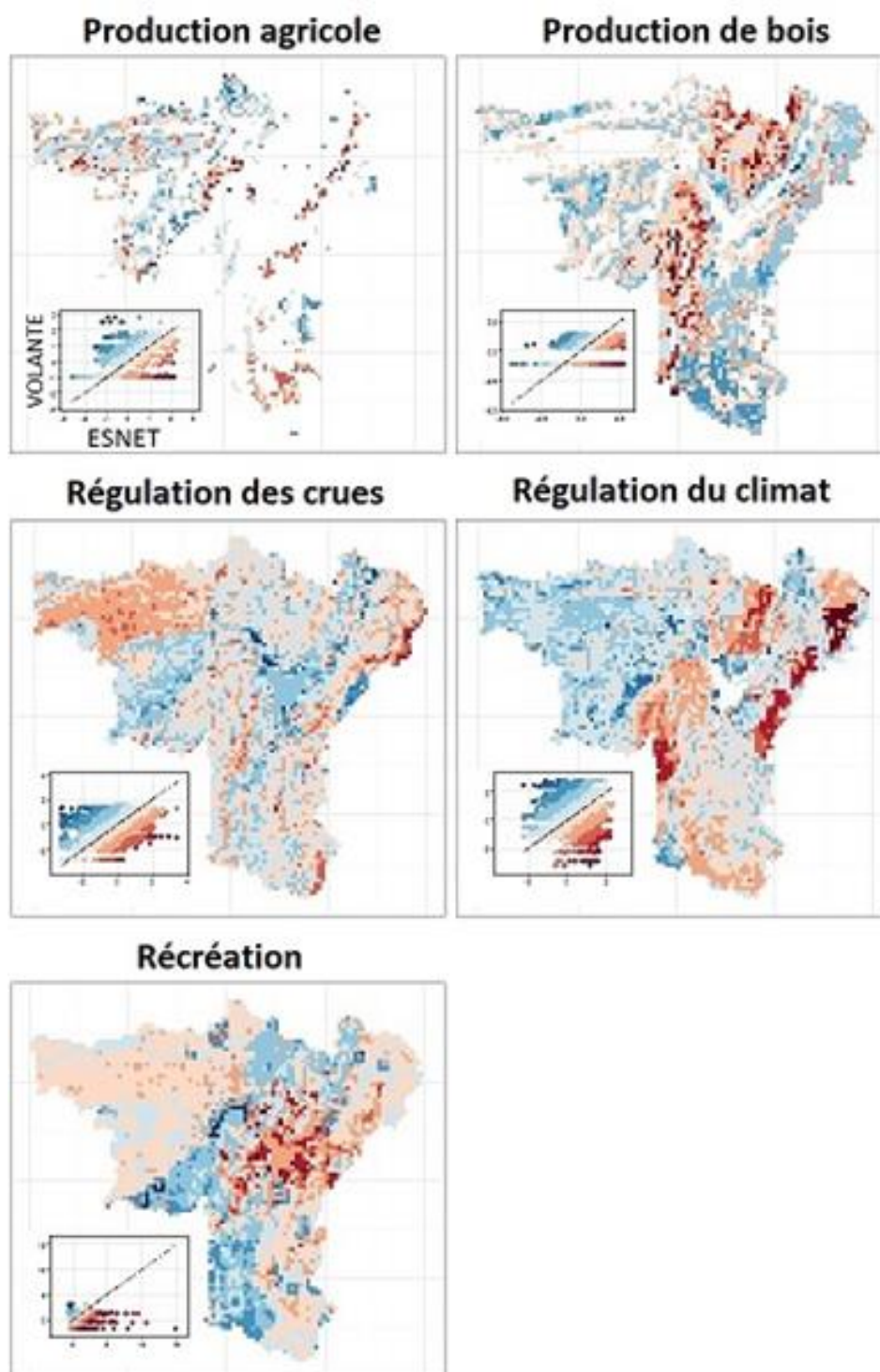


Figure 5 : Cartographie des différences Euclidiennes entre les résultats des modèles ESNET et les résultats des modèles VOLANTE. Lorsque les valeurs des modèles VOLANTE sont supérieures aux valeurs des modèles ESNET les pixels tendent vers le rouge. Dans le cas contraire les pixels tendent vers le bleu

3.1.2. Comparaison qualitative

Pour tous les SE étudiés, la précision globale entre les cartes ESNET et VOLANTE, calculée sur la base de deux classes de SE (délimitées par la médiane), est comprise entre 61 % et 70 % (tableau 3). Sur ces mêmes cartes l'indice Kappa de Cohen varie entre 0.22 et 0.41. Ces résultats suggèrent que les cartes de SE des deux projets sont concordantes dans la délimitation spatiale des fortes valeurs et des faibles valeurs de SE sur approximativement deux tiers des pixels. Cependant les faibles valeurs de kappa (en moyenne 0,3 sur l'ensemble des SE) suggèrent qu'une part importante de la précision globale est due au hasard.

Tableau 3 : Valeurs de précision globale et d'indice de kappa pour les cinq comparaisons

	Production agricole	Production de bois	Régulation des crues	Régulation du climat	Récréation
Précision globale (%)	63	63	67	61	70
Kappa	0.26	0.26	0.34	0.22	0.41

La précision globale diminue rapidement en réponse à l'augmentation du nombre de classes de fourniture de SE (figure 6). Alors que sur l'ensemble des comparaisons la précision globale est de 65 % en considérant deux classes, elle chute à 35 % lorsque nous considérons 4 classes de production.

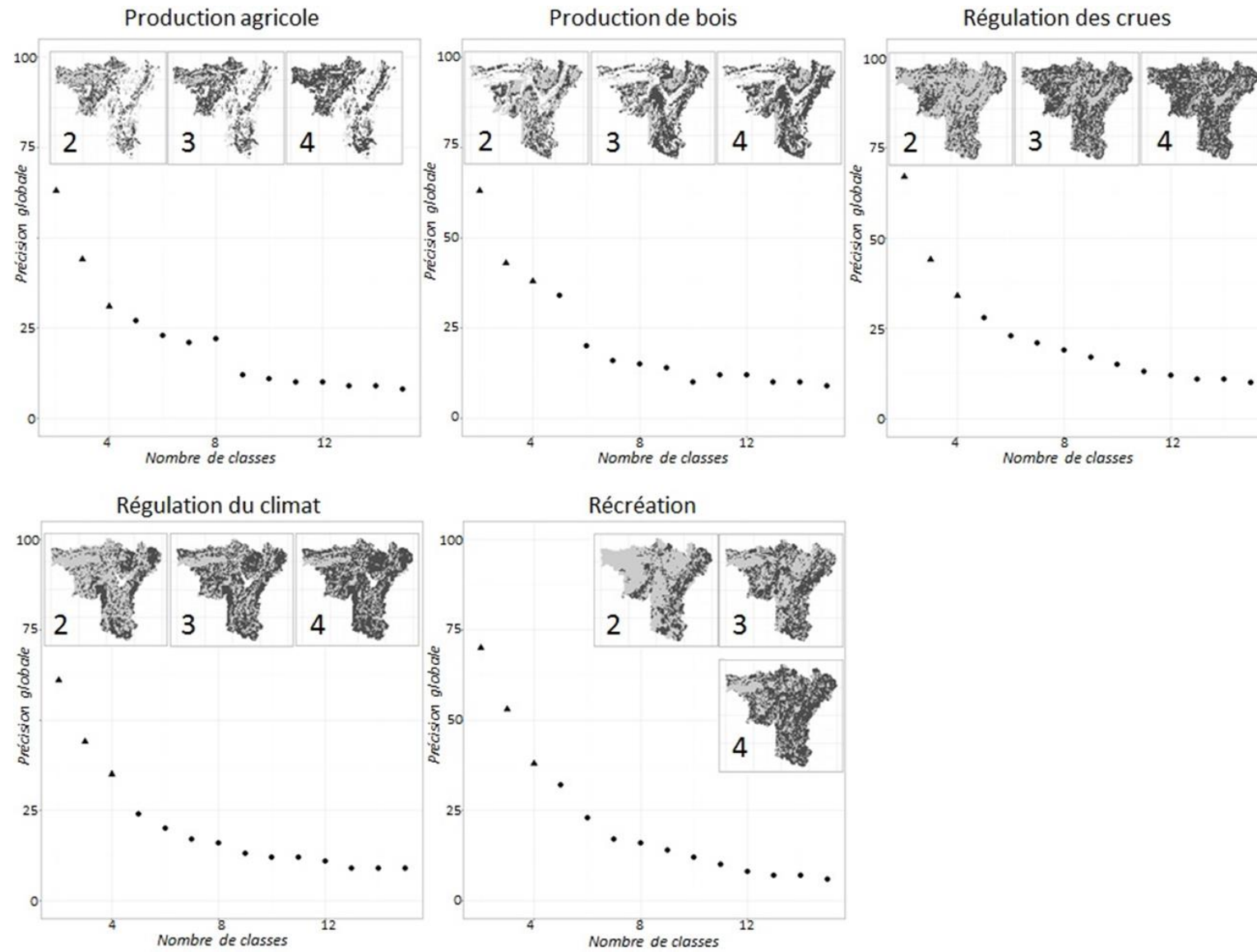


Figure 6 : Evolution de la précision globale en fonction du nombre de classes. Les cartes représentant les pixels classés similairement (gris claire) et les pixels classé différemment (gris foncé) sont représenté pour 2,3 et 4 classes

4. Discussion

L'objectif de notre étude est de mesurer la concordance entre les cartes du projet ESNET et les cartes du projet VOLANTE. Pour cela nous avons agrégé les données ESNET à une résolution de 1km. Ensuite, en utilisant la différence Euclidienne et l'indice de Kappa nous avons évalué la concordance entre les cartes des deux projets.

Les valeurs de l'indice de Moran sur les cartes ESNET sont comprises entre 0,4 et 0,6 lorsque nous considérons une taille de fenêtre de 1km². Comme attendu selon notre hypothèse de départ, ce résultat confirme que les cartes du projet ESNET présentent une information spatialement plus fine que les cartes du projet VOLANTE. L'écart-type dépend de la valeur moyenne de la distribution du SE et de la dispersion de ces valeurs. Les écarts-types mesurés sont assez faibles avec des valeurs moyennes égales ou inférieures à 0.11 suivant le SE considéré. Bien que les données du projet ESNET agrégées à une résolution de 1km constituent une simplification des données initiales, l'indice de Moran et l'analyse des écarts-types suggèrent que ces dernières traduisent assez fidèlement les principaux patrons observés à échelle plus fine.

Les corrélations de Spearman positives et les représentations en nuages de points suggèrent que, dans l'ensemble, les cartes des deux projets présentent les mêmes tendances. Cependant ces tendances sont faibles (corrélations toutes inférieures à 0,5 et forte dispersion des nuages de points). En parallèle l'indice de précision globale et le kappa de Cohen suggèrent également un faible niveau de concordance entre les cartes VOLANTE et ESNET. Quel que soit l'indicateur utilisé (indice de précision globale, indice de kappa ou corrélation de Spearman) le SE le plus similaire entre les projets est le SE de régulation, suivi de la régulation des crues, des deux SE de provision et enfin du service de régulation du climat. Globalement ces résultats ne nous permettent pas de conclure que les résultats des modèles VOLANTE constituent une agregation fidèle des résultats des modèles ESNET.

4.1. Les facteurs de différence et améliorations envisageables

Sur la base de nos résultats et de connaissances expertes nous avons identifié plusieurs causes permettant d'expliquer, en partie, les divergences entre les modèles développés au niveau local (projet ESNET) et les modèles développés au niveau Européen (projet VOLANTE).

4.1.1. *La résolution spatiale*

La différence initiale de résolution spatiale entre les modèles ESNET et les modèles VOLANTE est très importante ; elle a potentiellement un fort impact sur le niveau de similarité des résultats. Les mosaïques paysagères complexes regroupant des surfaces agricoles, des milieux forestiers et des zones artificialisées sont très présentes sur la région de Grenoble. Il est probable que, pour ces paysages fortement mosaïqués, la résolution spatiale kilométrique utilisée dans les modèles VOLANTE ne permette pas d'évaluer correctement la fourniture de certains SE. Par exemple pour le SE de production agricole, le modèle VOLANTE a tendance à minimiser la production dans la vallée du Grésivaudan le Y grenoblois et le Trièves (voir aussi Chapitre 3). En considérant une résolution spatiale de 1km ces trois zones correspondent à un enchevêtrement complexe d'occupation des sols.

Deux facteurs principaux conditionnent le compromis entre l'étendue spatiale étudiée et la résolution des cartes de SE : la disponibilité des données (Malinga et al. 2015) et les capacités de calculs. Dans la situation où la résolution spatiale est uniquement limitée par les capacités de calculs nous recommandons l'utilisation de modèles pouvant intégrer des données d'entrée représentatives de la diversité spatiale. Deux possibilités sont envisageables si nous prenons l'exemple d'un modèle qui utilise les données Corine Land Cover (CLC) pour cartographier à large échelle les SE à une résolution de 1km. La première possibilité est que le modèle intègre l'information CLC en considérant l'occupation du sol majoritaire sur chaque pixel de 1km ce qui conduit à de fortes approximations dans les zones de mosaïques spatiales complexes. Cependant dans cet exemple les données initiales d'occupation des sols sont largement dégradées car les données CLC identifient tous les éléments paysagers d'une superficie supérieure à 25ha. La solution alternative consiste à calculer un indice de diversité de l'occupation des sols (ou bien d'utiliser la proportion de chaque occupation des sols) pour chaque pixels de 1km (Crouzat et al. 2015). Cette deuxième approche exploite mieux les données d'occupation du sol disponibles dans la base de données CLC. Nous pensons que cette approche permettrait de représenter plus fidèlement les espaces complexes sans changer la résolution spatiale des cartes. Le choix entre ces deux approches est particulièrement exacerbé pour prendre en compte des éléments linéaires dans les modèles. Du fait de la faible couverture spatiale de ces éléments leur intégration dans les processus de cartographie nécessite soit d'utiliser une résolution spatiale très fine soit une information synthétique sur la densité de ces éléments par unité de surface. Cette information de densité existe à la résolution de 1km au niveau Européen (van der Zanden et al. 2013).

Par ailleurs la validation des cartes est un travail nécessaire pour limiter les risques d'incohérence entre les projets menés à différentes échelles (Seppelt et al. 2011; Lavorel et al. 2017). La validation des cartes de SE permettrait de différencier les secteurs géographiques en fonction de la précision des estimations de fourniture de SE. Par conséquent cette information serait très précieuse pour déterminer les zones où les modélisations à large échelle ne représentent pas fidèlement la fourniture de SE (Schulp et al. 2014). Malheureusement cette étape de validation est rarement effectuée (Pagella and Sinclair 2014; Lautenbach et al. 2015).

Les grilles spatiales utilisées pour cartographier les SE sont un autre aspect de la résolution spatiale qui impacte directement notre capacité à comparer les cartes de SE entre projets. Dans de nombreux cas les données spatiales sont disponibles sur format raster. Les formats raster correspondent à un découpage de l'espace suivant une grille arbitraire. La taille des cellules de cette grille définit la résolution spatiale des cartes. Hors en fonction des projets il est fréquent que les grilles spatiales utilisées ne se superposent pas. Dans cette situation il est nécessaire de corriger les grilles spatiales pour forcer la superposition. Dans notre étude nous avons utilisé un ré-échantillonnage cubique pour transformer la grille initiale du projet ESNET (résolution de 15m) en une grille de 20m de résolution superposable avec celle utilisée dans le projet VOLANTE. Ce type de traitement est couramment utilisé pour harmoniser des données spatiales provenant de sources variées. Cependant cette transformation induit un niveau supplémentaire d'incertitude. Pour limiter ce problème nous proposons d'utiliser dans la mesure du possible la grille spatiale officielle pour l'union Européenne¹⁰. Cette dernière est proposée à 1km et peut, naturellement, être déclinée dans tous les multiples de 10.

4.1.2. Les spécificités locales

Les projets à large échelle, tel que le projet VOLANTE, englobent une vaste diversité de territoires. Intégrer les spécificités locales de ces territoires n'est pas une tâche aisée. Cependant, pour certains SE, les approximations dues à une mauvaise prise en compte des spécificités du territoire peuvent être importante. Ce risque d'approximation est d'autant plus fort lorsque l'évaluation des SE prend en compte la demande car les spécificités locales sur cette facette des SE ont tendance à être très marquées et difficiles à identifier (Wolff et al. 2015). Le SE de récréation fait partie des services pour lesquels les spécificités locales peuvent avoir un fort impact sur la précision des résultats. Nos résultats pour le SE de récréation montrent en effet que les modèles VOLANTE identifient des valeurs de récréation

¹⁰ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-1>

plus fortes que le modèles ESNET dans les zones forestières et plus faibles dans les secteurs ouverts à proximité de l'agglomération grenobloise. Ces décalages entre modèles sont très certainement causés par des différences dans les hypothèses utilisées pour évaluer les préférences des utilisateurs du SE de récréation. En particulier le projet VOLANTE considère que les espaces forestiers contribuent largement au SE de récréation (Paracchini et al. 2014). Cette hypothèse est probablement juste pour certaines parties de l'Europe. En revanche la région de Grenoble est marquée par son relief montagneux et les milieux ouverts ont tendance à être préférés aux espaces forestiers en raison des points de vue qu'ils offrent (Schirpke et al. 2016). Dans notre étude, les préférences locales ont donc potentiellement de fortes conséquences sur la concordance des cartes de SE de récréation entre les deux modèles.

La cartographie de SE, comme tous les exercices de modélisation, est une représentation simplifiée de la réalité. D'une part cette simplification est inévitable en raison de la complexité des processus qui dirigent la fourniture de SE. D'autre part cette simplification est souhaitable pour acquérir une compréhension généralisable de la fourniture des SE. Dès lors l'objectif n'est pas de prendre en compte systématiquement toutes les spécificités des territoires étudiés mais d'être capable de différencier les spécificités importantes de celles qui peuvent être négligées. Parmi les solutions envisageables, l'implication d'acteurs ou d'experts locaux lors de l'élaboration des hypothèses utilisées dans les modèles de SE permet de limiter à moindre coût les approximations dues aux spécificités locales.

4.1.3. La nature des indicateurs

Chaque SE peut être évalué par plusieurs indicateurs, souvent diversifiés en termes de domaines d'information. Par ailleurs, l'indicateur final utilisé pour cartographier les SE peut représenter des facettes différentes de la fourniture de SE – fourniture potentielle, demande, fourniture réelle (Villamagna et al. 2013; Schröter et al. 2014). La diversité des indicateurs utilisés pour évaluer les SE peut avoir de fortes conséquences sur notre capacité à mettre en regard les cartes produites par différents projets (Egoh et al. 2012). Dans notre étude les SE de production de bois, de régulation des crues et de régulation de climat sont cartographiés à partir d'indicateurs différents entre les deux projets. Par exemple dans le projet ESNET le SE de régulation du climat est évalué par une estimation du carbone stocké dans les écosystèmes. Dans le projet VOLANTE, ce même SE est évalué par la capacité des écosystèmes à séquestrer chaque année du carbone (cette mesure correspond à une synthèse des flux de carbone sur une année). La comparaison des cartes du SE de régulation du climat montre que

le projet ESNET présente des estimations largement supérieures au projet VOLANTE dans les forêts d'altitude sur les 3 massifs de la zone d'étude. Ces forêts correspondent à un climax forestier de résineux et stocke, par conséquent, une grande quantité de carbone. En parallèle ces milieux sont également très stables et produisent peu de nouvelle biomasse. En conséquence la séquestration annuelle de carbone de ces milieux forestiers est faible. Pour ces secteurs les différences entre les deux cartes peuvent être expliquées par la définition variable de l'indicateur utilisé pour cartographier le SE de régulation du climat

La grande diversité d'indicateurs utilisés pour cartographier les SE a fait l'objet de nombreux débats. En réponse d'importants travaux ont été conduits pour classer et harmoniser les indicateurs utilisés pour cartographier les SE (Haines-Young and Potschin 2013; Maes et al. 2016). Nous recommandons d'utiliser les indicateurs identifiés par ces travaux dans le cas de projets visant explicitement à établir des comparaisons entre sites ou entre échelles. Cependant, la comparaison de SE modélisés par des approches différentes permet de faire des validations croisées entre projet et d'évaluer la robustesse des modélisations (Bagstad et al. 2013; Lavorel et al. 2017).

4.2. Perspectives

Nous avons identifié plusieurs facteurs potentiellement impliqués dans les différences entre le projet VOLANTE et le projet ESNET. Pour chacun de ces facteurs nous avons formulé des pistes d'amélioration. Cependant, nous pensons qu'il serait important de conduire des analyses supplémentaires pour quantifier l'importance de chacun de ces facteurs. En particulier notre méthodologie ne nous permet pas de distinguer formellement l'impact des différences entre modèles, de l'impact de la résolution spatiale de données. Une approche complémentaire serait d'utiliser les modèles ESNET pour modéliser les SE sur la région de Grenoble directement à une résolution de 1km. L'ajout de ce troisième jeu de données permettrait d'identifier la part de différence due à la résolution spatiale de la part due aux modèles (spécificités locales et indicateurs).

Par ailleurs, notre étude quantifie et caractérise les différences dans les cartographies de SE produites pour 2009 (ESNET) ou 2010 (VOLANTE) entre un projet local et un projet Européen. Nous apportons ainsi une vision figée dans le temps des différences entre projets. Cependant il apparaît critique de considérer la dynamique temporelle dans l'analyse des différences entre projets. Dans le cadre des projets ESNET et VOLANTE, la fourniture future de SE a été cartographiée suivant plusieurs scénarii de développement. Nous envisageons

d'enrichir notre approche par l'ajout de la dimension temporelle dans la comparaison des projets.

5. Bibliographie

- Anton C, Young J, Harrison PA, et al (2010) Research needs for incorporating the ecosystem service approach into EU biodiversity conservation policy. *Biodivers Conserv* 19:2979–2994. doi: 10.1007/s10531-010-9853-6
- Bagstad KJ, Semmens DJ, Winthrop R (2013) Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: A case study from the San Pedro River, Arizona. *Ecosyst Serv* 5:40–50. doi: 10.1016/j.ecoser.2013.07.007
- Bierry A, Lavorel S (2016) Implication des parties prenantes d'un projet de territoire dans l'élaboration d'une recherche à visée opérationnelle. *Sci Eaux Territ* 21:18–23.
- Bourdeau P (2009) De l'après-ski à l'après-tourisme, une figure de transition pour les Alpes ?. Réflexions à partir du cas français. *J Alp Res Rev Géographie Alp*. doi: 10.4000/rga.1049
- Byczek C, Longaretti P-Y, Lavorel S (En préparation) The benefits of recreational crowd-sourced GPS information for modelling the recreation ecosystem service.
- Congalton RG (1991) A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens Environ* 37:35–46. doi: 10.1016/0034-4257(91)90048-B
- Crouzat E, Mouchet M, Turkelboom F, et al (2015) Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *J Appl Ecol* 52:1145–1155. doi: 10.1111/1365-2664.12502
- Egoh B, Dunbar MB, Maes J, et al (2012) Indicators for mapping ecosystem services: a review. Publications Office, Luxembourg
- ESRI (2015) ArcGIS Desktop: Release 10.3.1.
- Grêt-Regamey A, Weibel B, Kienast F, et al (2015) A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosyst Serv* 13:16–27. doi: 10.1016/j.ecoser.2014.10.008
- Griffith DA (2003) *Spatial Autocorrelation and Spatial Filtering*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg
- Haines-Young R, Potschin M (2013) CICES V4.3 – Revised report prepared following consultation on CICES Version 4, August-December 2012.
- Jopke C, Kreyling J, Maes J, Koellner T (2015) Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecol Indic* 49:46–52. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.09.037
- Lafond V, Cordonnier T, Chauvin C (2015) *Projet ESNET : Réalisation des cartes de stock de bois et de carbone en forêt*, IRSTEA.
- Lasseur et al. (In review) Landscape-scale modelling of agricultural land use for the quantification of ecosystem services.
- Lautenbach S, Mupepele A-C, Dormann CF, et al (2015) Blind spots in ecosystem services research and implementation. *bioRxiv* 033498. doi: 10.1101/033498
- Lavorel S, Bayer A, Bondeau A, et al (2017) Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. *Ecol Indic* 74:241–260. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.11.015
- Lavorel S, Bierry A, Crouzat E (2016) Gestion intégrée des territoires par une approche par les réseaux de services. *Sci Eaux Territ* 10–16.
- Lousteau D (2004) *Rapport final du projet CARBOFOR Séquestration de Carbone dans les grands écosystèmes forestiers en France. Quantification, spatialisation, vulnérabilité et impacts de différents scénarios climatiques et sylvicoles.*

- Maes J, Egoh B, Willemsen L, et al (2012) Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosyst Serv* 1:31–39. doi: 10.1016/j.ecoser.2012.06.004
- Maes J, Liqueste C, Teller A, et al (2016) An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosyst Serv* 17:14–23. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.10.023
- Malinga R, Gordon LJ, Jewitt G, Lindborg R (2015) Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosyst Serv* 13:57–63. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.01.006
- Martinez-Harms MJ, Bryan BA, Balvanera P, et al (2015) Making decisions for managing ecosystem services. *Biol Conserv* 184:229–238. doi: 10.1016/j.biocon.2015.01.024
- McPhearson T, Kremer P, Hamstead ZA (2013) Mapping ecosystem services in New York City: Applying a social–ecological approach in urban vacant land. *Ecosyst Serv* 5:11–26. doi: 10.1016/j.ecoser.2013.06.005
- Meersmans J, Martin MP, Lacarce E, et al (2012) A high resolution map of French soil organic carbon. *Agron Sustain Dev* 32:841–851. doi: 10.1007/s13593-012-0086-9
- Mouchet M, Lavorel S, Maes J, et al (2013) Deliverable No: 8.2 : Spatially explicit assessment of current ecosystem service supply for Europe.
- Mouchet M, Lavorel S, Paracchini ML, et al (2012) Deliverable No: 8.1: A framework for trade-off analysis of ecosystem service indicators.
- Mouchet MA, Paracchini ML, Schulp CJE, et al (2017) Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecol Indic* 73:23–28. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.09.026
- Mulligan M (2015) Results from the WaterWorld Policy Support System Version3.
- Pagella TF, Sinclair FL (2014) Development and use of a typology of mapping tools to assess their fitness for supporting management of ecosystem service provision. *Landsc Ecol* 29:383–399. doi: 10.1007/s10980-013-9983-9
- Paracchini ML, Zulian G, Kopperoinen L, et al (2014) Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecol Indic* 45:371–385. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.04.018
- Pérez-Soba M, Elbersen B, Kempen M, et al (2015) Agricultural biomass as provisioning ecosystem service: quantification of energy flows.
- Projet ESNET (2016) Fiches descriptives des services écosystémiques modélisés.
- R Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Schirpke U, Timmermann F, Tappeiner U, Tasser E (2016) Cultural ecosystem services of mountain regions: Modelling the aesthetic value. *Ecol Indic* 69:78–90. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.04.001
- Schroter D (2005) Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science* 310:1333–1337. doi: 10.1126/science.1115233
- Schröter M, Barton DN, Remme RP, Hein L (2014) Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecol Indic* 36:539–551. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.09.018
- Schröter M, Remme RP, Sumarga E, et al (2015) Lessons learned for spatial modelling of ecosystem services in support of ecosystem accounting. *Ecosyst Serv* 13:64–69. doi: 10.1016/j.ecoser.2014.07.003

- Schulp CJE, Burkhard B, Maes J, et al (2014) Uncertainties in Ecosystem Service Maps: A Comparison on the European Scale. *PLoS ONE* 9:e109643. doi: 10.1371/journal.pone.0109643
- Schulp CJE, Nabuurs G-J, Verburg PH (2008) Future carbon sequestration in Europe—Effects of land use change. *Agric Ecosyst Environ* 127:251–264. doi: 10.1016/j.agee.2008.04.010
- Seppelt R, Dormann CF, Eppink FV, et al (2011) A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead: Priorities for ecosystem service studies. *J Appl Ecol* 48:630–636. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x
- Sheeren D, Lefèbvre J, Ladet S, et al (2015) Coévolution des paysages et des activités agricoles dans différents territoires d'élevage des montagnes françaises : entre intensification et déprise agricole. *Fourrages* 103–113.
- Stürck J, Poortinga A, Verburg PH (2014) Mapping ecosystem services: The supply and demand of flood regulation services in Europe. *Ecol Indic* 38:198–211. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.11.010
- van der Zanden EH, Verburg PH, Mùcher CA (2013) Modelling the spatial distribution of linear landscape elements in Europe. *Ecol Indic* 27:125–136. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.12.002
- Vannier C, Lefebvre J, Longaretti P-Y, Lavorel S (2016) Patterns of landscape change in a rapidly urbanizing mountain region.
- Verkerk PJ, Anttila P, Eggers J, et al (2011) The realisable potential supply of woody biomass from forests in the European Union. *For Ecol Manag* 261:2007–2015. doi: 10.1016/j.foreco.2011.02.027
- Villamagna AM, Angermeier PL, Bennett EM (2013) Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecol Complex* 15:114–121. doi: 10.1016/j.ecocom.2013.07.004
- Wolff S, Schulp CJE, Verburg PH (2015) Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecol Indic* 55:159–171. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.03.016
- Zawada M (2016) Vers une évaluation des services écosystémiques sur le Parc National des Ecrins.

Troisième chapitre

Cartographie des usages agricoles par télédétection

Contexte du troisième chapitre

Dans le chapitre précédent, nous utilisons les cartes de SE produites à l'échelle de la région de Grenoble dans le projet ESNET. Le chapitre qui suit présente ma contribution au travail de cartographie de l'utilisation des terres agricoles et du SE de production agricole.

Au niveau de la région de Grenoble les informations spatialement explicites sur l'utilisation des terres agricoles sont assez rares. A ma connaissance, sur le site d'étude ESNET, deux sources de données proposent librement des informations spatialement explicites sur l'utilisation des terres agricoles : la base de cartographique européenne Corine Land Cover (CLC) et le Registre Parcellaire Graphique (RPG). Cependant les classes d'occupation et d'utilisation des sols proposées par CLC sont difficilement mobilisables dans les modèles de SE. Par exemple les classes 'terres arables hors périmètres d'irrigation' et 'Systèmes cultureux et parcellaires complexes' – fortement représentées sur notre site d'étude – sont peu informatives vis-à-vis des pratiques agricoles qu'elles regroupent. Le RPG repose quant à lui sur les déclarations des agriculteurs pour obtenir des aides de l'Europe et n'a pas vocation à présenter une information exhaustive des terres agricoles.

Pour améliorer la cartographie de l'utilisation des terres agricoles nous proposons dans ce troisième chapitre une approche de télédétection basée sur les données satellitaires MODIS et RapidEye (figure I). Dans ce travail nous illustrons l'utilité de la carte d'utilisation des sols produite au travers de la cartographie du SE de production agricole. Cette carte a ensuite été utilisée dans le projet ESNET pour cartographier d'autres SE tels que le SE de qualité de l'eau. Le chapitre 3 correspond à un article actuellement en relecture dans la revue 'Journal of Applied Geography'¹¹.

¹¹ Lasseur, R., Vannier, C., Lefebvre, J., Longaretti, P.-Y., Lavorel, S. Landscape-scale modelling of agricultural land use for the quantification of ecosystem services, In review.

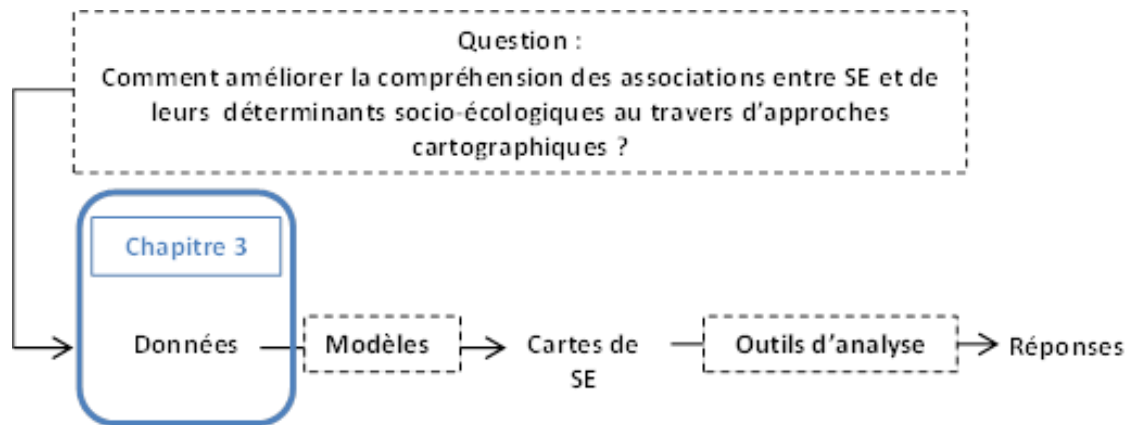


Figure I : Place du chapitre 3 dans l'organisation de la thèse

1. Introduction

Studying and mapping Ecosystem Services (ES) from landscape to global scale requires, in most cases spatially explicit data on land cover and land use (Martínez-Harms and Balvanera 2012). Agricultural lands are a major land cover class that encompasses more than the third of the Earth's terrestrial surface (Ramankutty et al. 2008). On these farmed areas, human activities have, and continue to, shape the environment and the ecosystems functions that control ES supply (Dale and Polasky 2007; Ellis 2015). Agricultural lands support many ES, with their supply being largely conditioned by agricultural management choices and intensity (Kremen and Miles 2012; Syswerda and Robertson 2014; Iverson et al. 2014; Gaba et al. 2015; Allan et al. 2015). In addition, the spatial prevalence of agricultural lands gives them a critical importance to ES supply across landscapes. Thus, both the extent of arable land and the nature of the interactions between ES supply and management make a precise knowledge of the spatial distribution of agricultural land use and management critical to map ecosystem services.

Four properties are relevant to characterize the potential uses of Land use/cover (LUC) data. First, the spatial resolution defines the smallest entity that can be observed on a LUC map. Second, the typological resolution determines the level of detail used to describe LUC. Third the spatial extent determines the scale of map (local, regional, global). Fourth, the temporal resolution defines the time span of maps production and thus constrains the types of dynamics that can be studied. For example, when considering arable land, the yearly production of LUC maps allows the description of crop successions, *i.e.* the inter-annual succession of crop types in a defined parcel, known as rotation when these patterns are repeatable in space and time. Knowledge on crop successions is essential at regional scale to assess the ecological impact of agriculture on ecosystem functions and the supply of ecosystem services (Caride et al. 2012; Spiertz 2013; Sahajpal et al. 2014).

Most ES mapping studies in Europe use Corine Land Cover (CLC) as their source of land use information (Kroll et al. 2012; Burkhard et al. 2012; Hermann et al. 2014; Ungaro et al. 2014). However, CLC, and any commonly used public land cover products (Globcover, GLC30) are limited at least by one of the three properties described above. Consequently those databases fail to provide the information on agricultural management relevant to ES mapping. In the case of CLC, the coarse description of LUC types coupled to a limited temporal resolution (three years of data availability: 1990, 2000, 2006) tend to restrict its utility to study short-term dynamics of agricultural land. These weaknesses are therefore

potentially important sources of uncertainties in ES mapping (Schmit et al. 2006; Schulp and Alkemade 2011; Koschke et al. 2012; Esch et al. 2014).

Collecting spatially explicit information on intensity of farming practices and land use is a complex task that, in almost all cases, requires field surveys (Verburg et al. 2009; Kuemmerle et al. 2013). The knowledge of crop successions, while not providing detailed information on management practices is a simple proxy for the intensity of farming. First, crop successions contrast intensive systems based on one or a few crops, from more extensive systems incorporating multiple crops and grasslands into parcel multiannual management. Second, by describing dominant land uses, crop successions also inform on types of agriculture and their intensities. For example, Gaba and colleagues (Gaba et al. 2015) showed that in diversified agricultural systems the uses of fertilizers and pesticides are reduced and water use efficiency is improved compared to single crop systems. Here, considering that the temporal dynamics of farmed land informs on the intensity of management practices, we hypothesized that the use of multi-year land use data could improve ES mapping. As far as we know, studies using multi-year land use information to model and map ES are scarce (Caride et al. 2012; Koschke et al. 2013; Zhang et al. 2015b). In the EU, one of the main reasons for this gap lies in the absence of such readily usable data.

Contrasting with this gap, for the last decades remote sensing approaches have increasingly been used to map farmed land from local to global scales (Wardlow and Egbert 2008; Esch et al. 2014) and to provide spatially explicit data to map ES (Ayanu et al. 2012; Andrew et al. 2014; de Araujo Barbosa et al. 2015). The majority of remote sensing methods to map agricultural land use are based on the use of vegetation phenology, where remote sensing of vegetation indices enables the monitoring of live biomass across the growing season. Specifically, different agricultural land uses can be identified according to their phenological differences (Lunetta et al. 2010; Wu et al. 2014; Li et al. 2014). Today, a large diversity of sensors that acquire earth data for scientific purposes are available. Among these, the MODIS sensor launched in 1999 on the Terra satellite offers two advantages that explain its large uptake for land use mapping. First, due to the high revisit time (1 to 2 days depending on location), MODIS allows the high temporal resolution that is critical to study phenological cycles of live biomass. Second, with more than 15 years of data recording and free data accessibility, MODIS allows long term studies (Wardlow and Egbert 2008). MODIS data has already been used for land cover and land use mapping in ES studies. For instance, Zhang and colleagues (Zhang et al. 2015a) used MODIS EVI to map land use and assess soil erosion. In addition to this indirect application of MODIS data in ES mapping, some authors have also

used remote sensing data to directly study several ES (Ayanu et al. 2012; Andrew et al. 2014). Kross et al (Kross et al. 2013) used the MODIS vegetation index to study carbon fluxes in northern peatlands. MODIS products have also been used to identify ecosystem functional types that support specific sets of ecosystem services (Pérez-Hoyos et al. 2014).

On the other hand, MODIS data are limited by their coarse spatial resolution and the wide majority of ES studies using MODIS data have been conducted in homogeneous landscapes. To overcome this issue, it is possible to complement MODIS with remote sensing data with high spatial resolution. This compounds the benefits from the high temporal resolution of MODIS while improving the spatial resolution of results. RapidEye images provide such an opportunity. RapidEye is a satellite sensor with high spatial resolution (5 meters) and a 77 km swath. Images from this sensor have been used in previous mapping studies of agricultural land uses and ecological habitats (Buck et al. 2015; Polychronaki et al. 2015).

In this study we addressed two questions: i) Is the MODIS sensor an appropriate, affordable data source to identify crop successions? ii) Can multi-year information on agricultural land use improve our capability to model and map ecosystem services? As a test case study we mapped the agricultural production service in the Grenoble region (French Alps). First, combining MODIS and RapidEye images we identified crop successions over 5 years at parcel level. Second based on this classification we estimated production for each type of crop succession and produced an extensive map of the ecosystem service of energy yield from arable lands. Third produced alternative estimates and corresponding maps of agricultural energy yield using Corine Land Cover (CLC). To quantify the potential benefits of our methodology we then compared the two estimates (MODIS vs CLC) at municipality scale. Based on this case study we discuss the opportunities for improving ES mapping by using remote sensing to generate multiannual maps of agricultural land use.

2. Material and methods

2.1. Study site

Our study was held in the region of Grenoble (45°10'N, 5°43'E) located in the French Alps. With an area of 4450 km² which marks the employment catchment of Grenoble, this area shows a great diversity of landscapes (Vannier et al. 2016). This diversity is closely linked to the complex physical geography of the region (Tappeiner et al. 2008). The study

area spans from valleys from 200 to 500m to ca. 3000 m high peaks, and encompasses a diversity of rural and mountain landscapes, surrounding the urban and suburban area. Overall, agricultural land covered one third of the study site in 2009, with grasslands and croplands almost equally represented (Vannier et al. 2016). However, this distribution of agricultural land uses is heterogeneous across the region, with large variations between plains and mountains areas. Flat areas in plains are favorable to urban sprawl, and combined with the proximity to rivers for crop irrigation, support intensive agriculture. In contrast, slopes and uplands are characterized by forests and extensive agricultural practices of mountain livestock farming.

2.2. Data

To map agricultural land use we combined six datasets (figure 1). Two remote sensing databases were used. First a five-year (2008-2012) MODIS data set (250 m resolution) allowed us to classify agricultural land use according to production types. Second, we used RapidEye images to identify each agricultural parcel and to downscale MODIS classification results at finer scale. We used spatial vector information deriving from photointerpretation work to extract MODIS pixels in agricultural lands and to identify perennial crops. To validate classification results and downscale results at MODIS pixel scale we used the national agricultural parcel spatial data base (RGP: Registre Parcellaire Graphique, Agence de Services et de Paiement) which contains compulsory yearly reports by farmers on specific parcel use across France. Finally, to improve the quality of our classification we used elevation and temperature data. These two additional parameters allowed us to incorporate spatial and inter-annual variability in the classification process.

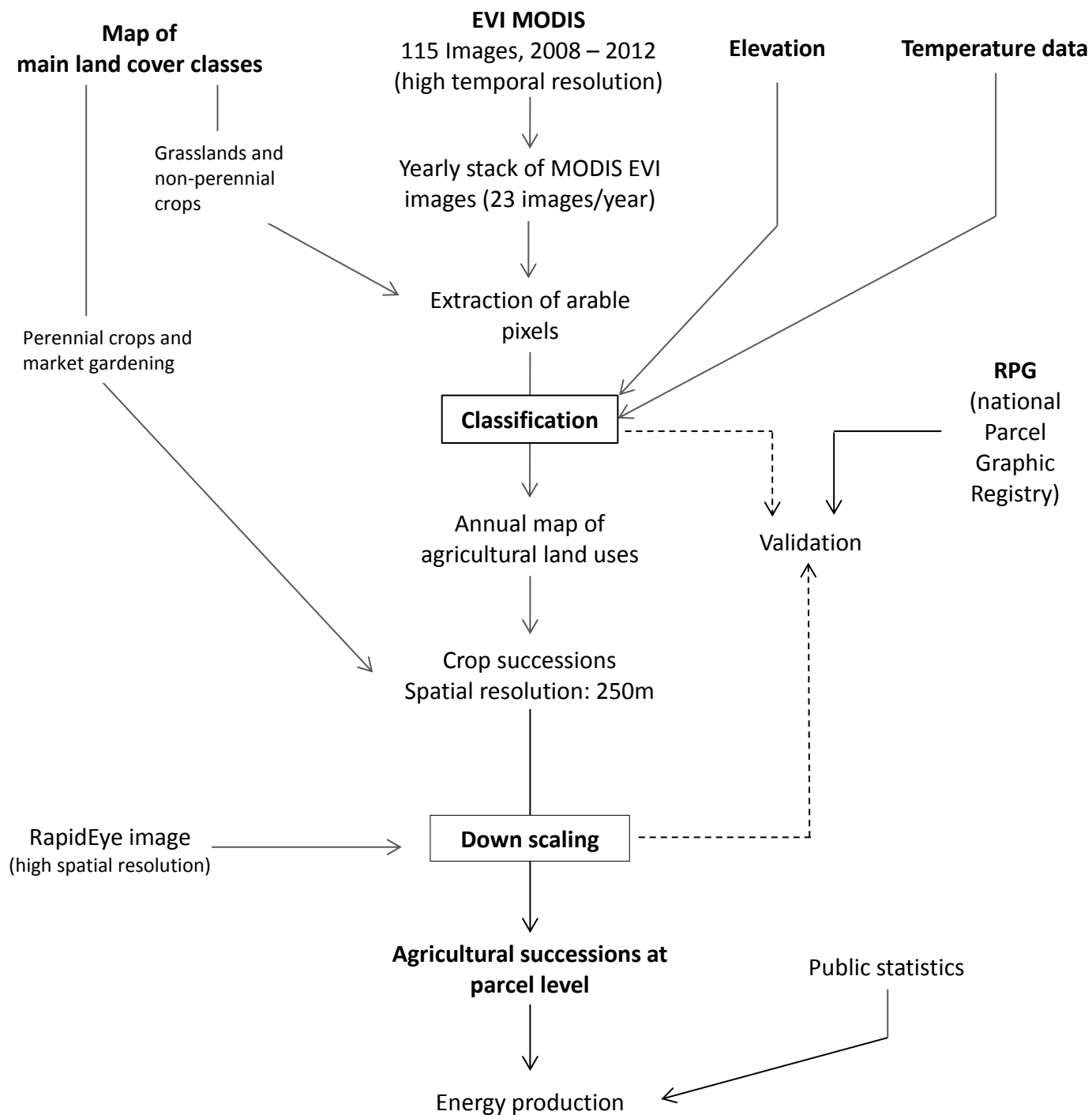


Figure 1: Overall methodology of our approach

2.2.1. Photointerpretation data

To extract MODIS pixels within agriculture we used a high spatial resolution land cover map produced by photointerpretation. These data, based on aerial photography taken in 2009, are presented in Vannier et al. (2016).

2.2.2. Remote sensing data

The land use classification of agricultural areas was developed using MODIS data from 2008 to 2012. Given our aim of characterizing crop successions we assumed that 5 years of observation would allow us to get relevant information while avoiding confusion between crop successions and longer-term shifts in agricultural use. Specifically, we used EVI (Enhanced Vegetation Index) 16-day composite images from the TerraMOD13Q1 NASA product. These data are available for free download from the United States Geological Survey's (USGS) Land Processes Distributed Active Archive Center website (LP DAAC, <https://lpdaac.usgs.gov>). MOD13Q1 data are level-3 in NASA processing therefore composite EVI images contain the best observations during a 16 days period (Huete et al. 2002). In addition, these 250m spatial resolution EVI images are geometrically and atmospherically corrected. The study site is covered by one MODIS tile and we used all EVI MOD13Q1 images available during the study period without consideration of MODIS Quality Assurance information, providing a total of 115 images (23 scenes/years) included in the classification process. We re-projected MODIS data supplied initially in the Sinusoidal projection to Lambert 93 using the free ENVI® plugin MODIS Conversion Toolkit. We used EVI instead NDVI to limit the saturation effect of vegetation indices that could occur in areas characterized by a large amount of photosynthetic tissues (for example in corn fields) (Huete et al. 2002).

In addition to MODIS data, we used RapidEye images with a spatial resolution of 5 meters to identify the shape of each agricultural parcel. Two RapidEye images taken in 2010 were downloaded from Geosud project website (<http://geosud.teledetection.fr>).

2.2.3. RPG (RegistreParcellaireGraphique)

The national agricultural parcel spatial data base (Registre Parcellaire Graphique, RPG) collects spatially explicit information on agricultural use reported by farmers to obtain premiums from the common agricultural policy (CAP) of the European Union. This vector database is updated each year at the French national scale and contains information at agricultural parcel block resolution (contiguous set of crop plots managed by the same

farmer). This database is not spatially exhaustive but its high spatial and typological resolution is a useful source of information to create a validation dataset. To validate our classification of land use, we downloaded RPG data for the five years of the study on the Rhône-Alpes NUTS2 region website (<http://www.georhonealpes.fr>).

2.2.4. Elevation and temperature data

As the physical geography of the study site is complex, we integrated elevation data sources from a digital elevation model (DEM) in the classification process. The DEM was supplied by the French National Geographical Institute (IGN) at 30m resolution. Furthermore, to take in account the inter-annual variability of the growing season, we used 5 years of daily temperature data (2008-2012) from the Météo France (the French meteorological institute) station central to our study area at La Côte Saint André (45°23'38"N, 5°15'37"E).

2.3. Classification process

2.3.1. Pre-treatments

We stacked MODIS EVI images by year (23 images/year) to build EVI temporal series for each year. In order to eliminate breaks in temporal series due to artefacts, we smoothed series with a Savitzky-Golay filter (Chen et al. 2004). This processing enables the conservation of the global shape of the temporal series while removing strong local variations.

We used the photointerpretation dataset to extract MODIS pixels with at least 60% cover by agricultural land. This 60% threshold represents a compromise between i) the need to retain only pixels where land use is dominated by agriculture ii) while integrating the largest possible number of pixels in the classification process. We conducted the classification process on this set of extracted pixels. Photo-interpretation data also allowed us to identify pixels occupied by perennial crops (orchards and vineyards) and by market gardening. As we consider these agricultural land uses stable across the 5 years of our study these pixels were not classified and were directly assigned during post-processing.

To automate the analysis of EVI time series across years we used the sum of Growing Degree Day (GDD). Sums of GGD were calculated from the daily temperature data as: $sum(T_{avg} - T_{base})$ (Mcmaster 1997), where T_{avg} is the daily mean temperature and T_{base} is the temperature below which plant development does not progress (T_{base} varies among crop types).

We used RPG data to validate our classification results. Nevertheless, validation with the RPG dataset requires some pre-processing for compatibility in typology and spatial

resolution with our classification. First, as RPG vector data can contain a mix of land uses in a single block plot we extracted block plots characterized by a pure land use to form the validation dataset. Second, for the five years of the study we reclassified RPG plots based on our typology. To match the spatial resolution of MODIS data, we then superimposed the validation dataset with the MODIS grid and we only used pixels which were covered by at least 60% pure RPG block plots. Ultimately this selection provided nearly 4000 pixels (or 20% of the classified area) to validate our classification.

We mosaicked the two RapidEye images taken in 2010. These images were geometrically corrected and we ensured the validity of this correction by visual checking.

1.1.1.1. Classification principle

Although there is a large diversity of farming practices in the Grenoble region, agricultural landscapes are mainly dominated by two crops (Winter wheat and corn) and by grasslands. Considering i) the prominence of these three agricultural land uses, ii) the complex mosaic landscape and iii) the moderate spatial resolution of MODIS data, we characterized agricultural land use within the study site using three classes: Winter crops, Spring crops and grasslands. This typology adequately reconciles our separability capabilities with the diversity of land uses. We developed a decision tree based classification (figure 1). Each class of our topology is characterized by specific phenological cycles deduced from EVI time series (figure 2). Decision rules to discriminate land uses were based on differences between phenological cycles which are described below.

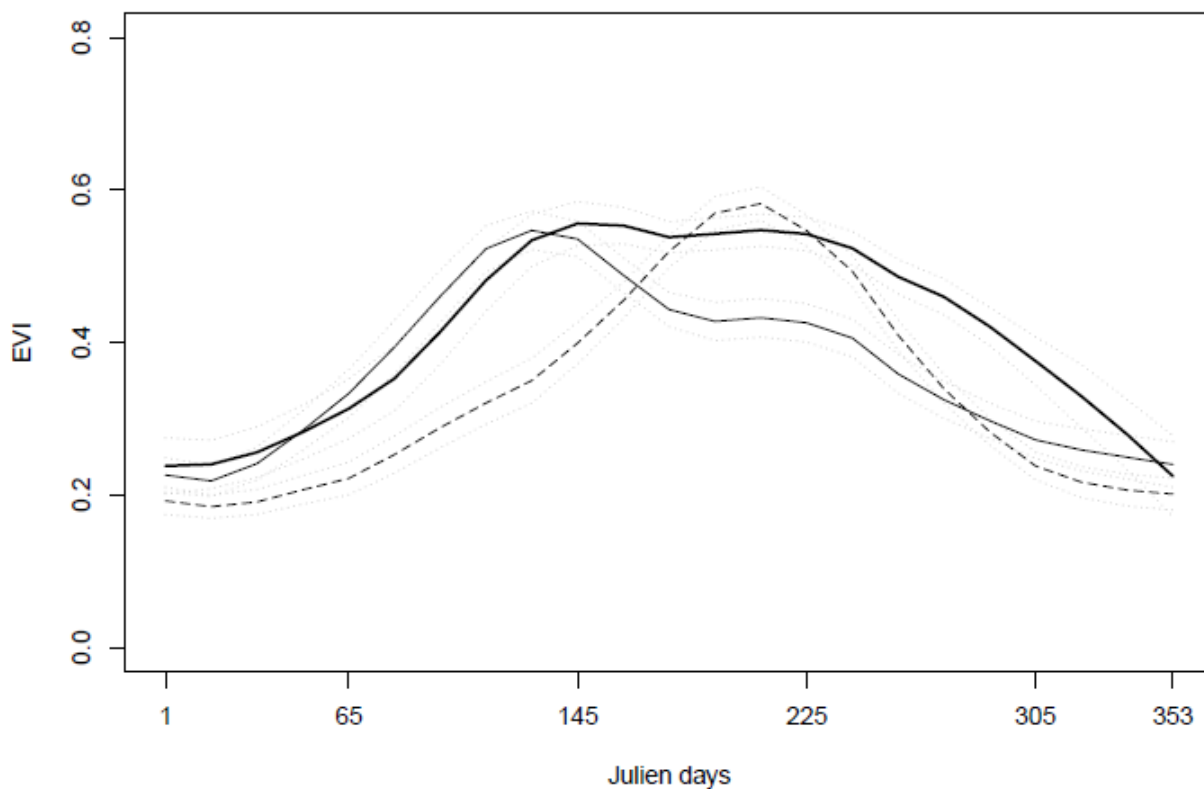


Figure 2: Average time series of EVI of the three different types of agricultural land use. Dotted line represents spring crops, plain line represents winter crops and bold line represents grasslands. Light dotted lines represent the standard deviation associate

The growth of Winter crops quickly begins in the Spring. Therefore these crops reach their peak of green biomass in early Summer. This peak is followed by a sharp decline of green biomass during Summer at maturation and harvest. In contrast, Spring crops have a late growth and reach their peak of green biomass later in Summer. To discriminate these two land uses, we considered the dynamics of the EVI value between early Summer and late Summer. Over this time span, an increase in EVI indicates a Spring crop, while a decrease indicates a Winter crop. Compared to crops, grasslands are characterized by lowest variations in green biomass (Caride et al. 2012). This is mainly due to the regrowth of grass after episodes of mowing or grazing, which is not observed after harvest of Winter and Spring crops. Therefore the absence of sharp changes in EVI from Summer to early fall identifies grasslands.

To assess EVI variations we used thresholds based on expert knowledge for each decision rules. Agricultural features including crops growth, diversity of agricultural practices, plot size and landscape complexity change from plains to mountains. Therefore it is impossible to apply a unique set of decision rules to the whole study area. To overcome this issue we used the DEM to divide the study area into three altitudinal belts: plains (below

500m), foothills (500 to 1000m), and highlands and mountains (above 1000m). This segmentation allowed us to treat independently each altitudinal belt: first by setting different threshold values for each altitudinal belt for cropping (plains or foothills). Second, as mountain areas are characterized almost exclusively by grasslands, all pixels with an elevation higher than 1000m (corresponding to the 'mountain' belt) were classified as grassland.

We added two more classes to the three classes describing the main agricultural land uses. The first class regroups pixels that are characterized by two major EVI peaks during the growing season, which we considered as a 'mixed' class, where dominance of either Winter or Spring crops could not be determined. The second class includes pixels that, according to our classification rules, were not related to any of the previous classes, and thus formed the 'undetermined' class.

2.3.2. Process automation

As the analysis was repeated for five consecutive years with one agricultural land use map produced for each year, we automated the classification process. The automation involves two parts: first the automated identification of key dates in phenological cycles and second the identification of the best thresholds values to apply in decision rules.

The discrimination between different agricultural land uses is based on changes in EVI during Summer and early fall. However, the phenological key dates of the different classes vary among pixels and years depending on climatic conditions and specific agricultural practices. To avoid misclassification it is necessary to automate the estimation of phenological and developmental stages of crops that are used in the decision rules.

For each year and each pixel we estimated the dates of the phenological peaks of Spring and Winter crops in two steps. First we used sums of temperatures (GDD) to make a coarse estimation of dates. Based on literature and the exploration of our dataset we used 930°C associated with a base temperature of 0°C for Winter crops, and 1500°C and a base temperatures of 10°C for Spring crops. To refine this coarse estimation, we sectioned the maximum value of EVI among the three MODIS images closest to the date estimated by the GDD approach. Once we identified for each pixel the key date of biomass peak for Winter vs. Spring crops we estimated the date of Winter crops harvest and the beginning of the growing season of Spring crops. These two key dates were estimated based on the duration since the biomass peak. For Winter crops we estimated that the harvest period was approximately two months after the biomass peak, i.e. four MODIS view dates. Likewise, for Spring crops we estimated that the start of the growing season was four view dates before the biomass peak. In

a similar way as we searched local maxima of EVI near the estimated date for the biomass peak, we searched the minimum value of EVI.

We assumed that threshold values associated to decision rules were not constant across years. Identifying and measuring factors that modify the discrimination rate between land uses is a complex task beyond the scope of our study. Furthermore a rapid examination on seven years of RPG data (2006 to 2012) indicated that the crop/grassland ratio (C/G ratio) remained stable across years for each altitudinal belt.

2.3.3. Post-processing and validation

To validate the results of the five annual classifications we used data from the RPG dataset. We applied two widely used indicators to measure the quality of our classification: the overall precision and the Kappa index (Congalton 1991). Because of the uneven distribution of validation pixels between the different land use classes, we weighted the number of validation pixels per class as a function of the representation of each class in the final classification. We repeated this weighted selection of validation pixels one hundred times and determined the average confusion matrix.

2.4. Crop succession and downscaling

We stacked the five years of classification, which results in a large diversity of crop successions representing different five-year string of agricultural land use types. To aggregate similar successions and to reduce their diversity we then clustered them using expert knowledge, resulting in seventeen classes. The downscaling process was conducted based on these seventeen classes.

The downscaling process was based on the assumption of a strong spatial autocorrelation of crop successions. Under this assumption the spatial distribution of the crop successions at the MODIS pixel level (6.25ha) should not be different from the spatial distribution at parcel level. To validate this assumption, we tested the spatial autocorrelation of the MODIS successions map using Moran's Index (REF). A Moran's Index equal 0.35 suggested that crop successions were spatially clustered, and the probability that this spatial aggregation is due to a random process was less than 1%. Thus, we considered downscaling of MODIS crop successions to parcel level as appropriate.

Downscaling was then conducted in two steps. First, using the eCognition® software, we applied a multiscale segmentation procedure. This segmentation is based on a regional merging segmentation algorithm (Baatz and Schäpe 2000). To parametrize the segmentation

algorithm we tested several parameters values and compared the segmentation results with a photo-interpretation of aerial photos (segmentation parameters: scale 50, smoothness/compactness 0.5/0.5). We constrained the segmentation with the limits of agricultural lands as defined by the land cover map of 2009. The segmentation output was vectorized, smoothed, and exported to a shapefile.

Second, we associated each agricultural parcel to the corresponding class of crop succession as identified in the MODIS classification results. We merged these two data sources with a step by step approach: i) for parcels covered by MODIS pixels we applied a simple spatial merge, ii) we classified as grasslands parcels above 1000m elevation, iii) for remaining parcels, we applied a spatial merge by distance analysis at 250 and 500 meters and then vi) we photo-interpreted residual grasslands, semi-natural areas, gardening and permanent crops. Remaining parcels were left unclassified.

In order to validate the downscaling result, we extracted block plots of RPG data characterized by a single land use. We reclassified these RPG block plots with a typology matching ours (Winter crops, Spring crops and grasslands). Then we concatenated the five years of RPG (2008 to 2012) and classified the crop successions with the same method as for the classification of successions obtained with MODIS data. Thus we obtained a vector data set of crop succession for validation of our downscaling using Kappa index.

2.5. Service of agricultural energy yield and map comparison

To evaluate the benefits of a detailed crop successions map as compared to Corine Land Cover data for assessing the agricultural production ecosystem service, we estimated this service based on each of these two land use data sources. We used Agreste data set for the Isère department (NUTS3 FR714) to determine average yield of each agricultural land use class in tons per hectare (five years average from 2008 to 2012). Classes in our dataset and in the CLC data set include several crops (for instance Spring crops include among others corn, rapeseed and sunflower). Given that yields are known by crop and by department, we calculated a weighted average yield of each class based on the proportion of each crop type in the department (table 1). Then, for comparison across crop types we converted yields in tons by hectare in energy unit (GJ/ha) using JRC conversion factors that allow the yields conversion in energy values (Pérez-Soba et al. 2015). As for the estimations of yields, we calculated a weighted average of conversion factors depending on the different crop types within each agricultural land use class (table 1). To compare the two maps of agricultural

production and particularly to accommodate their different spatial resolutions, we calculated, for each map, the average energy yields in GJ/ha at municipality level.

Table 1: Energy production of each agricultural land use. 'Proportion' and 'yields' express the proportion and the average yields in tons by hectare for each land uses in the Isère department (NUTS3 FR714) according to Agreste statistics. 'Calory' expresses the factor of conversion from tons to energy (JRC).

Land use	Crop	Proportion (%)	yields (t/ha)	Calory (Mj/kg)	Energy (GJ/ha)
Winter crop	Soft wheat	55,4	5,4	11,9	64,26
	Barley	19,8			
	tritical	13			
	Rape seed	11,8			
Spring crop	Maize	80,4	8,1	11,84	95,904
	Sunflower	19,6			
Permanent Grasslands	Permanent Grasslands	100	8,73	3,75	32,7375
Temporary Grasslands	Temporary Grasslands	100	14,6	3,75	54,75
Moors and Pastures	Moors and Pastures	100	4,5	3,75	16,875
Gardening	Potato	42	24,9	1,85	46,065
	Asparagus	4,2			
	Cabbage	3,3			
	Lettuce	14,6			
	Strawberries	14,6			
	Zucchini	4			
	Squashes	9,7			
	Tomato	5			
	Turnips	2,6			
Walnut	Walnut	100	2,26	15,6	35,256
Orchard	Apple	76,6	33,1	1,7	56,3
	Apricot	11,1			
	Peach	12,3			
Vine	Wine	100	5,02	2,8	14,056

3. Results

3.1. Validation, crop succession typology and downscaling

Overall the accuracy of the agricultural types classification ranged from 85% in 2012 to 88% in 2008, and the Kappa index followed the same trends with the lowest value in 2012 (0.78) and the highest value in 2008 (0.81).

Table 2: Descriptions and codes of agricultural successions.

Dominant land use	Successions details	Code
Grassland	Permanent grasslands	G1
	3 or 4 grasslands with 1 or two others	G2
Grassland / Winter crop	3 grasslands and 2 Winter crops /	G-W1
	2 grasslands and 3 Winter crops	
	2 grasslands and 2 Winter crops with 1 other	G-W2
Grassland / Spring crop	3 grasslands and 2 Summer crops /	G-S1
	2 grasslands and 3 Summer crops	
	2 grasslands and 2 Summer crops with 1 other	G-S2
Winter crop	Winter crops monocropping	W1
	3 or 4 Winter crops without grassland	W2
	3 or 4 Winter crops with at least 1 grassland	W3
Winter crop / Spring crop	3 Winter crops and 2 Summer crops /	W-S1
	2 Winter crops and 3 Summer crops	
	2 Winter crops and 2 Summer crops with 1 other	W-S2
Spring crop	Summer crops monocropping	S1
	3 or 4 Summer crops without grassland	S2
	3 or 4 Summer crops with at least 1 grassland	S3
Market gardening	Market gardening	M1
Permanent crop	Permanent crops	P1
Unknown	Other successions	O
Unknown	Unknown	N

Concatenating the five years of MODIS classifications generated near 1000 different successions. After grouping of similar crop successions by expert knowledge we identified

seventeen major classes of crop successions presented in table 2. Agricultural areas characterized by successions dominated by Winter and Spring crops were described by ten different classes. Agricultural areas characterized by a majority of grasslands were represented through two classes of successions. Finally areas where crops and grasslands were equally represented were described by four types of successions.

As expected intensive crop successions without grasslands were located in valleys while extensive cropping systems were observed in slopes and highlands (figure. 3). In hilly areas, as in the South of the study area, crop successions with Winter crops were mixed with grasslands forming a complex spatial mosaic. We validated the downscaling at two levels. The Kappa index for the seventeen classes of crop successions equaled 0.35, whereas when restricted to the monocultures and grassland classes it reached 0.88.

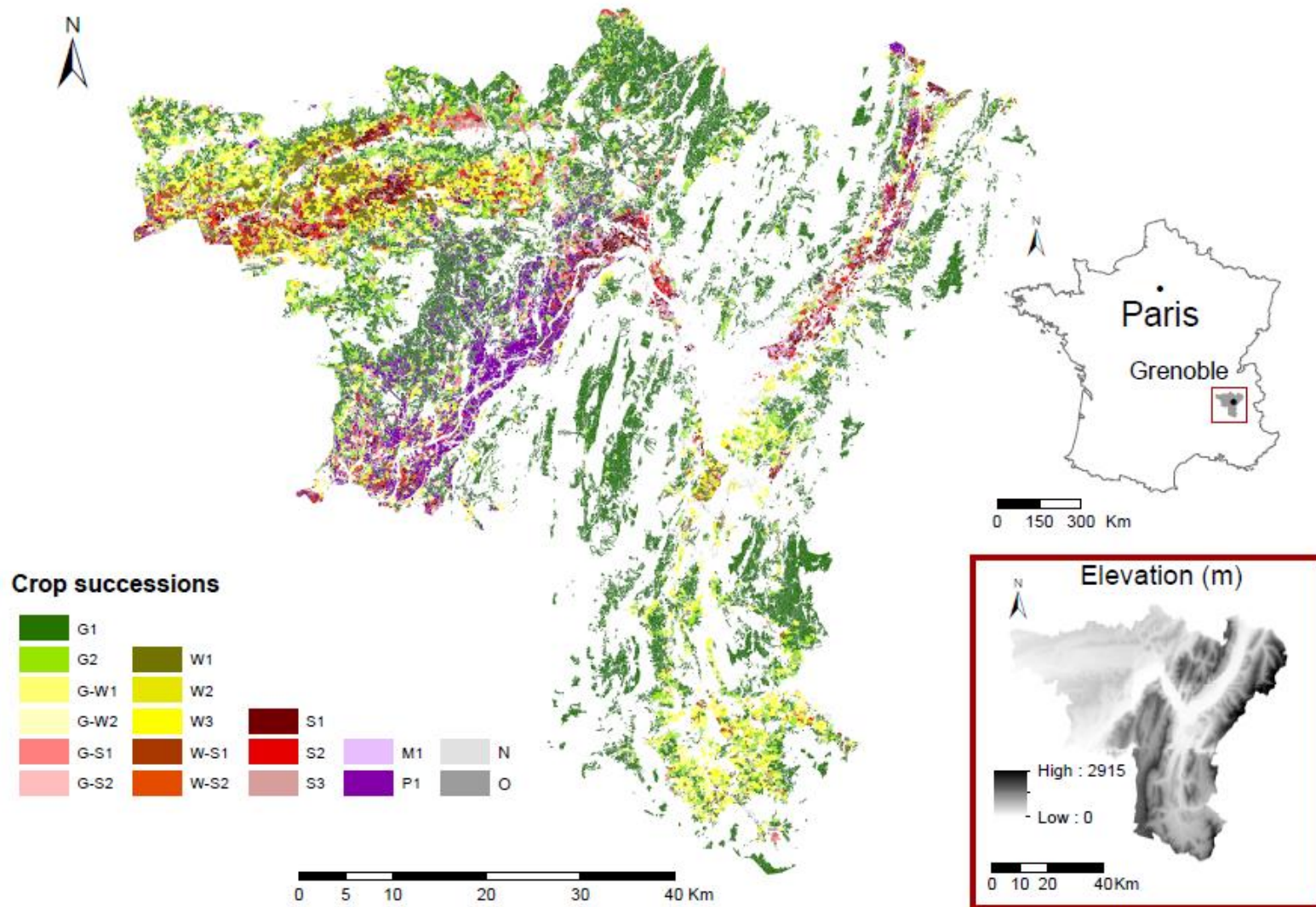


Figure 3: Agricultural successions at the parcel scale (see table 2 for successions codes correspondence). The location of our study site and the elevation map are also presented

3.2. Service of agricultural energy yield

Municipalities at lower altitude produce the highest energy yields (figure. A.4), this is consistent with our previous results showing that these are characterized by intensive agriculture based on Winter and Spring crop monocultures. Conversely, mountain municipalities produce the lowest energy yields as they are mainly characterized by grasslands. However, some lower altitude municipalities also showed low yields. Three characteristics can explain these exceptions (figure 5). First, some municipalities in the South Grésivaudan valley, in which walnut culture is dominant, have low agricultural energy yields because walnut is less productive than intensive Winter and Spring crops that usually dominate lowlands. Second, some suburban municipalities in plains have a high level of urbanization and restricted agricultural areas. In these urban areas where observed energy yields are low, the management of the few agricultural parcels nested in the peri-urban matrix depends on the choice of a very small number of farmers. Therefore, average energy yields observed in these municipalities are not necessarily representative of generic management choices in plains. Third, some municipalities also located in suburban areas cover a significant altitudinal gradient. Highly urbanized lowlands have a low contribution to municipal average yield, which is mainly driven by grasslands in higher areas. Consequently, these municipalities have energy yields comparable to those observed in mountains.

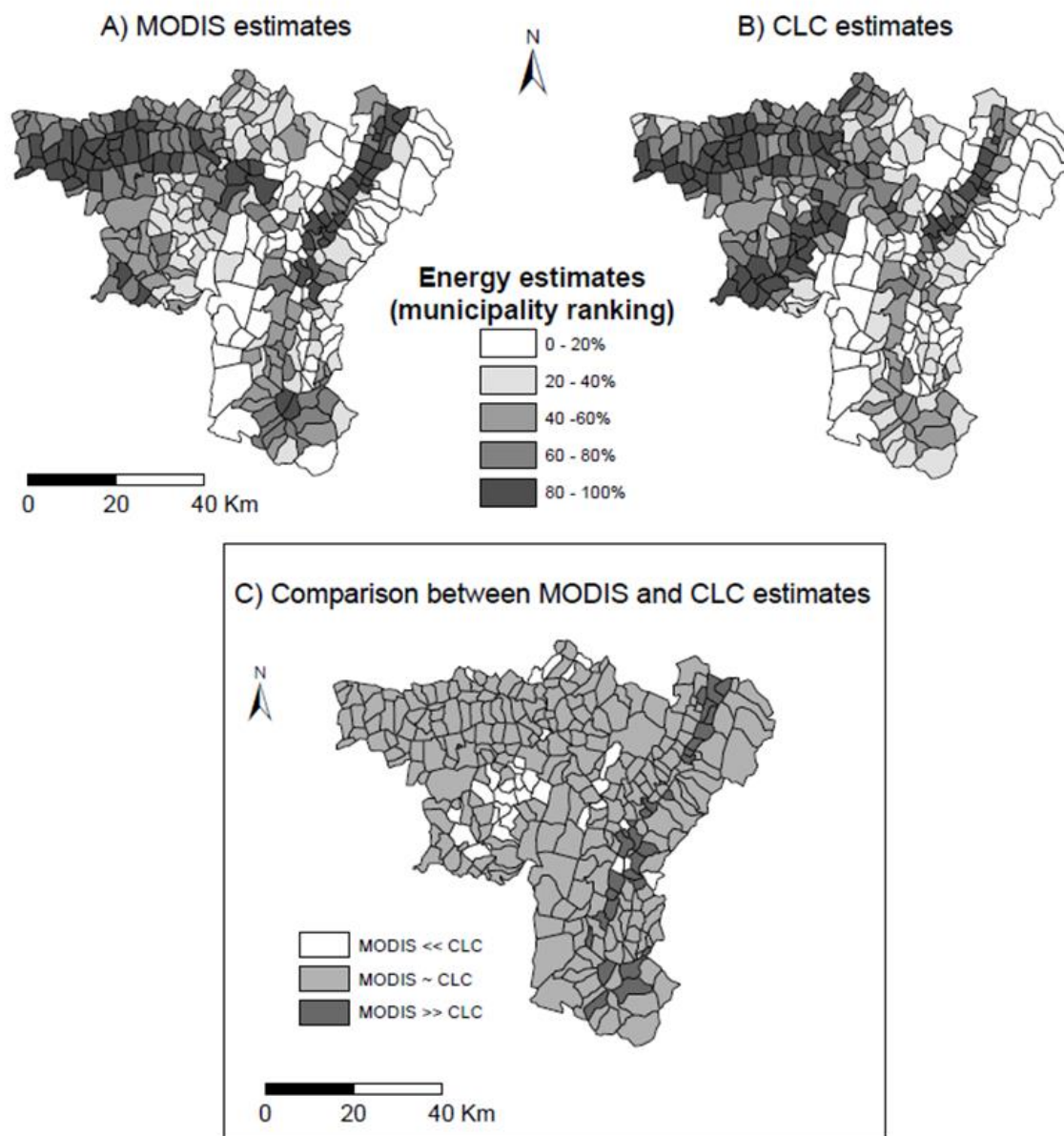


Figure 4: A) Municipality ranking based on estimates of energy production from our approach (MODIS) and B) from CLC data set. C) Comparison of energy production estimated from our approach and from CLC. Municipalities in dark grey represent the strongest underestimates (upper decile of differences) by CLC as compared to our approach; municipalities in white represent the strongest overestimates (lower decile of differences) by CLC as compared to our approach.

The map of energy yields produced from CLC data (figure B.4) shows a spatial organization comparable to that observed on the map of energy yields calculated with MODIS (figure A.4). To compare estimates of energy yield obtained through MODIS data on the one hand and through CLC data on the other hand, we used estimates from MODIS data as reference. Overall, estimates made through the CLC data tended to overestimate average energy yields (for 211 municipalities out of 31). Figure. C.4 shows that municipalities where the average energy yield is most overestimated by CLC data are mainly located in the walnut

production area and in peri-urban areas. In contrast, the estimate based on CLC data underestimates energy yields in the most productive lowland municipalities.

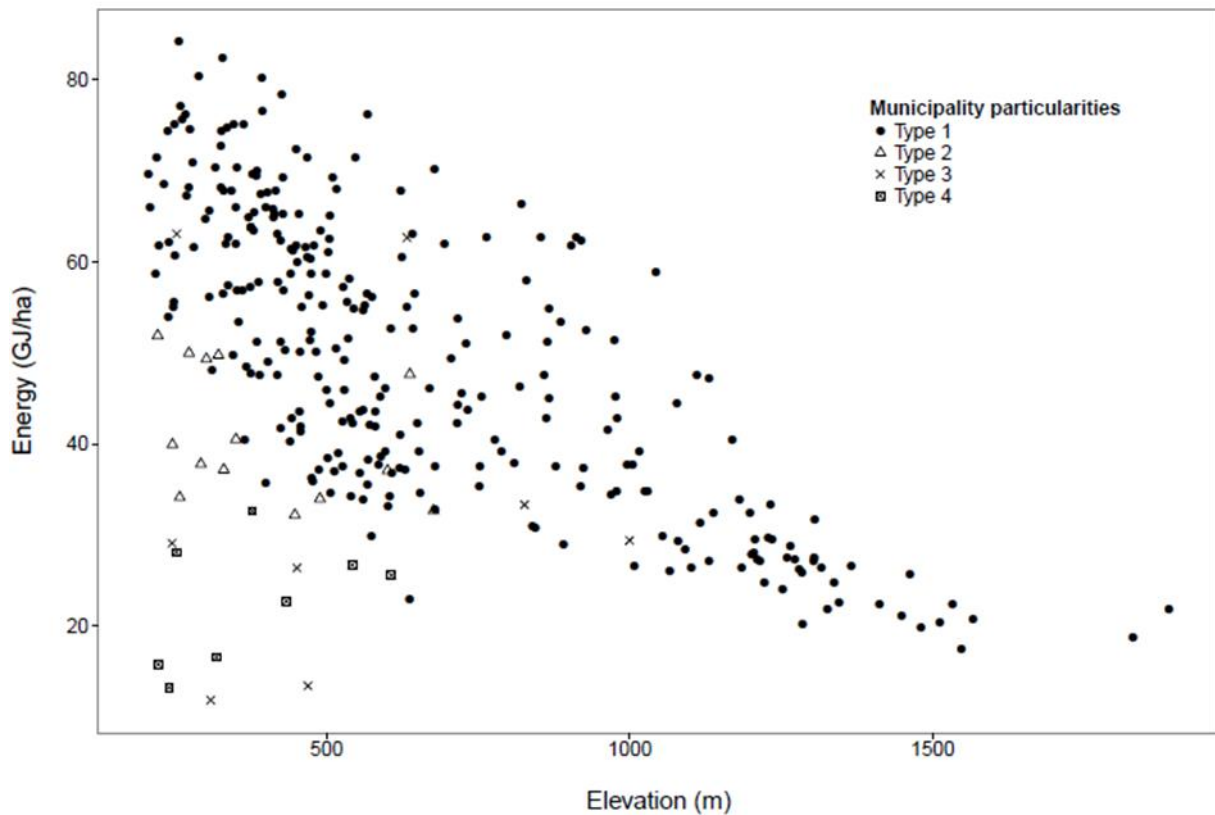


Figure 5: Relation between mean yields at municipality scale and elevation. Type 4, municipalities where walnut production covers at least 40% of the agricultural area; type 3, municipalities where agricultural lands occupy no more than 8% of the total area; type 2, municipalities under 700 of elevation and where grasslands cover at least 40% of the agricultural area; type 1, all other municipalities

Municipalities dominated by permanent crops are mainly located at low altitudes and correspond to the largest overestimates by CLC (figure. 6). In contrast, mountain municipalities dominated by grasslands form a group for which the estimates from the two sets of data are the most consistent. Municipalities dominated by arable land and located in valleys have a greater variability of differences than municipalities dominated by grasslands. Finally, municipalities dominated by heterogeneous agricultural areas in the CLC dataset, are characterized by a high variability in the differences between the two estimates.

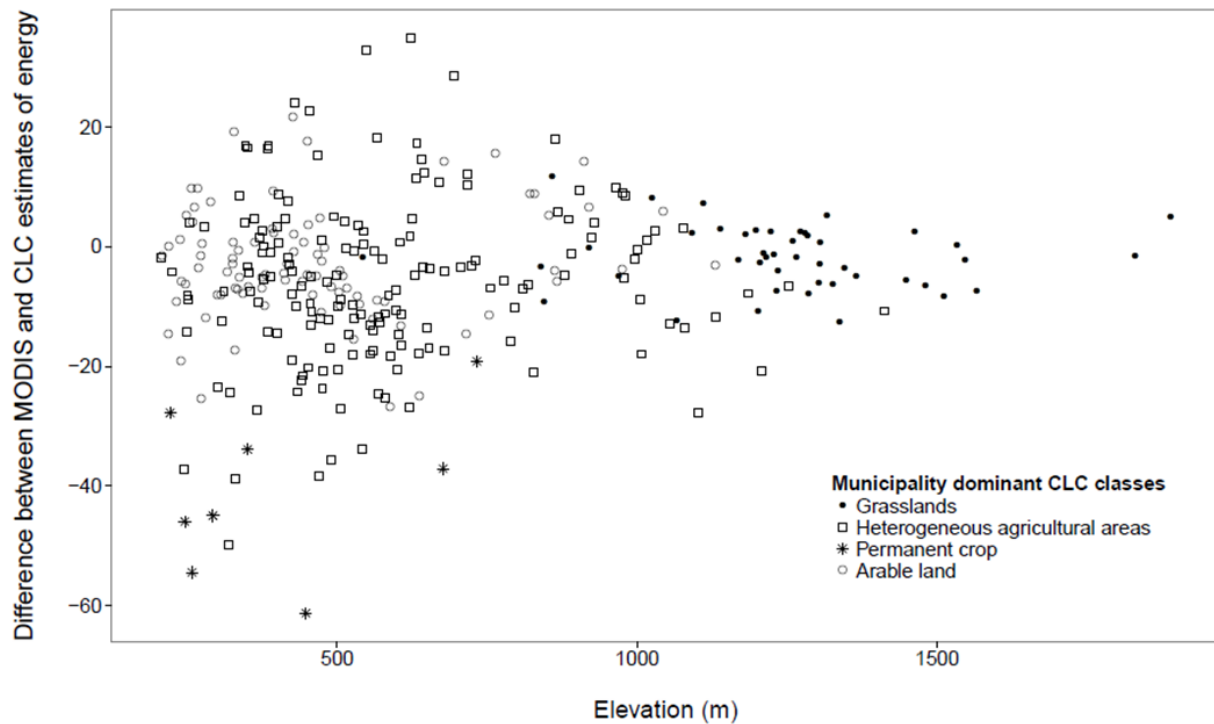


Figure 6: Relation between absolute yields difference (MODIS estimates – CLC estimates) at municipality scale and elevation regarding the dominant CLC classes

4. Discussion

4.1. Mapping agricultural land uses

We designed a method to map crop successions through remote sensing data, and applied it to an area greater than 4000km². Validation results of our MODIS classifications on an annual basis are comparable to those for other studies in more homogenous landscapes (Lunetta et al. 2010; Arvor et al. 2011). This demonstrates that MODIS is a powerful source to acquire information on agricultural lands even in regions characterized by complex spatial agricultural mosaic, as it can identify dominant farming practices. Although it is commonly recommended to use MODIS data in landscapes composed by homogenous entities of at least 25 ha, the spatial aggregation of similar agricultural land uses allowed us to obtain reliable information on dominant agricultural types despite the small size of agricultural plots in the Grenoble region.

Furthermore, our results also suggest that MODIS data are useful despite the rugged topography of the study area. Within the Grenoble region, as in all developed regions today, agricultural lands are primarily located in plains or on flat uplands. Therefore the complex topology of our study area does not constrain the interpretation of satellite data for

agricultural land use. In addition the impact of the complex topography is also limited because steep slopes are mainly dedicated to pastures which, because of their altitude, were directly classified as grasslands. Thus our approach can support the classification of agricultural land in mountain regions characterized by polyculture and livestock farming at higher altitude and dominated by grain crops in plains.

Consistent with classification at 250m resolution, intensive cropping and permanent grasslands are predicted with good accuracy at parcel level ($Kappa=0.88$). In contrast the full set of successions is validated with a low level of confidence at parcel level ($Kappa=0.39$). This suggests that our approach struggles to identify complex successions at fine scale. Two landscape characteristics explain these results: first the average size of agricultural plots with intensive practices is larger (7.2ha) than the average size of parcels managed with complex successions (4.7ha). Second, in areas under intensive practices identical successions showed a high spatial aggregation rate, which resulted in good detection capability. Conversely, despite the overall aggregation of complex successions, these are organized in a spatially heterogeneous mosaic of individual successions. The complexity of this mosaic means that there are no adjacent surfaces with homogeneous agricultural practices, which limits the quality of the downscaling. In addition to these two limitations to our downscaling approach, sectors dominated by complex agricultural practices generally contain a larger proportion of hedgerows and isolated trees than intensively farmed areas, which increases the risk of misclassification. Using high spatial resolution remote sensing data in addition of MODIS data during the classification process can overcome these issues (Busetto et al. 2008; Hwang et al. 2011). Nevertheless both the complex task of treatment of high resolution data and the high cost of this type of data seriously restrain the spatial extent on which this type of treatment could be applied.

Our classification process is based on 6 different sources of information. All information contained in these six databases is available for most of the world. Remote sensing data (MODIS and RapidEye) are available at global scale. For temperature and elevation data, we used national databases since these offer the best available information. However in areas where such databases are not available, it is possible to use global climate data sets (Hijmans et al. 2005) or remote sensing products (eg SRTM products for elevation data and MODIS data MOD11A1 for temperature) that cover all land areas. Concerning the identification of agricultural lands, we used a very high resolution map produced by a photo-interpretation approach (Vannier et al. 2016). However, there are many land cover databases (such as Corine Land Cover for the European Union) that can be used to identify agricultural

areas. Finally to validate our classification we used the national agricultural parcel spatial data base as it is freely available for France, but a validation dataset could also be created by field inventories. We therefore believe that data availability is not limiting for the implementation of our approach at other sites.

4.2. Mapping agricultural production and ecosystem services

Agriculture in the Grenoble region is highly constrained by topography. This constraint is reflected by a strong spatial partitioning of different types of agricultural land use with intensive practices in lowlands and extensive practices in mountain areas. Given this segregation, it is not surprising that estimates of agricultural energy yields made from MODIS and CLC databases show similar trends (decrease of the average energy yield along an altitudinal gradient). Thus large scale assessments of agricultural yield can confidently use the CLC dataset in the absence of more specific data even in alpine regions (Crouzat et al. 2015).

Despite these similar trends when considering the whole study area, estimates of energy yields show important quantitative differences at the municipal level. The level of agreement between the estimates appeared to vary among dominant CLC classes. Differences in consistency of estimates across CLC classes are mainly explained by the fact that CLC classes encompass multiple agricultural products; for example permanent crops encompass walnut and fruit orchards, which differ significantly in their yields expressed in energy units. Averaging different specific crop types for calculating energy yields (weighted according to the representation of every type of permanent crop at the department scale) thus generates uncertainty across land use classifications. Consequently for municipalities dominated by the CLC class meadow, which is consistent across the two classifications, differences between estimates are low. In contrast, the CLC class arable land combines several land use classes from our classification, resulting in a single average value for the CLC-based map as compared to multiple values in our map. These differences are inherent to the coarseness of the CLC data set which does not provide temporal, spatial and typological detail for agricultural areas. We therefore posit that our approach provides the best information available today to map agricultural yields at fine scale. We specifically recommend this methodology for mountain regions with complex topography, yet with clear spatial segregation of farming types. Our method is also suitable for identifying specific areas where more sophisticated treatments using high resolution remote sensing products would be warranted.

Most ecosystem services mapping approaches are supported by land cover / land use data (Lavorel et al. In review; Martínez-Harms and Balvanera 2012). Thus, in the same way that our map of agricultural land use at high spatial resolution improves the mapping of yields, this data could also support the mapping of multiple other ecosystem services and ultimately the analysis of ecosystem service bundles. In addition to provisioning services spatial information on agricultural land use at fine scale can improve the mapping of all categories of ecosystem services. Concerning regulation services, mapping water quality requires spatial information of agricultural land uses as both the diversity of land uses and the spatial structure of agricultural land are critical to nutriment leaching processes (Lautenbach et al. 2012); the same information is also relevant to mapping erosion (Panagos et al. 2015). As agricultural management strongly influences carbon storage in soil, mapping crop succession is a powerful tool to assess the capacity of agricultural land to mitigate climate change (Sperow 2016; Taghizadeh-Toosi and Olesen 2016). In addition, mapping the pollination service requires spatial land use information at fine scale as most of pollinator has a short range of action (Schulp et al. 2014; Verhagen et al. 2016). Lastly there is ample evidence that biodiversity is improved by extensive and diversified farming (Tschamntke et al. 2012). Thus using the spatial pattern of crop successions can improve the mapping of service-providing biodiversity involved in the biological control of crop pests, as well as in pollination. Lastly the recreation cultural services is also linked to spatial organization of agricultural land as the recreational value is lower in homogeneous areas with intensive practices than in areas with a diverse agricultural mosaic and extensive practices (van Zanten et al. 2016; Zoderer et al. 2016).

Acknowledgements

This study contributes to projects ESNET (Onema – French Biodiversity Foundation) and OPERAs FP7-ENV-2012- 308393. We are grateful to INRIA / STEEP team for their technical and logistical support. Authors are thankful to Baptiste Nettier and Josephine Peigné for their expertise and their advice which greatly improved our work.

5. Bibliography

- Allan E, Manning P, Alt F, et al (2015) Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecol Lett* 18:834–843. doi: 10.1111/ele.12469
- Andrew ME, Wulder MA, Nelson TA (2014) Potential contributions of remote sensing to ecosystem service assessments. *Prog Phys Geogr* 38:328–353. doi: 10.1177/0309133314528942
- Arvor D, Jonathan M, Meirelles MSP, et al (2011) Classification of MODIS EVI time series for crop mapping in the state of Mato Grosso, Brazil. *Int J Remote Sens* 32:7847–7871. doi: 10.1080/01431161.2010.531783
- Ayanu YZ, Conrad C, Nauss T, et al (2012) Quantifying and Mapping Ecosystem Services Supplies and Demands: A Review of Remote Sensing Applications. *Environ Sci Technol* 46:8529–8541. doi: 10.1021/es300157u
- Baatz M, Schäpe A (2000) Multiresolution Segmentation – an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In: *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII*, Wichmann. Heidelberg, pp 12–23
- Buck O, Millán VEG, Klink A, Pakzad K (2015) Using information layers for mapping grassland habitat distribution at local to regional scales. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation* 37:83–89. doi: 10.1016/j.jag.2014.10.012
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F (2012) Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol Indic* 21:17–29. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019
- Busetto L, Meroni M, Colombo R (2008) Combining medium and coarse spatial resolution satellite data to improve the estimation of sub-pixel NDVI time series. *Remote Sens Environ* 112:118–131. doi: 10.1016/j.rse.2007.04.004
- Caride C, Piñeiro G, Paruelo JM (2012) How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agric Ecosyst Environ* 154:23–33. doi: 10.1016/j.agee.2011.05.031
- Chen J, Jönsson P, Tamura M, et al (2004) A simple method for reconstructing a high-quality NDVI time-series data set based on the Savitzky–Golay filter. *Remote Sens Environ* 91:332–344. doi: 10.1016/j.rse.2004.03.014
- Congalton RG (1991) A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens Environ* 37:35–46. doi: 10.1016/0034-4257(91)90048-B
- Crouzat E, Mouchet M, Turkelboom F, et al (2015) Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *J Appl Ecol* 52:1145–1155. doi: 10.1111/1365-2664.12502
- Dale VH, Polasky S (2007) Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecol Econ* 64:286–296. doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.05.009
- de Araujo Barbosa CC, Atkinson PM, Dearing JA (2015) Remote sensing of ecosystem services: A systematic review. *Ecol Indic* 52:430–443. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.01.007
- Ellis EC (2015) Ecology in an anthropogenic biosphere. *Ecol Monogr* 85:287–331. doi: 10.1890/14-2274.1
- Esch T, Metz A, Marconcini M, Keil M (2014) Combined use of multi-seasonal high and medium resolution satellite imagery for parcel-related mapping of cropland and grassland. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation* 28:230–237. doi: 10.1016/j.jag.2013.12.007

- Gaba S, Lescourret F, Boudsocq S, et al (2015) Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agron Sustain Dev* 35:607–623. doi: 10.1007/s13593-014-0272-z
- Hermann A, Kuttner M, Hainz-Renetzeder C, et al (2014) Assessment framework for landscape services in European cultural landscapes: An Austrian Hungarian case study. *Ecol Indic* 37:229–240. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.01.019
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, et al (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25:1965–1978. doi: 10.1002/joc.1276
- Huete A, Didan K, Miura T, et al (2002) Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens Environ* 83:195–213. doi: 10.1016/S0034-4257(02)00096-2
- Hwang T, Song C, Bolstad PV, Band LE (2011) Downscaling real-time vegetation dynamics by fusing multi-temporal MODIS and Landsat NDVI in topographically complex terrain. *Remote Sens Environ* 115:2499–2512. doi: 10.1016/j.rse.2011.05.010
- Iverson AL, Marín LE, Ennis KK, et al (2014) Do polycultures promote win-wins or trade-offs in agricultural ecosystem services? A meta-analysis. *J Appl Ecol* 51:1593–1602. doi: 10.1111/1365-2664.12334
- Koschke L, Fürst C, Frank S, Makeschin F (2012) A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecol Indic* 21:54–66. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.12.010
- Koschke L, Fürst C, Lorenz M, et al (2013) The integration of crop rotation and tillage practices in the assessment of ecosystem services provision at the regional scale. *Ecol Indic* 32:157–171. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.03.008
- Kremen C, Miles A (2012) Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecol Soc*. doi: 10.5751/ES-05035-170440
- Kroll F, Müller F, Haase D, Fohrer N (2012) Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy* 29:521–535. doi: 10.1016/j.landusepol.2011.07.008
- Kross A, Seaquist JW, Roulet NT, et al (2013) Estimating carbon dioxide exchange rates at contrasting northern peatlands using MODIS satellite data. *Remote Sens Environ* 137:234–243. doi: 10.1016/j.rse.2013.06.014
- Kuemmerle T, Erb K, Meyfroidt P, et al (2013) Challenges and opportunities in mapping land use intensity globally. *Curr Opin Environ Sustain* 5:484–493. doi: 10.1016/j.cosust.2013.06.002
- Lautenbach S, Maes J, Kattwinkel M, et al (2012) Mapping water quality-related ecosystem services: concepts and applications for nitrogen retention and pesticide risk reduction. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag* 8:35–49. doi: 10.1080/21513732.2011.631940
- Lavorel S, Bayer A, Bondeau A, et al (In review) Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches.
- Li L, Friedl M, Xin Q, et al (2014) Mapping Crop Cycles in China Using MODIS-EVI Time Series. *Remote Sens* 6:2473–2493. doi: 10.3390/rs6032473
- Lunetta RS, Shao Y, Ediriwickrema J, Lyon JG (2010) Monitoring agricultural cropping patterns across the Laurentian Great Lakes Basin using MODIS-NDVI data. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation* 12:81–88. doi: 10.1016/j.jag.2009.11.005
- Martínez-Harms MJ, Balvanera P (2012) Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag* 8:17–25. doi: 10.1080/21513732.2012.663792
- McMaster G (1997) Growing degree-days: one equation, two interpretations. *Agric For Meteorol* 87:291–300. doi: 10.1016/S0168-1923(97)00027-0

- Panagos P, Borrelli P, Meusburger K, et al (2015) Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48:38–50. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.05.021
- Pérez-Hoyos A, Martínez B, García-Haro F, et al (2014) Identification of Ecosystem Functional Types from Coarse Resolution Imagery Using a Self-Organizing Map Approach: A Case Study for Spain. *Remote Sens* 6:11391–11419. doi: 10.3390/rs6111391
- Pérez-Soba M, Elbersen B, Kempen M, et al (2015) Agricultural biomass as provisioning ecosystem service: quantification of energy flows.
- Polychronaki A, Spindler N, Schmidt A, et al (2015) Integrating RapidEye and ancillary data to map alpine habitats in South Tyrol, Italy. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation* 37:65–71. doi: 10.1016/j.jag.2014.11.008
- Ramankutty N, Evan AT, Monfreda C, Foley JA (2008) Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000: GLOBAL AGRICULTURAL LANDS IN 2000. *Glob Biogeochem Cycles* 22:n/a–n/a. doi: 10.1029/2007GB002952
- Sahajpal R, Zhang X, Izaurralde RC, et al (2014) Identifying representative crop rotation patterns and grassland loss in the US Western Corn Belt. *Comput Electron Agric* 108:173–182. doi: 10.1016/j.compag.2014.08.005
- Schmit C, Rounsevell MDA, La Jeunesse I (2006) The limitations of spatial land use data in environmental analysis. *Environ Sci Policy* 9:174–188. doi: 10.1016/j.envsci.2005.11.006
- Schulp CJE, Alkemade R (2011) Consequences of Uncertainty in Global-Scale Land Cover Maps for Mapping Ecosystem Functions: An Analysis of Pollination Efficiency. *Remote Sens* 3:2057–2075. doi: 10.3390/rs3092057
- Schulp CJE, Lautenbach S, Verburg PH (2014) Quantifying and mapping ecosystem services: Demand and supply of pollination in the European Union. *Ecol Indic* 36:131–141. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.07.014
- Sperow M (2016) Estimating carbon sequestration potential on U.S. agricultural topsoils. *Soil Tillage Res* 155:390–400. doi: 10.1016/j.still.2015.09.006
- Spiertz H (2013) Challenges for Crop Production Research in Improving Land Use, Productivity and Sustainability. *Sustainability* 5:1632–1644. doi: 10.3390/su5041632
- Syswerda SP, Robertson GP (2014) Ecosystem services along a management gradient in Michigan (USA) cropping systems. *Agric Ecosyst Environ* 189:28–35. doi: 10.1016/j.agee.2014.03.006
- Taghizadeh-Toosi A, Olesen JE (2016) Modelling soil organic carbon in Danish agricultural soils suggests low potential for future carbon sequestration. *Agric Syst* 145:83–89. doi: 10.1016/j.agry.2016.03.004
- Tappeiner U, Borsdorf A, Tasser E (2008) Mapping the Alps, Spektrum akademischer verlag.
- Tscharntke T, Clough Y, Wanger TC, et al (2012) Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biol Conserv* 151:53–59. doi: 10.1016/j.biocon.2012.01.068
- Ungaro F, Zasada I, Piore A (2014) Mapping landscape services, spatial synergies and trade-offs. A case study using variogram models and geostatistical simulations in an agrarian landscape in North-East Germany. *Ecol Indic* 46:367–378. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.06.039
- van Zanten BT, Zasada I, Koetse MJ, et al (2016) A comparative approach to assess the contribution of landscape features to aesthetic and recreational values in agricultural landscapes. *Ecosyst Serv* 17:87–98. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.11.011

- Vannier C, Lefebvre J, Longaretti P-Y, Lavorel S (2016) Patterns of landscape change in a rapidly urbanizing mountain region. In press.
- Verburg PH, van de Steeg J, Veldkamp A, Willemen L (2009) From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *J Environ Manage* 90:1327–1335. doi: 10.1016/j.jenvman.2008.08.005
- Verhagen W, Van Teeffelen AJA, Baggio Compagnucci A, et al (2016) Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. *Landsc Ecol* 31:1457–1479. doi: 10.1007/s10980-016-0345-2
- Wardlow BD, Egbert SL (2008) Large-area crop mapping using time-series MODIS 250 m NDVI data: An assessment for the U.S. Central Great Plains. *Remote Sens Environ* 112:1096–1116. doi: 10.1016/j.rse.2007.07.019
- Wu Z, Thenkabail PS, Mueller R, et al (2014) Seasonal cultivated and fallow cropland mapping using MODIS-based automated cropland classification algorithm. *J Appl Remote Sens* 8:83685. doi: 10.1117/1.JRS.8.083685
- Zhang J, Wang T, Ge J (2015a) Assessing Vegetation Cover Dynamics Induced by Policy-Driven Ecological Restoration and Implication to Soil Erosion in Southern China. *PLOS ONE* 10:e0131352. doi: 10.1371/journal.pone.0131352
- Zhang X, Izaurralde RC, Manowitz DH, et al (2015b) Regional scale cropland carbon budgets: Evaluating a geospatial agricultural modeling system using inventory data. *Environ Model Softw* 63:199–216. doi: 10.1016/j.envsoft.2014.10.005
- Zoderer BM, Tasser E, Erb K-H, et al (2016) Identifying and mapping the tourists' perception of cultural ecosystem services: A case study from an Alpine region. *Land Use Policy* 56:251–261. doi: 10.1016/j.landusepol.2016.05.004

Web references

<http://www.georhonealpes.fr> (accessed 20-09-2016)

<http://geosud.teledetection.fr/> (accessed 20-09-2016)

<https://lpdaac.usgs.gov> (accessed 20-09-2016)

Quatrième chapitre

Apports de la télédétection à la cartographie des services écosystémiques

Contexte du quatrième chapitre

Dans le chapitre précédent nous avons illustré comment les données de télédétection pouvaient être mobilisées pour cartographier l'occupation et l'utilisation des sols agricoles. A la fin de ce travail j'ai souhaité approfondir les autres utilisations potentielles des données de télédétection pour cartographier les SE. L'objectif initial était de conduire une analyse bibliographique qui serait intégrée à la discussion de thèse. En effet, je suis persuadé que l'analyse des données de télédétection va jouer un grand rôle dans les années à venir et il m'a semblé important de dédier un chapitre de thèse pour détailler ces perspectives (figure I).

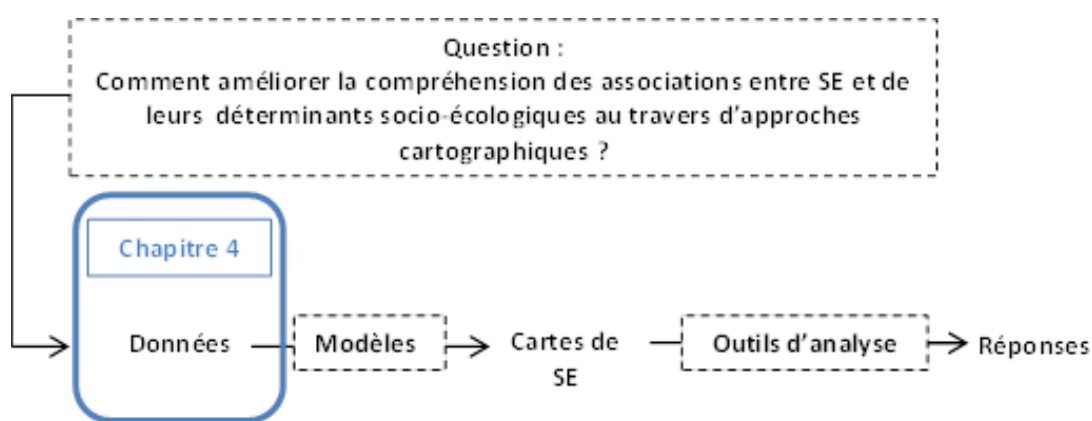


Figure I : Place du chapitre 4 dans l'organisation de la thèse

Les données de télédétection peuvent apporter une grande diversité d'informations sur le fonctionnement et l'état des écosystèmes. En parallèle, les modèles de cartographie de SE les plus récents – en particulier les modèles basés sur traits fonctionnels et les modèles basés sur les processus – requièrent une grande quantité de données. Cependant, ces données ne sont pas disponibles pour la plupart des zones du globe. Pour cette raison la télédétection constitue une source précieuse d'informations permettant de répondre aux besoins grandissants des modèles de SE.

Dans les dernières années plusieurs travaux bibliographiques ont exploré les rôles effectifs et potentiels des données de télédétection dans la cartographie des SE. Mais à notre connaissance aucun de ces travaux ne considère explicitement les besoins des modélisateurs de SE. Dans le quatrième et dernier chapitre de ma thèse nous proposons une étude bibliographique construite sur une approche en deux étapes. Dans la première étape nous analysons les besoins des modélisateurs de SE. Enfin, dans un second temps, nous mettons en relation ces besoins avec les réponses que peuvent apporter les données de télédétection. Nous

pensons que ce travail est complémentaire des travaux bibliographiques précédents et favorisera l'utilisation des données de télédétection dans les études de cartographie de SE.

Nous envisageons d'enrichir la bibliographie présentée dans le chapitre 4 avec les articles cités dans une récente revue¹² afin de proposer une communication dans une revue scientifique¹³. Un tableau de synthèse mettant en relation les variables de mesure des SE avec les méthodes de télédétection est également en préparation.

¹² Lavorel, S., et al., « Pathways to Bridge the Biophysical Realism Gap in Ecosystem Services Mapping Approaches », *Ecological Indicators* 74 (mars 2017): 241-60, doi:10.1016/j.ecolind.2016.11.015.

¹³ **Lasseur, R.**, Crouzat, E, Vannier, C., Bartholomée, O., Mouchet, M., Lavorel, S. Remote Sensing and Ecosystem Services Mapping: a synthetic approach to support ES modelers, In prep.

1. Introduction

Ecosystem services (ES) mapping has experienced a growing interest for more than a decade (Fisher et al. 2009). Over large spatial extents, ES maps contribute to define environmental management policies (Maes et al. 2012), while for smaller extents there are strong expectations from decision makers for developing decision support tools based on relevant biophysical information (de Groot et al. 2010; Martínez-Harms et al. 2015). To meet these needs, maps that faithfully represent ecosystems and related ES are required.

To date, most models used to map ES are based on Land Use and Land Cover maps (LULC) (Martínez-Harms and Balvanera 2012; Englund et al. 2017). A common approach is to attribute a unique ES value per land cover class for each ES considered (known as the look up table approach; Burkhard et al. 2012). This value is sometimes spatially modulated by factors such as elevation, climate or ecoregion (Crossman et al. 2013; Martínez-Harms et al. 2016; Lavorel et al. 2017). Such models rely on simplifying assumptions concerning ecological processes that support ES supply. For example, species composition, soil quality, water quality and numerous socio-ecological variables also determine ES provision, resulting in high uncertainties in the ES maps produced (Eigenbrod et al. 2010). Improving the realism of models, as well as of input datasets, and reducing their uncertainties is a main concern on the ES research community (Seppelt et al. 2011; Dong et al. 2015; Martínez-Harms et al. 2016; Englund et al. 2017), prompting rapid progress in ES modelling. In particular they aim to better integrate ecological processes, which is necessary for the realism and relevance of ES models (Lavorel et al. 2017). However, taking into account biophysical flows and cycles remains challenging and leads to an increasing need for spatially explicit data (Paruelo et al. 2016).

Remote sensing (RS) can provide explicit spatial data over large spatial areas from satellite or airborne sensors. Compared to field measurements, fast data acquisition and low cost of some RS products have promoted the use of this data in a great variety of domains requiring environmental data, and for diverse spatial extents (Kerr and Ostrovsky 2003; Rose et al. 2015; Barrett et al. 2016). Concerning ES mapping, RS is a major data source used to produce LULC maps. However LULC maps are a discretization of the earth surface into few classes, while remote sensing approaches can provide more direct and quantitative information about ecosystems properties and functions (Andrew et al., 2014).

Several reviews already described and highlighted the actual and potential contribution of RS to ES mapping (Ayanu et al. 2012; Andrew et al. 2014; de Araujo Barbosa et al. 2015).

But, despite a growing number of studies using RS to map ES in the past decade (de Araujo Barbosa et al. 2015), the potential of RS remains largely underexploited. This gap is partly due to a lack of knowledge sharing between the remote sensing and ES mapping communities (Andrew et al. 2014).

In this paper, we detail RS applications to terrestrial ES mapping with a particular emphasis on ES modelers needs. We focus on input data currently required to model ES spatial distribution. Our goal is to enhance the access of these model inputs by highlighting the potential uses of RS data. To do so our approach is structured around three questions:

- Which variables are accounted for in existing ES models?
- What is the potential of RS approaches for informing these variables?
- What are the main promising developments and the main limits that ES modelers can expect from RS products in the next decade?

We review the ES mapping literature to identify needs of ES modelers. Then, we link these needs and RS capacities. Finally, we discuss which remote sensing approaches are most promising for ES mapping in the coming years.

The spatial and the typological improvements of LULC maps is an active domain of research which greatly benefits ES mapping (Corbane et al. 2015; Galbraith et al. 2015; Gómez et al. 2016; Verhagen et al. 2016). However we limit our review to the less investigated question of RS approaches directly involved in ES modeling, putting aside RS approaches for the production of LULC maps.

2. Study design

To tackle the diversity of variables currently used as input to map ES we studied the 170 papers recently reviewed by Englund et al (2017). We consider that this analysis of literature published in peer-reviewed journal presents the state-of-the-art of ES mapping research. As we were interested in potential RS applications, we excluded papers that exclusively rely on social evaluations, resulting in a selection of 111 papers from which we identified RS needs of ES modelers.

We identified input variables used to map ES from the selected papers. Given the large diversity of ES we selected those most frequently mapped according to Martínez-Harms and Balvanera (2012), Malinga et al. (2015) and Englund et al. (2017) . We studied 10 ES

distributed among the three ES categories from the CICES classifications (Haines-Young and Potschin 2013). Provisioning ES included agricultural production and timber production; regulating ES included pollination, climate regulation, water quantity, water quality, erosion and flood regulation. In addition we analyzed two cultural ES: landscape aesthetics and outdoor recreation. Finally, we focused on input variables that currently are, or that have the potential to be measured by RS (Ayanu et al. 2012; Andrew et al. 2014; de Araujo Barbosa et al. 2015). These variables are used to map ES but not necessarily alone.

3. Remote sensing principles

There are two broad types of remote sensing sensors: passive and active sensors (Lillesand et al. 2004; Borengasser et al. 2008). With passive sensors, the intensity of electromagnetic energy reflected or emitted by the earth is used to define characteristics of its surface. Multispectral sensors, which represent the majority of satellite sensors, acquire information on a limited number of spectral bands. More recently hyperspectral sensors were launched. They measure reflectance in a large number of wavelengths with small bandwidths, which increases the ability to infer earth surface properties from RS data (Borengasser et al. 2008). Data acquisition from passive RS sensors mostly depends on solar light or thermal radiations, and is consequently constrained by cloud cover and night (Lillesand et al. 2004; Borengasser et al. 2008). Active sensors emit signal either in radio wavelengths (RADAR) or in laser wavelengths (LiDAR). Here, the time spent between signal emission and reception informs about properties of the earth surface. Contrary to passive remote sensing approaches, active remote sensing does not depend on solar radiation, thus data acquisition is not limited by night or cloudy weather (Campbell and Wynne 2011). However, heavy rainfall events can prevent measurements by active sensors as the emitted signal is backscattered by water (Lillesand et al. 2004).

A large number of sensors have been developed to meet the demand for RS data. Each sensor is defined by several characteristics which determine the suitability of its data to achieve specific goals. Among major properties of sensors, the spatial resolution (i.e. pixel size) defines the smallest area for which data is acquired (Borengasser et al. 2008; Campbell and Wynne 2011). Likewise, the temporal resolution defines the time span between two observations of the same location by satellite sensors (Campbell and Wynne 2011). Spectral resolution defines the width and the number of bands acquired by the sensor across the

electromagnetic spectrum. Finally the image footprint defines the spatial extent considered by one scene. There is often a compromise between these properties for example the spatial resolutions of satellite sensors often decrease as revisit time increase (Huang et al. 2013). Data from the MODIS sensor are characterized by a short temporal resolution (1 or 2 days depending on the area of interest) and a moderate spatial resolution (250m to 1km depending on the spectral bands). In comparison, LandSat 7 data have a finer spatial resolution (30m) but a longer temporal resolution (16 days), making difficult the observation of dynamic processes such as vegetation phenology. To overcome this limitation and combine the advantages of different sensors, data from diverse sensors can be used simultaneously (Campbell and Wynne 2011; Ghassemian 2016). As an example, MODIS and LandSat data are commonly combined to deduce vegetation phenology at fine spatial resolution (Huang et al. 2013; Walker et al. 2014; Gao et al. 2017). Also the constellation of satellite sensors recently launched such as RapidEye or Sentinel 2 offers data at high spatial resolution with short revisit time.

RS data are used to characterize properties of the earth surface over extents ranging from the leaf to the globe (Kennedy et al. 2014). Depending on spatial extent, this data can be acquired using a field spectroradiometer, an airborne device or a satellite sensor. Several studies describe the link between spatial extents, suitability of RS data and the types of ES models (Homolová et al. 2013; Lavorel et al. 2017). For small extents, RS data with high spatial resolution allow detailed description of plant characteristics and can be used as input in trait-based ES models. At larger extent, ES models based on spatial distribution of habitats and species (i.e. phenomenological and macroecological models) can use moderate resolution RS data to define landscape structure. Whatever the extent, RS data can be used to scale-up field measurements or to inform ES models based on the description of ecological processes (i.e. proxy-based and full process based models), but extent always constrains the level of detail of RS data.

4. Current use of RS data in ES mapping and future opportunities

Our analysis suggests that variables which can be measured by RS are used to map the majority of selected ES, except cultural ES and pollination (table 1). However, in the reviewed literature only five studies used RS approaches directly to map ES. In this section we describe the variables listed in table 1 and RS methods that can be used to measure them.

Table 1: variables used to map ES and which can be measured by RS according the reviewed literature

	Provision		Regulating				
	Timber	Agricultural production	Climate regulation	Water quantity	Water quality	Erosion	Flood regulation
Biomass	(Grêt-Regamey et al. 2008, 2013)	(Lavorel et al. 2011; Gos and Lavorel 2012)	(Bailey et al. 2006; Nelson et al. 2008, 2009; Crossman et al. 2010; Bai et al. 2011; Chan et al. 2011; Polasky et al. 2012; Goldstein et al. 2012; Johnson et al. 2012; Jackson et al. 2013; Schirpke et al. 2013; Qiu and Turner 2013; Jiang et al. 2013; Trabucchi et al. 2013; Grêt-Regamey et al. 2013; Bagstad et al. 2014; Meyer et al. 2015; Hashimoto et al. 2015; Blumstein and Thompson 2015; Ai et al. 2015)			(Kirkby et al. 2008; Milodowski et al. 2015)	
Vegetation structure	(Briner et al. 2012; Grêt-Regamey et al. 2013)		(Nelson et al. 2008; Crossman et al. 2010)			(Bai et al. 2011; Band et al. 2012; Jackson et al. 2013; Bagstad et al. 2014; Milodowski et al. 2015; Terribile et al. 2015)	(Bagstad et al. 2014)
Vegetation cover	(Grêt-Regamey et al. 2008)		(Bagstad et al. 2014)		(Nelson et al. 2009)	(Bai et al. 2011; Jackson et al. 2013; Bagstad et al. 2014; Milodowski et al. 2015; Terribile et al. 2015)	(Bagstad et al. 2014)
Vegetation composition		(Lavorel et al. 2011; Gos and Lavorel 2012)		(Fohrer et al. 2005; Dripps and Bradbury 2007; Bai et al. 2011; Kroll et al. 2012; Koschke et al. 2013; Quintas-Soriano et al. 2014; Meyer et al. 2015; Hashimoto et al. 2015)	(Bai et al. 2011; Polasky et al. 2012; La Notte et al. 2012; Hoyer and Chang 2014; Meyer et al. 2015)		
Soil composition and Soil structure			(Bailey et al. 2006; Nelson et al. 2008, 2009; Bai et al. 2011; Chan et al. 2011; Polasky et al. 2012; Gos and Lavorel 2012; Jackson et al. 2013; Qiu and Turner 2013; Jiang et al. 2013; Bagstad et al. 2014; Castro et al. 2014; Lu et al. 2015; Meyer et al. 2015; Blumstein and Thompson 2015; Ai et al. 2015; Ottoy et al. 2015)	(Fohrer et al. 2005; Dripps and Bradbury 2007; Qiu and Turner 2013; Quintas-Soriano et al. 2014)	(Nelson et al. 2009; Goldstein et al. 2012; Qiu and Turner 2013; Glendell et al. 2014; Hoyer and Chang 2014; Barclay et al. 2015)	(Kirkby et al. 2008; Nelson et al. 2009; Bai et al. 2011; Jackson et al. 2013; Qiu and Turner 2013; Bagstad et al. 2014)	(Jackson et al. 2013; Bagstad et al. 2014; Blumstein and Thompson 2015)

Biomass is defined here as the mass of live plant tissue. In ES mapping studies this parameter is used as proxy for timber production (Grêt-Regamey et al. 2008) and fodder production (Gos and Lavorel 2012) as it informs on the amount of plant material available for human exploitation. At the same time, through photosynthesis, plants capture and store atmospheric carbon. Thus above and belowground biomass are frequently used to estimate the amount of carbon stored in vegetation (Grêt-Regamey et al. 2013). In addition, plant canopies limit the intensity of rainfall reaching the ground and plant rooting systems maintain soil particles. For these reasons biomass is also used to estimate the participation of vegetation to the mitigation of surface runoff so as to map erosion control (Kirkby et al. 2008).

Above-ground biomass can be measured by RS using data from multispectral sensors. Plant canopy reflectance spectra exhibit strong absorption in red and large reflectance in near infrared wavelengths (Lillesand et al. 2004). Vegetation indices (VI) such as NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) or EVI (Enhanced Vegetation Index) are based on these spectral characteristics and are used to estimate aerial biomass of open and forest areas (Guay et al. 2014; Tramontana et al. 2015). Multispectral bands can be also used directly in empirical models (such as Random Forest statistical models) to estimate above ground biomass (Avitabile et al. 2012). In the case of provisioning ES provided by crop and grasslands, time series are commonly used to improve estimates of biomass and conversion to agricultural yields (Sakamoto et al. 2013; Gao et al. 2017). However, this multispectral information, based on passive sensors, characterizes only the upper stratum of vegetation. This limits the accuracy of biomass estimates in areas characterized by multi-layer or dense vegetation cover, such as forests (Lu et al. 2016). In these areas, data from active sensors, and in particular LiDAR, are increasingly used to measure biomass as they can estimate forest volume (Zolkos et al. 2013; Lu et al. 2016). This approach is developed in the following section because, in this case, biomass is estimated from information about vegetation structure.

In addition to aerial biomass, mapping climate regulation requires quantifying below-ground biomass. Remote sensing approaches cannot give direct estimates of this biomass. However below-ground biomass of forest can be estimated from aerial biomass using allometric relationships (Yang and Luo 2011; Hui et al. 2014).

Characteristics of *vegetation structure*, such as tree height, description of vegetation strata and leaf area index (LAI) are used to map several ES. Tree height and tree density are linked to the amount of plant material which stocks carbon and that can be harvested by human. Thus, these variables are used to estimate timber supply (Briner et al. 2012) and

climate regulation by forest (Crossman et al. 2010). For the same reason, information on vegetation structure (tree height, tree density, LAI) is frequently used to improve biomass estimates. The Universal Soil Loss Equation (USLE) or similar equations are frequently used to estimate erosion control. USLE takes into account the capacity of vegetation to retain soil particles and mitigate surface runoff. This capacity is linked to vegetation structure and in particular to the diversity of vegetation strata, vegetation height and LAI (Bai et al. 2011; Band et al. 2012). The same structural information is used to map vegetation contribution to control flood (Bagstad et al. 2014).

Wavelengths emitted by active sensors (RADAR and LiDAR) are not limited to the upper vegetation layer and can be used to describe vegetation structure, i.e. tree height (Caughlin et al. 2016), vegetation strata (Castillo et al. 2012) and tree density (Lu 2006). LAI can be estimated using LIDAR (Luo et al. 2015) or multispectral data since VI indices are often correlated to LAI (Kross et al. 2015). However VI indices tend to saturate in dense vegetation covers making LiDAR data more valid for estimating LAI in these areas.

Like biomass and vegetation structure, *vegetation cover*, defined as the proportion of a given area covered by vegetation, is linked to the quantity of plant material on the earth surface. Consequently this variable is used to map timber production (Grêt-Regamey et al. 2008) and climate regulation (Bagstad et al. 2014). Vegetation cover contributes to mitigating rainfall intensity on the ground and surface runoff, making this variable useful to map erosion control and flood regulation (Bai et al. 2011; Bagstad et al. 2014). Besides vegetation cover is used to map water quality regulation as an indicator of macro-nutrient filtration capacity (such as N and P) by plants (Nelson et al. 2009).

The above- described RS approaches applied to estimate biomass and vegetation structure can be used to map vegetation cover. Vegetation indices measuring green vegetation (such as NDVI) based on multi-spectral data are largely used for this purpose (Jiapaer et al. 2011; Yang 2014; Lawley et al. 2016). However they often only consider green biomass, ignoring senescent vegetation, which can be a limit for estimating erosion control (Yang 2014). Two options are frequently used to overcome this limit. First, Spectral mixture analysis is used to estimate the proportion of ground cover by soil, green vegetation and non-photosynthetic material (de Asis and Omasa 2007; Jiapaer et al. 2011). Second, vegetation indices accounting for non-photosynthetic vegetation (such as Cellulose Absorption Index or Non Photo-synthetic Vegetation index) can also be used (Guerschman et al. 2009).

Lavorel et al. 2011 used *vegetation functional properties* to map fodder production and forage quality, based on the effects of leaf chemistry (e.g. nitrogen concentration) and

plant height. Also, the water content of vegetation influences evapotranspiration and has been used to estimate water supply (Hashimoto et al. 2015) and water quality regulation (Hoyer and Chang 2014).

Water content in plant biomass can be measured with multi-spectral data due to absorbance patterns of water in the near infrared region (Gao 1996). LiDAR and RADAR wavelengths, which are highly sensitive to water, have also been used to estimate water content (Zhu et al. 2017). Leaf nutrient concentrations, particularly nitrogen concentration, can be estimated from hyper-spectral data. A variety of wavelengths in red-edge, near infrared and short wave infrared have been used to detect leaf nitrogen with promising results (Homolová et al. 2013). Some studies report a positive correlation between nitrogen concentration and near infrared reflectance, suggesting that multi-spectral data could be used to estimate nitrogen concentration (Ollinger et al. 2008), but these results are subject to debate (Knyazikhin et al. 2013). As for nitrogen, RS estimations of phosphorus concentration are based on hyper-spectral data (Mutanga and Kumar 2007). Some authors are critical concerning the quality of phosphorus estimates by RS (Axelsson et al. 2013; Homolová et al. 2013). Indeed, current RS methods face difficulties for adequately capturing the weak signal related to overall low concentrations of phosphorus in leaves. Thus, the operational potential of RS to inform ES models on concentration of phosphorus in vegetation remains uncertain.

Data on *soil composition and structure* are used to model several ES. The nitrogen and phosphorus content in soil is used to model water quality as it contributes to identifying sources of water contamination (Glendell et al. 2014). Besides, as a large amount of carbon is stored in soil, its organic matter content is used as indicator of soil carbon content to model climate regulation (Ottoy et al. 2015). Some authors also used data on soil organic matter to estimate soil erodibility, which is an input variable of erosion control models (Qiu and Turner 2013). Soil texture is also used as indicator of soil erodibility (Bai et al. 2011). In addition soil water content is involved for mapping water quantity (Qiu and Turner 2013) and flood regulation (Bagstad et al. 2014).

RS approaches can be used to obtain information on soil composition and structure. However measures of soil characteristics from RS data suffer from some limits. First, passive RS approaches are limited by vegetation canopy and can be applied to retrieve soil characteristics only on bare soil. Second, RS data contain information only about the soil surface. As soil characteristics greatly vary among soil strata, RS data are strongly limited to infer overall soil properties. Nevertheless optical RS can be used in some conditions such as bare soils in agricultural fields, and active RS can be used in forest areas to estimate soil

characteristics. As for vegetation, soil water content can be estimated from multi spectral RS, passive-microwave radiometer (Pan et al. 2014) or RADAR data. Soil nutrients (nitrogen and Phosphorus) are estimated from hyperspectral RS data. Soil organic matter has been measured with hyperspectral data. In addition, soil texture can be estimated by multispectral RS as reflectance increases when particle size decreases (Okin and Painter, 2004).

We described the capacity of RS to inform on ecosystem states. In addition to these measures, some ES models use data on ecosystem processes such as net primary production or evapotranspiration. Based on methods described above, RS can be used to get spatially continuous estimations of these processes.

5. Discussion

Our analysis shows that the direct use of remote sensing remains occasional and exclusively dedicated to production of LULC maps. This is consistent with Andrew et al. (2015) who concluded that ES mapping methods are mainly based on already existing RS datasets such as LULC and soil maps, digital elevation models (DEM) and climatic data. However we have highlighted how RS approaches can contribute to mapping the majority of ES studied. Thus we advocate for the integration of the growing amount of data from RS approaches in ES models (Ayanu et al. 2012; Andrew et al. 2014; de Araujo Barbosa et al. 2015).

In the reviewed literature we did not identify variable used to map cultural ES and pollination that could be provided by RS approaches. To date, mapping cultural ES such as aesthetic and outdoor activities is often based on the spatial organization of landscapes (Schirpke et al. 2016). This information is commonly calculated from land cover data, which we excluded from our analysis. The same observation is also true for mapping pollination. Pollination models can use fine information about distributions of plant species. However, to date, RS data are not suited to determine directly plant composition and are more likely used as input in species distribution modeling to characterize the ecological niches (Andrew et al. 2014). However improvement of sensors and RS methods continuously increase our capacity of ecosystem observation. For example, Sentinel 2 satellites which are recently launched by the ESA (European Spatial Agency), capture earth image at 10m of spatial resolution with a revisit time spanning between 2 and 5 days depending on the latitudes considered. This

combination of high spatial resolution and short revisit time open new opportunities which were not possible to date with freely available data.

There are two main approaches to link RS data and earth surface properties: physically-based models and empirical models (Liang 2004). Physical methods (such as radiative transfer models) are based on in-depth understanding of light absorption and scattering to infer causal relationships between spectral properties and characteristics of the target surface. Consequently these models are complex and require a high level of expertise. In contrast, empirical models are built on statistical relationships between RS data and earth properties which are not necessarily based on causal relationships. In general, empirical models use field measurements to establish the link between RS data and ecosystem properties. However some studies also use high resolution RS data instead of field measurements. For example Caughlin et al. (2016) used a generalized linear model to link high resolution LiDAR data with Landsat data and thus extrapolate tree height over large areas. Due to their relative simplicity compared to physical models, empirical models are widespread to predict ecosystem properties from RS data.

According to (Homolová et al. 2014) there are three main sources of uncertainties associated to empirical models: the quality of RS data, the relevance of statistical models and finally the quality of sampling for field measurements. The first source of uncertainty is related to the complex task of image correction (e.g. atmospheric, radiometric and topographic corrections) and removing of noisy pixels (Lu et al., 2006). However there is a growing availability of turnkey RS data that are pre-corrected. Despite some debate about the quality of these pre-treatments, these data are widely used with satisfying results. The two other sources of uncertainty, i.e. the quality of statistical models and the sampling quality are commonly addressed within the ES research community. We thus suggest that empirical models coupling field measurement and RS data are one of the most promising approaches to map ES at local and regional level. These approaches can in particular support the development of trait-based models as upscaling plant traits from field measurements to larger spatial extent is challenging (Abelleira Martínez et al. 2016). Empirical models could also be profitable for proxy-based models, macro-ecological models and full process-based models as they can produce new proxy to map ES, variables that define ecological niches (which are used in macro-ecological models), and to quantify ecosystem processes.

However, empirical models have some well-known drawbacks. First, empirical models are based on statistical relationships to predict ecosystem properties from RS data. These relations are often site- and time-specific, which can limit the use of empirical models

over large spatial extents. In addition, the use of RS data on large spatial extents requires a high level of expertise to manage large datasets and to ensure comparability among images when multiple images are needed to cover the area studied. Moreover some RS data such as LiDAR and RADAR often require expert treatment before use. Beyond these technical difficulties, the acquisition of RS data from active sensors or from high resolution sensors is often associated to substantial costs. Solutions can be found for all of these limitations, for example the use of physical models instead empirical models can help to generalize over large spatial extents the relationship between RS data and earth properties. However these solutions have to be studied on a case-by-case basis and require specific expertise. Thus, in line with previous studies, we advocate for more collaborations between the ES mapping and remote sensing communities (Andrew et al., 2014).

The estimation of the uncertainty of ES models and the validation of ES maps are rare (Seppelt et al. 2011). Lack of spatial data for validation is often reported to explain this weakness. In this paper we have highlighted that RS data is an appropriate indicator for many ecosystem properties, and sometimes directly for ES supply (Ayanu et al. 2012; Homolová et al. 2013; Andrew et al. 2014; Homolová et al. 2014), which makes RS data valuable to map many ES. For the same reason RS data can be highly useful to validate ES models that do not use them as input data (i.e. the vast majority of ES models).

6. Bibliography

- Abelleira Martínez OJ, Fremier AK, Günter S, et al (2016) Scaling up functional traits for ecosystem services with remote sensing: concepts and methods. *Ecol Evol* 6:4359–4371. doi: 10.1002/ece3.2201
- Ai J, Sun X, Feng L, et al (2015) Analyzing the spatial patterns and drivers of ecosystem services in rapidly urbanizing Taihu Lake Basin of China. *Front Earth Sci* 9:531–545. doi: 10.1007/s11707-014-0484-1
- Andrew ME, Wulder MA, Nelson TA (2014) Potential contributions of remote sensing to ecosystem service assessments. *Prog Phys Geogr* 38:328–353. doi: 10.1177/0309133314528942
- Andrew ME, Wulder MA, Nelson TA, Coops NC (2015) Spatial data, analysis approaches, and information needs for spatial ecosystem service assessments: a review. *GIScience Remote Sens* 52:344–373. doi: 10.1080/15481603.2015.1033809
- Avitabile V, Baccini A, Friedl MA, Schmullius C (2012) Capabilities and limitations of Landsat and land cover data for aboveground woody biomass estimation of Uganda. *Remote Sens Environ* 117:366–380. doi: 10.1016/j.rse.2011.10.012
- Axelsson C, Skidmore AK, Schlerf M, et al (2013) Hyperspectral analysis of mangrove foliar chemistry using PLSR and support vector regression. *Int J Remote Sens* 34:1724–1743. doi: 10.1080/01431161.2012.725958
- Ayanu YZ, Conrad C, Nauss T, et al (2012) Quantifying and Mapping Ecosystem Services Supplies and Demands: A Review of Remote Sensing Applications. *Environ Sci Technol* 46:8529–8541. doi: 10.1021/es300157u
- Bagstad KJ, Villa F, Batker D, et al (2014) From theoretical to actual ecosystem services: mapping beneficiaries and spatial flows in ecosystem service assessments. *Ecol Soc*. doi: 10.5751/ES-06523-190264
- Bai Y, Zhuang C, Ouyang Z, et al (2011) Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. *Ecol Complex* 8:177–183. doi: 10.1016/j.ecocom.2011.01.007
- Bailey N, Lee JT, Thompson S (2006) Maximising the natural capital benefits of habitat creation: Spatially targeting native woodland using GIS. *Landsc Urban Plan* 75:227–243. doi: 10.1016/j.landurbplan.2005.03.004
- Band LE, Hwang T, Hales TC, et al (2012) Ecosystem processes at the watershed scale: Mapping and modeling ecohydrological controls of landslides. *Geomorphology* 137:159–167. doi: 10.1016/j.geomorph.2011.06.025
- Barclay JR, Anderson TR, Archibald JA, Walter MT (2015) Modeling denitrification in an agricultural catchment in Central New York. *Sustain Water Qual Ecol* 5:49–63. doi: 10.1016/j.swaqe.2014.12.007
- Barrett F, McRoberts RE, Tomppo E, et al (2016) A questionnaire-based review of the operational use of remotely sensed data by national forest inventories. *Remote Sens Environ* 174:279–289. doi: 10.1016/j.rse.2015.08.029
- Blumstein M, Thompson JR (2015) Land-use impacts on the quantity and configuration of ecosystem service provisioning in Massachusetts, USA. *J Appl Ecol* 52:1009–1019. doi: 10.1111/1365-2664.12444
- Borengasser M, Hungate WS, Watkins RL (2008) *Hyperspectral remote sensing: principles and applications*. CRC Press, Boca Raton, FL

- Briner S, Elkin C, Huber R, Grêt-Regamey A (2012) Assessing the impacts of economic and climate changes on land-use in mountain regions: A spatial dynamic modeling approach. *Agric Ecosyst Environ* 149:50–63. doi: 10.1016/j.agee.2011.12.011
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F (2012) Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol Indic* 21:17–29. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019
- Campbell JB, Wynne RH (2011) *Introduction to remote sensing*, 5th ed. Guilford Press, New York
- Castillo M, Rivard B, Sánchez-Azofeifa A, et al (2012) LIDAR remote sensing for secondary Tropical Dry Forest identification. *Remote Sens Environ* 121:132–143. doi: 10.1016/j.rse.2012.01.012
- Castro AJ, Verburg PH, Martín-López B, et al (2014) Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. *Landsc Urban Plan* 132:102–110. doi: 10.1016/j.landurbplan.2014.08.009
- Caughlin TT, Rifai SW, Graves SJ, et al (2016) Integrating LiDAR-derived tree height and Landsat satellite reflectance to estimate forest regrowth in a tropical agricultural landscape. *Remote Sens Ecol Conserv* 2:190–203. doi: 10.1002/rse2.33
- Chan JC-W, Beckers P, Canters F, et al (2011) Mapping natura 2000 heathland in Belgium - an evaluation of ensemble classifiers for spaceborne angular CHRIS/Proba imagery. *IEEE*, pp 2757–2760
- Corbane C, Lang S, Pipkins K, et al (2015) Remote sensing for mapping natural habitats and their conservation status – New opportunities and challenges. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation* 37:7–16. doi: 10.1016/j.jag.2014.11.005
- Crossman ND, Burkhard B, Nedkov S, et al (2013) A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst Serv* 4:4–14. doi: 10.1016/j.ecoser.2013.02.001
- Crossman ND, Connor JD, Bryan BA, et al (2010) Reconfiguring an irrigation landscape to improve provision of ecosystem services. *Ecol Econ* 69:1031–1042. doi: 10.1016/j.ecolecon.2009.11.020
- de Araujo Barbosa CC, Atkinson PM, Dearing JA (2015) Remote sensing of ecosystem services: A systematic review. *Ecol Indic* 52:430–443. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.01.007
- de Asis AM, Omasa K (2007) Estimation of vegetation parameter for modeling soil erosion using linear Spectral Mixture Analysis of Landsat ETM data. *ISPRS J Photogramm Remote Sens* 62:309–324. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2007.05.013
- de Groot RS, Alkemade R, Braat L, et al (2010) Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol Complex* 7:260–272. doi: 10.1016/j.ecocom.2009.10.006
- Dong M, Bryan BA, Connor JD, et al (2015) Land use mapping error introduces strongly-localised, scale-dependent uncertainty into land use and ecosystem services modelling. *Ecosyst Serv* 15:63–74. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.07.006
- Dripps WR, Bradbury KR (2007) A simple daily soil–water balance model for estimating the spatial and temporal distribution of groundwater recharge in temperate humid areas. *Hydrogeol J* 15:433–444. doi: 10.1007/s10040-007-0160-6
- Eigenbrod F, Armsworth PR, Anderson BJ, et al (2010) The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *J Appl Ecol* 47:377–385. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x
- Englund O, Berndes G, Cederberg C (2017) How to analyse ecosystem services in landscapes—A systematic review. *Ecol Indic* 73:492–504. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.10.009
- Fisher B, Turner RK, Morling P (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol Econ* 68:643–653. doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014

- Fohrer N, Haverkamp S, Frede H-G (2005) Assessment of the effects of land use patterns on hydrologic landscape functions: development of sustainable land use concepts for low mountain range areas. *Hydrol Process* 19:659–672. doi: 10.1002/hyp.5623
- Galbraith SM, Vierling LA, Bosque-Pérez NA (2015) Remote Sensing and Ecosystem Services: Current Status and Future Opportunities for the Study of Bees and Pollination-Related Services. *Curr For Rep* 1:261–274. doi: 10.1007/s40725-015-0024-6
- Gao B (1996) NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sens Environ* 58:257–266. doi: 10.1016/S0034-4257(96)00067-3
- Gao F, Anderson MC, Zhang X, et al (2017) Toward mapping crop progress at field scales through fusion of Landsat and MODIS imagery. *Remote Sens Environ* 188:9–25. doi: 10.1016/j.rse.2016.11.004
- Ghassemian H (2016) A review of remote sensing image fusion methods. *Inf Fusion* 32:75–89. doi: 10.1016/j.inffus.2016.03.003
- Glendell M, Granger SJ, Bol R, Brazier RE (2014) Quantifying the spatial variability of soil physical and chemical properties in relation to mitigation of diffuse water pollution. *Geoderma* 214–215:25–41. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.10.008
- Goldstein JH, Caldarone G, Duarte TK, et al (2012) Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proc Natl Acad Sci* 109:7565–7570. doi: 10.1073/pnas.1201040109
- Gómez C, White JC, Wulder MA (2016) Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review. *ISPRS J Photogramm Remote Sens* 116:55–72. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2016.03.008
- Gos P, Lavorel S (2012) Stakeholders' expectations on ecosystem services affect the assessment of ecosystem services hotspots and their congruence with biodiversity. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag* 8:93–106. doi: 10.1080/21513732.2011.646303
- Grêt-Regamey A, Bebi P, Bishop ID, Schmid WA (2008) Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. *J Environ Manage* 89:197–208. doi: 10.1016/j.jenvman.2007.05.019
- Grêt-Regamey A, Brunner SH, Altwegg J, Bebi P (2013) Facing uncertainty in ecosystem services-based resource management. *J Environ Manage* 127:S145–S154. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.07.028
- Guay KC, Beck PSA, Berner LT, et al (2014) Vegetation productivity patterns at high northern latitudes: a multi-sensor satellite data assessment. *Glob Change Biol* 20:3147–3158. doi: 10.1111/gcb.12647
- Guerschman JP, Hill MJ, Renzullo LJ, et al (2009) Estimating fractional cover of photosynthetic vegetation, non-photosynthetic vegetation and bare soil in the Australian tropical savanna region upscaling the EO-1 Hyperion and MODIS sensors. *Remote Sens Environ* 113:928–945. doi: 10.1016/j.rse.2009.01.006
- Haines-Young R, Potschin M (2013) CICES V4.3 – Revised report prepared following consultation on CICES Version 4, August-December 2012.
- Hashimoto S, Nakamura S, Saito O, et al (2015) Mapping and characterizing ecosystem services of social–ecological production landscapes: case study of Noto, Japan. *Sustain Sci* 10:257–273. doi: 10.1007/s11625-014-0285-1
- Homolová L, Malenovský Z, Clevers JGPW, et al (2013) Review of optical-based remote sensing for plant trait mapping. *Ecol Complex* 15:1–16. doi: 10.1016/j.ecocom.2013.06.003

- Homolová L, Schaepman ME, Lamarque P, et al (2014) Comparison of remote sensing and plant trait-based modelling to predict ecosystem services in subalpine grasslands. *Ecosphere* 5:art100. doi: 10.1890/ES13-00393.1
- Hoyer R, Chang H (2014) Assessment of freshwater ecosystem services in the Tualatin and Yamhill basins under climate change and urbanization. *Appl Geogr* 53:402–416. doi: 10.1016/j.apgeog.2014.06.023
- Huang B, Zhang H, Song H, et al (2013) Unified fusion of remote-sensing imagery: generating simultaneously high-resolution synthetic spatial–temporal–spectral earth observations. *Remote Sens Lett* 4:561–569. doi: 10.1080/2150704X.2013.769283
- Hui D, Wang J, Shen W, et al (2014) Near Isometric Biomass Partitioning in Forest Ecosystems of China. *PLoS ONE* 9:e86550. doi: 10.1371/journal.pone.0086550
- Jackson B, Pagella T, Sinclair F, et al (2013) Polyscape: A GIS mapping framework providing efficient and spatially explicit landscape-scale valuation of multiple ecosystem services. *Landsc Urban Plan* 112:74–88. doi: 10.1016/j.landurbplan.2012.12.014
- Jiang M, Bullock JM, Hooftman DAP (2013) Mapping ecosystem service and biodiversity changes over 70 years in a rural English county. *J Appl Ecol* 50:841–850. doi: 10.1111/1365-2664.12093
- Jiapaer G, Chen X, Bao A (2011) A comparison of methods for estimating fractional vegetation cover in arid regions. *Agric For Meteorol* 151:1698–1710. doi: 10.1016/j.agrformet.2011.07.004
- Johnson KA, Polasky S, Nelson E, Pennington D (2012) Uncertainty in ecosystem services valuation and implications for assessing land use tradeoffs: An agricultural case study in the Minnesota River Basin. *Ecol Econ* 79:71–79. doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.04.020
- Kennedy RE, Andréfouët S, Cohen WB, et al (2014) Bringing an ecological view of change to Landsat-based remote sensing. *Front Ecol Environ* 12:339–346. doi: 10.1890/130066
- Kerr JT, Ostrovsky M (2003) From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends Ecol Evol* 18:299–305. doi: 10.1016/S0169-5347(03)00071-5
- Kirkby MJ, Irvine BJ, Jones RJA, et al (2008) The PESERA coarse scale erosion model for Europe. I. - Model rationale and implementation. *Eur J Soil Sci* 59:1293–1306. doi: 10.1111/j.1365-2389.2008.01072.x
- Knyazikhin Y, Schull MA, Stenberg P, et al (2013) Hyperspectral remote sensing of foliar nitrogen content. *Proc Natl Acad Sci* 110:E185–E192. doi: 10.1073/pnas.1210196109
- Koschke L, Fürst C, Lorenz M, et al (2013) The integration of crop rotation and tillage practices in the assessment of ecosystem services provision at the regional scale. *Ecol Indic* 32:157–171. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.03.008
- Kroll F, Müller F, Haase D, Fohrer N (2012) Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy* 29:521–535. doi: 10.1016/j.landusepol.2011.07.008
- Kross A, McNairn H, Lapen D, et al (2015) Assessment of RapidEye vegetation indices for estimation of leaf area index and biomass in corn and soybean crops. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation* 34:235–248. doi: 10.1016/j.jag.2014.08.002
- La Notte A, Maes J, Grizzetti B, et al (2012) Spatially explicit monetary valuation of water purification services in the Mediterranean bio-geographical region. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag* 8:26–34. doi: 10.1080/21513732.2011.645557
- Lavorel S, Bayer A, Bondeau A, et al (2017) Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. *Ecol Indic* 74:241–260. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.11.015

- Lavorel S, Grigulis K, Lamarque P, et al (2011) Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services: Plant functional traits and provision of multiple ecosystem services. *J Ecol* 99:135–147. doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x
- Lawley V, Lewis M, Clarke K, Ostendorf B (2016) Site-based and remote sensing methods for monitoring indicators of vegetation condition: An Australian review. *Ecol Indic* 60:1273–1283. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.03.021
- Liang S (2004) Quantitative remote sensing of land surfaces. Wiley-Interscience, Hoboken, N.J
- Lillesand TM, Kiefer RW, Chipman JW (2004) Remote sensing and image interpretation, 5th ed. Wiley, New York
- Lu D (2006) The potential and challenge of remote sensing- based biomass estimation. *Int J Remote Sens* 27:1297–1328. doi: 10.1080/01431160500486732
- Lu D, Chen Q, Wang G, et al (2016) A survey of remote sensing-based aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems. *Int J Digit Earth* 9:63–105. doi: 10.1080/17538947.2014.990526
- Lu N, Akujärvi A, Wu X, et al (2015) Changes in soil carbon stock predicted by a process-based soil carbon model (Yasso07) in the Yanhe watershed of the Loess Plateau. *Landsc Ecol* 30:399–413. doi: 10.1007/s10980-014-0132-x
- Luo S, Wang C, Pan F, et al (2015) Estimation of wetland vegetation height and leaf area index using airborne laser scanning data. *Ecol Indic* 48:550–559. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.09.024
- Maes J, Paracchini ML, Zulian G, et al (2012) Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biol Conserv* 155:1–12. doi: 10.1016/j.biocon.2012.06.016
- Malinga R, Gordon LJ, Jewitt G, Lindborg R (2015) Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosyst Serv* 13:57–63. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.01.006
- Martínez-Harms MJ, Balvanera P (2012) Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag* 8:17–25. doi: 10.1080/21513732.2012.663792
- Martinez-Harms MJ, Bryan BA, Balvanera P, et al (2015) Making decisions for managing ecosystem services. *Biol Conserv* 184:229–238. doi: 10.1016/j.biocon.2015.01.024
- Martínez-Harms MJ, Quijas S, Merenlender AM, Balvanera P (2016) Enhancing ecosystem services maps combining field and environmental data. *Ecosyst Serv* 22:32–40. doi: 10.1016/j.ecoser.2016.09.007
- Meyer MA, Chand T, Priess JA (2015) Comparing Bioenergy Production Sites in the Southeastern US Regarding Ecosystem Service Supply and Demand. *PLOS ONE* 10:e0116336. doi: 10.1371/journal.pone.0116336
- Milodowski DT, Mudd SM, Mitchard ETA (2015) Erosion rates as a potential bottom-up control of forest structural characteristics in the Sierra Nevada Mountains. *Ecology* 96:31–38. doi: 10.1890/14-0649.1
- Mutanga O, Kumar L (2007) Estimating and mapping grass phosphorus concentration in an African savanna using hyperspectral image data. *Int J Remote Sens* 28:4897–4911. doi: 10.1080/01431160701253253
- Nelson E, Mendoza G, Regetz J, et al (2009) Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front Ecol Environ* 7:4–11. doi: 10.1890/080023

- Nelson E, Polasky S, Lewis DJ, et al (2008) Efficiency of incentives to jointly increase carbon sequestration and species conservation on a landscape. *Proc Natl Acad Sci* 105:9471–9476. doi: 10.1073/pnas.0706178105
- Ollinger SV, Richardson AD, Martin ME, et al (2008) Canopy nitrogen, carbon assimilation, and albedo in temperate and boreal forests: Functional relations and potential climate feedbacks. *Proc Natl Acad Sci* 105:19336–19341. doi: 10.1073/pnas.0810021105
- Ottoy S, Beckers V, Jacxsens P, et al (2015) Multi-level statistical soil profiles for assessing regional soil organic carbon stocks. *Geoderma* 253–254:12–20. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.04.001
- Pan M, Sahoo AK, Wood EF (2014) Improving soil moisture retrievals from a physically-based radiative transfer model. *Remote Sens Environ* 140:130–140. doi: 10.1016/j.rse.2013.08.020
- Paruelo JM, Texeira M, Staiano L, et al (2016) An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecol Indic* 71:145–154. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.06.054
- Polasky S, Johnson K, Keeler B, et al (2012) Are investments to promote biodiversity conservation and ecosystem services aligned? *Oxf Rev Econ Policy* 28:139–163. doi: 10.1093/oxrep/grs011
- Qiu J, Turner MG (2013) Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *Proc Natl Acad Sci* 110:12149–12154. doi: 10.1073/pnas.1310539110
- Quintas-Soriano C, Castro AJ, García-Llorente M, et al (2014) From supply to social demand: a landscape-scale analysis of the water regulation service. *Landsc Ecol* 29:1069–1082. doi: 10.1007/s10980-014-0032-0
- Rose RA, Byler D, Eastman JR, et al (2015) Ten ways remote sensing can contribute to conservation: Conservation Remote Sensing Questions. *Conserv Biol* 29:350–359. doi: 10.1111/cobi.12397
- Sakamoto T, Gitelson AA, Arkebauer TJ (2013) MODIS-based corn grain yield estimation model incorporating crop phenology information. *Remote Sens Environ* 131:215–231. doi: 10.1016/j.rse.2012.12.017
- Schirpke U, Leitinger G, Tasser E, et al (2013) Multiple ecosystem services of a changing Alpine landscape: past, present and future. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag* 9:123–135. doi: 10.1080/21513732.2012.751936
- Schirpke U, Timmermann F, Tappeiner U, Tasser E (2016) Cultural ecosystem services of mountain regions: Modelling the aesthetic value. *Ecol Indic* 69:78–90. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.04.001
- Seppelt R, Dormann CF, Eppink FV, et al (2011) A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead: Priorities for ecosystem service studies. *J Appl Ecol* 48:630–636. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x
- Terribile F, Agrillo A, Bonfante A, et al (2015) A Web-based spatial decision supporting system for land management and soil conservation. *Solid Earth* 6:903–928. doi: 10.5194/se-6-903-2015
- Trabucchi M, Comín FA, O’Farrell PJ (2013) Hierarchical priority setting for restoration in a watershed in NE Spain, based on assessments of soil erosion and ecosystem services. *Reg Environ Change* 13:911–926. doi: 10.1007/s10113-012-0392-4
- Tramontana G, Ichii K, Camps-Valls G, et al (2015) Uncertainty analysis of gross primary production upscaling using Random Forests, remote sensing and eddy covariance data. *Remote Sens Environ* 168:360–373. doi: 10.1016/j.rse.2015.07.015

- Verhagen W, Van Teeffelen AJA, Baggio Compagnucci A, et al (2016) Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. *Landsc Ecol* 31:1457–1479. doi: 10.1007/s10980-016-0345-2
- Walker JJ, de Beurs KM, Wynne RH (2014) Dryland vegetation phenology across an elevation gradient in Arizona, USA, investigated with fused MODIS and Landsat data. *Remote Sens Environ* 144:85–97. doi: 10.1016/j.rse.2014.01.007
- Yang X (2014) Deriving RUSLE cover factor from time-series fractional vegetation cover for hillslope erosion modelling in New South Wales. *Soil Res* 52:253. doi: 10.1071/SR13297
- Yang Y, Luo Y (2011) Isometric biomass partitioning pattern in forest ecosystems: evidence from temporal observations during stand development: Biomass partitioning over age sequence. *J Ecol* no-no. doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01774.x
- Zhu X, Wang T, Skidmore AK, et al (2017) Canopy leaf water content estimated using terrestrial LiDAR. *Agric For Meteorol* 232:152–162. doi: 10.1016/j.agrformet.2016.08.016
- Zolkos SG, Goetz SJ, Dubayah R (2013) A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using lidar remote sensing. *Remote Sens Environ* 128:289–298. doi: 10.1016/j.rse.2012.10.017

Discussion générale

Comprendre et représenter les processus d'association entre de multiple SE est un enjeu majeur des travaux de cartographie des SE. Dans de nombreuses études la notion de bouquets de SE est utilisée pour rendre compte des associations entre SE et de la multifonctionnalité¹⁴ des écosystèmes (Queiroz et al. 2015; Crouzat et al. 2015; Mouchet et al. 2017). Ces travaux traduisent la notion de bouquets de SE par une approche en deux étapes. La première étape consiste à déterminer les profils types de fourniture de multiple SE. La seconde étape classe les entités spatiales (pixels, polygones) en fonction de leur proximité avec les profils identifiés dans la première étape (Mouchet et al. 2014). Cette approche traduit fidèlement la définition de bouquets de SE dont la pierre angulaire est l'existence de profils types de fourniture de SE bien différenciés les uns des autres et répétables dans l'espace (Raudsepp-Hearne et al. 2010).

A ma connaissance et jusqu'à présent, la majorité des études utilisant une approche par bouquets de SE était conduite en considérant simultanément différentes classes d'occupation – à minima les milieux ouverts et les milieux fermés (Queiroz et al. 2015; Crouzat et al. 2015; Meacham et al. 2016; Mouchet et al. 2017). Dans ces approches l'opposition forte entre les SE fournis par les milieux ouverts et ceux fournis par les milieux fermés (notamment la production de bois et la production agricole) permet d'obtenir, en général, des patrons spatiaux proches de ceux observés dans les cartes d'occupation des sols (Vannier et al. 2017). Cette adéquation spatiale entre les bouquets de SE et les grandes classes d'occupation des sols a été le support de discussions sur la multifonctionnalité des écosystèmes et sur les processus majeurs qui régissent la distribution spatiale des SE (i.e. les changements d'occupation des sols). Sur la base de ces premiers travaux, une partie de la recherche sur la cartographie des SE s'oriente actuellement vers une compréhension plus fine de la distribution spatiale des SE et des processus socio-écologiques qui la dirigent (Spake et al. In Review; Hamann et al. 2015; Meacham et al. 2016). Mes travaux de thèse s'inscrivent dans cette dynamique et ont pour objectif d'identifier les limites et les leviers méthodologiques actuellement disponibles pour identifier les processus socio-écologiques qui dirigent les associations entre SE au-delà des variations dues aux différentes classes d'occupation des sols. A ce titre, mon travail consiste à étudier les implications du changement de niveau de compréhension des associations de SE depuis la compréhension dans la globalité du paysage vers une

¹⁴ La multifonctionnalité est ici définie comme la capacité des écosystèmes à fournir simultanément une diversité plus ou moins grande de SE (Mouchet et al. 2014).

compréhension au sein des différentes entités constituant le paysage (classe d'occupation des sols).

Les résultats de ma thèse montrent que ce changement de niveau doit être accompagné par une évolution des outils d'analyse et des cartes de SE jusqu'à présent mobilisés pour comprendre les niveaux supérieurs (figure 1). Cette évolution requiert, notamment, une grande quantité de données sur les propriétés des écosystèmes. Dans ce contexte mon travail illustre également le rôle potentiel des données de télédétection pour faire face au besoin grandissant de données spatialement explicites.

La discussion de thèse est organisée en deux parties. Dans la première partie je m'interroge sur la pertinence de l'utilisation de la notion de bouquets pour comprendre finement les processus d'associations entre SE. Pour enrichir ce questionnement je propose une analyse critique des bouquets de SE au regard des nouvelles approches par réseau de SE. Je discute également les principaux obstacles posés par l'analyse des congruences spatiales dans l'étude des processus qui dirigent les associations entre SE. Enfin, dans la seconde partie je souligne les limites des données de SE mobilisées dans les travaux de ma thèse. En effet, après avoir détaillé les sources majeures d'incertitudes dans les cartes de SE je reconnais un besoin urgent de validation.

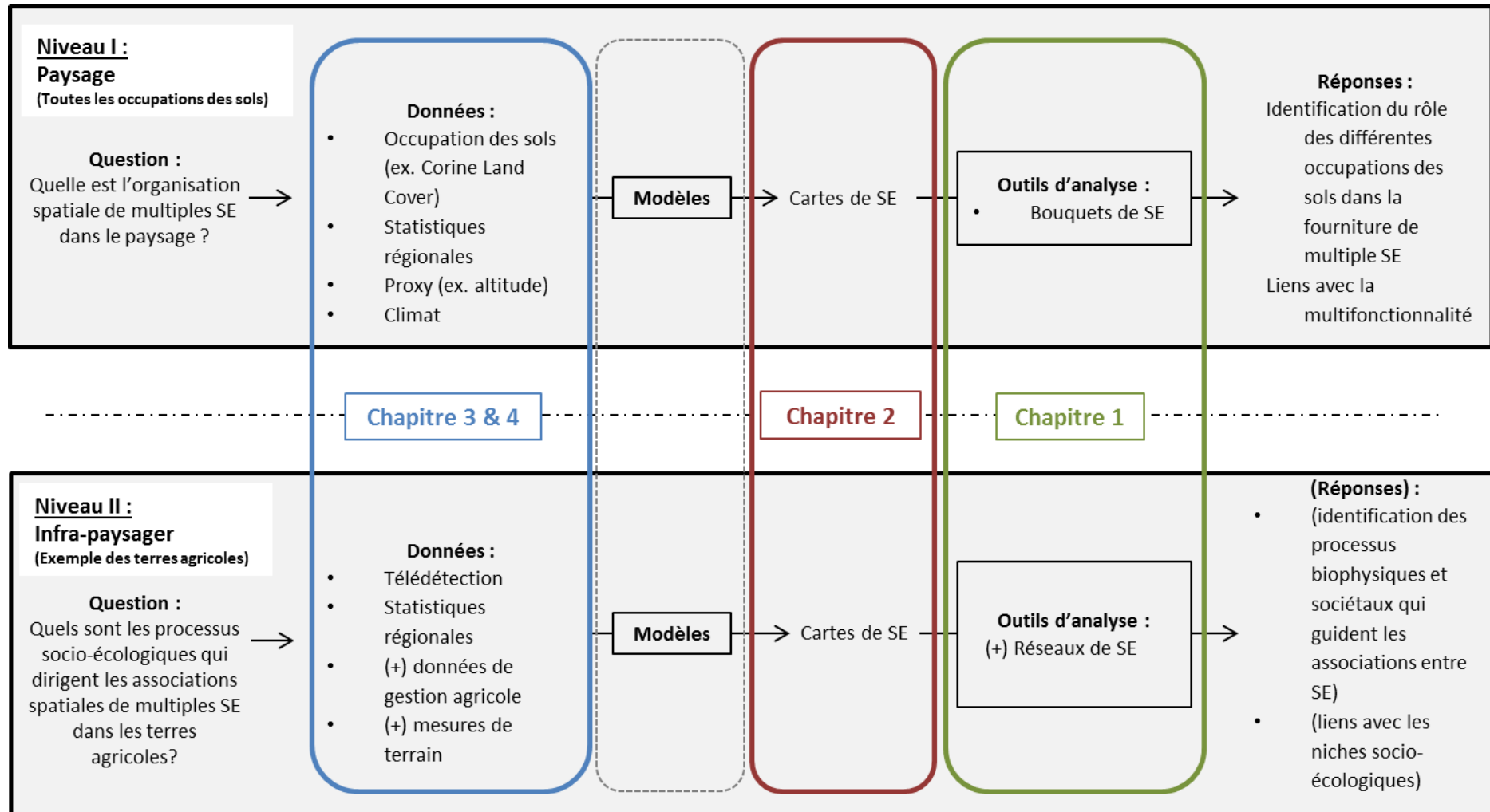


Figure 1 : Enseignements issus des différents travaux de thèse dans un contexte de compréhension à plusieurs niveaux.

1. Caractérisation des associations entre SE : outils d'analyse

1.1. Bouquets de SE et alternatives

Dans le premier chapitre de ma thèse, nous avons étudié les associations spatiales entre cinq SE fournis par les terres agricoles (i.e. production agricole, régulation du climat, régulation des crues, contrôle biologique des ravageurs et pollinisation) au niveau de l'ancienne région Rhône-Alpes (NUTS FR71). Au travers de ce travail nous avons montré que la notion de bouquets ne semble pas optimale pour décrire les associations spatiales de ces SE. En particulier, par la comparaison de SE deux à deux nous révélons que les SE ne s'associent pas dans un cadre contraint par des synergies ou des compromis forts. Nous avons souligné qu'il existe, pour chaque paire de SE, une large gamme d'associations possibles. Dès lors, l'extension des comparaisons par paires de SE à un plus grand nombre de SE ne conduit pas à l'apparition d'un nombre réduit de profils types. D'un point de vue statistique, l'absence de ces profils type et de groupes dans la structure initiale des données de SE empêche l'identification de bouquets de SE robustes (Panayirci and Dubes 1983).

L'approche par bouquets de SE traite de la complexité des associations entre de multiple SE par le biais d'une réduction de la variabilité : la diversité des associations observées est réduite à un nombre restreint d'associations types (Legendre et al. 1998; Borcard et al. 2011). A ce titre, les bouquets présentent un fort intérêt pour décrire les paysages dans lesquels la fourniture en SE est nettement contrastée. Cette situation apparait, entre autre, lorsque la variabilité dans la fourniture en SE est conditionnée par des propriétés et des caractéristiques des écosystèmes fortement discontinues (tel que l'occupation des sols). En revanche la réduction de la variabilité appliquée lors de l'approche par bouquets semble moins adaptée pour décrire des paysages où les contrastes d'associations entre SE sont graduels et dirigés par des propriétés écosystémiques plus continues que l'occupation des sols (Legendre et al. 1998). Ceci est notamment le cas au sein des espaces agricoles où la multiplicité des pratiques de gestion combinées avec les gradients environnementaux peut conduire à une large diversité d'associations entre SE (Kremen and Miles 2012). Globalement, en cartographie des SE, l'augmentation de la résolution spatiale et thématique de l'analyse (ex. paysage dans son ensemble, terres agricoles, parcelles agricoles) s'accompagne d'une importance accrue de variables continues (ex. occupation des sols, utilisation des sols, azote du sol) (Lavorel et

al. 2017). Dans ce contexte, le premier chapitre met en évidence que ce changement de niveau de compréhension doit s'appuyer sur de nouvelles méthodes d'analyse des associations entre SE. Notamment, pour les niveaux d'analyse fins (i.e. niveaux où la fourniture de SE est fortement conditionnée par des processus continus), je pense que l'utilisation d'approches qui se concentrent sur la variabilité des associations entre SE augmenterait notre capacité à comprendre les associations entre SE.

Dans cette situation, l'analyse des 'réseaux de SE' me semble être une alternative intéressante à l'utilisation des bouquets de SE. Les réseaux sont constitués de nœuds et de liens. Les nœuds représentent les acteurs du réseau – espèces, SE, groupe d'acteurs – et les liens représentent les interactions entre acteurs – processus biophysiques, transferts d'informations (Hicks et al. 2013; Quintessence 2016; Dee et al. 2017). Cette approche permet d'identifier les nœuds et les liens primordiaux dans la structure du réseau. A l'échelle d'une exploitation agricole de 150ha, Pocock et al. (2012) ont utilisé un réseau pour représenter les interactions entre 560 taxons. Cette analyse permet aux auteurs de mesurer le poids de chaque interaction et espèce sur la robustesse globale du réseau et par conséquent d'évaluer l'impact de la perte de certaines espèces sur la biodiversité totale de l'exploitation. Les enseignements de cette étude peuvent être mobilisés pour définir des pratiques agricoles qui favorisent les espèces dont la présence permet de maximiser biodiversité. De façon analogue, les réseaux de SE ont été utilisés par Dee et al. (2017) pour mesurer l'influence des actions de gestion sur la fourniture de SE. Les auteurs de cette étude ont construit, dans une première étape, un réseau écologique de manière à représenter et identifier les processus clés qui conduisent à la fourniture de multiple SE. Dans une seconde étape la construction d'un réseau socio-économique intégrant les SE et les bénéficiaires de ces SE vise à identifier, d'une part, les groupes sociaux qui bénéficient des SE et, d'autre part, les groupes sociaux qui agissent sur la fourniture de SE au travers d'action de gestion. La construction de ces deux réseaux permet d'évaluer comment la modification d'un nœud (SE ou groupe social) se propage dans le réseau. Par cette approche il est possible d'estimer les impacts directs et indirects des actions de gestion sur la fourniture de multiple SE.

A la différence des bouquets de SE, les réseaux permettent d'évaluer explicitement les interactions entre SE. Par ailleurs, les réseaux sont une approche flexible qui permet de rendre compte des interactions entre différentes entités indépendamment de la nature de ces entités. Dans le cadre de l'étude des SE cette flexibilité constitue un atout majeur car elle rend possible la mise en

relation directe des systèmes écologiques et sociaux (Quintessence 2016; Dee et al. 2017). Les approches par réseaux semblent prometteuses pour représenter la complexité des interactions qui dirigent la fourniture de SE mais il existe, à ce jour, peu d'études ayant validé ce potentiel (Felipe-Lucia et al. 2015; Quintessence 2016; Dee et al. 2017). A la différence des bouquets de SE, les réseaux ne sont pas spatialement explicites. Cependant, pour dépasser cette limite, Mouchet et al. (2014) proposent de construire et de comparer les réseaux de SE entre entités spatiales (ex. les communes). Un point central dans la construction de réseaux est qu'il est nécessaire de définir à priori les liens entre les nœuds (ex. espèces, SE, acteurs du territoire) pour ensuite tester le réseau. Cela requiert, entre autre, une compréhension préalable des interactions entre SE (Dee et al. 2017). Par conséquent, les réseaux ne permettent pas d'identifier les processus qui dirigent les associations entre SE mais plutôt d'identifier leur force et leur place dans la globalité d'un système socio-écologique. Dans ce contexte, l'étude des associations entre SE deux à deux telle que celle que nous avons proposé dans le chapitre 1, pourrait-être envisagée pour renseigner les liens entre SE. Cela nécessiterait cependant que l'on soit capable d'identifier clairement les processus qui dirigent les associations entre SE à partir des cartes de SE ce qui reste une question largement ouverte dans le cadre du premier chapitre.

1.2. Au-delà des associations spatiales simples

Toutes les méthodes décrites dans la partie précédente considèrent les co-occurrences spatiales pour définir les associations entre SE. Dans la sous partie qui suit je m'intéresse aux limites de cette méthodologie. Je propose tout d'abord des approches pour distinguer les différentes composantes des associations spatiales entre SE. Je discute ensuite la perspective d'utilisation de cadre conceptuels permettant d'identifier les associations entre SE distantes dans l'espace.

1.2.1. Associations spatiales et liens de causalité

Dans les études de cartographie de SE, les associations entre SE sont souvent identifiées à partir des congruences spatiales (Mouchet et al. 2014). C'est notamment l'approche que nous avons utilisée dans le premier chapitre pour quantifier la force des associations entre SE par le biais de la corrélation de Spearman. Les résultats de cette mesure statistique révèlent des corrélations négatives faibles entre le SE de production agricole et les SE de régulation. La simple étude des superpositions spatiales entre SE est une première étape dans la compréhension des associations

entre SE. Cependant cette approche ne permet pas de quantifier la part de co-variation entre SE due à des relations de causalité. En d'autres termes, l'étude de base des superpositions spatiales ne permet pas de savoir si les SE co-varient en raison d'un facteur d'influence commun ou parce qu'ils sont directement liés les uns aux autres. Cette distinction est pourtant nécessaire pour comprendre les processus qui dirigent les associations entre SE et pour élaborer des pratiques de gestion qui soient durables (Philip Robertson et al. 2014; Birkhofer et al. 2015).

A ma connaissance plusieurs approches statistiques sont envisageables pour distinguer les co-variations entre SE imputables à des interactions inhérentes entre SE de celles dues aux conditions socio-écologiques. Ces approches proviennent principalement de l'étude de la distribution spatiale des espèces et des modèles de niche écologique. En particulier d'importants efforts ont été fournis dans ce domaine de recherche pour distinguer la part de co-variation entre espèces due aux conditions environnementales, de la part due aux processus de compétition ou de facilitation entre espèces. Une approche commune consiste à construire un modèle linéaire en utilisant un jeu de variables explicatives décrivant les conditions environnementales (Borcard et al. 1992; Legendre et al. 2012). La part de la variabilité expliquée par ce modèle correspond à l'impact de l'environnement sur les associations entre espèces alors que la part restante – les résidus – pourrait-être associée aux interactions directes entre espèces. D'après Warton et al. (2015), ces capacités descriptives de la variance sont améliorées par les récentes méthodes de modélisations de probabilité jointe. Toutefois la retranscription de la notion d'interactions directes – compétition et facilitation pour les espèces – me semble difficile à établir pour les SE et appelle à plus de réflexion.

En utilisant les données de SE du projet VOLANTE présentées dans le premier chapitre nous avons essayé de quantifier les différentes parties de la co-variation entre SE. Nous avons notamment conduit des tests en utilisant des modèles linéaires et des modèles à variables latentes (non présentés dans la thèse). Cependant aucun de ces modèles ne nous a permis d'obtenir un niveau d'adéquation avec les données de SE satisfaisant. Il serait toutefois intéressant de pousser cette analyse qui a déjà fait ses preuves sur les modèles de distribution des espèces. En particulier je pense que l'échec des tests que nous avons fait était en grande partie dû à la résolution et la précision des données VOLANTE (voir la seconde partie de discussion). Pour aller au-delà de l'incertitude nécessairement occasionnée par l'utilisation de modèles de SE je pense qu'il est

préférable, au moins dans un premier temps, d'utiliser des données de terrain pour appliquer les méthodes développées ci-dessus.

1.2.2. Associations et effets à distance

L'identification des associations entre SE sur la base des simples co-occurrences spatiales telles qu'analysées dans cette thèse ne permet pas de prendre en compte les associations entre SE distantes dans l'espace. Les associations entre SE à distance peuvent avoir deux origines : l'interconnexion spatiale des systèmes écologiques et l'interconnexion spatiale des systèmes humains. Pour illustrer ces deux types d'interconnexion, nous pouvons utiliser un exemple de gestion forestière. Dans un site (A) l'exploitation forestière est interdite en raison de la création d'une réserve naturelle. Ce qui conduit à une forte diminution de la production de bois sur le site (A). En conséquence la biomasse aérienne et souterraine sur le site (A) augmente ce qui réduit le ruissellement de surface et améliore la protection contre les crues dans les secteurs en aval. Il s'agit ici d'un compromis à distance entre le SE de production de bois qui diminue sur le site (A) et le SE de protection contre les risques d'inondation qui augmente en aval. Ce compromis à distance est expliqué par une connexion biophysique entre les sites – le ruissellement de surface. En parallèle de l'arrêt de l'exploitation forestière dans le site (A), la demande en bois de chauffage n'a pas changée au niveau régional. Par conséquent la réduction de la production de bois sur le site (A) est compensée par une augmentation de l'exploitation de bois sur un site (B) potentiellement très éloigné spatialement du site (A). Dans ce second exemple, les actions de gestion sur le site (A) ont des répercussions sur la fourniture de SE sur le site (B). Dans ce dernier cas l'interrelation entre les deux sites est due à l'interconnexion des systèmes humains – le transport de marchandises.

La prise en compte des associations et des effets à distance nécessite de définir précisément les limites spatiales des systèmes écologiques et humains étudiés. Suivant les SE considérés, ces limites peuvent varier et être plus ou moins aisées à identifier (Syrbe and Walz 2012; Scholes et al. 2013). Par exemple, pour le SE de régulation des crues, le bassin versant constitue une limite spatiale pertinente et relativement simple à délimiter (Dale and Polasky 2007). En revanche, du fait du transport des marchandises sur de grandes distances, le SE de production agricole dans une région occidentale s'inscrit dans un système dont les limites sont difficiles à appréhender et qui peut être étendu au niveau planétaire. Ce point est notamment illustré par l'étude de Courtonne et al. (2015) sur la production de céréales dans la région de Grenoble. Les auteurs montrent que près des

deux tiers de la production de céréale de la région sont exportés vers d'autres régions et pays. Pour contourner cette difficulté, les études de SE qui étudient le lien entre la fourniture et la demande en SE font souvent l'hypothèse implicite de la déconnection du territoire étudié vis-vis de tout système extérieurs. En conséquence ces études évaluent 'l'autosuffisance potentielle' en SE d'une entité spatiale donnée. Ces travaux pourraient être enrichis par l'intégration des études de SE dans des cadres d'analyses ayant une représentation plus intégrée des interrelations spatiales. Parmi ceux-ci les analyses de cycle de vie territoriales permettent d'identifier la part des SE consommés sur place et la part des SE consommés à distance. Cependant, plusieurs limites liées au cadre conceptuel des analyses de cycle de vie, aux méthodes d'évaluation des SE et à la disponibilité des données compliquent la mise en place de telles approches (Othoniel et al. 2016).

2. Caractérisation des associations entre SE : données cartographiques des SE

Au niveau de la région Rhône-Alpes, les données du projet Européen VOLANTE nous ont permis de souligner la grande diversité des possibilités d'associations entre SE (chapitre 1). Au-delà de cette observation, nous n'avons pas été en mesure d'identifier les processus qui dirigent les associations entre SE. Notamment les résultats d'ACP du premier chapitre ne nous permettent pas d'établir de liens forts entre les conditions socio-écologiques et les associations entre SE. En complément de l'ACP, nous avons testé une large gamme de modèles statistiques (modèles linéaires, modèles à variables latentes) pour essayer de modéliser les associations de SE à partir de variables socio-écologiques (non présenté dans la thèse). Aucune de ces approches n'a présenté de résultats concluants.

Pour expliquer ces difficultés nous avons, dans le premier chapitre, évoqué le manque de données disponibles permettant de caractériser l'environnement socio-écologique. La comparaison des résultats des modèles VOLANTE et des modèles ESNET, conduite dans le second chapitre, apporte des éléments explicatifs complémentaires. Comme attendu, cette étude comparative montre que les résultats des modèles VOLANTE (échelle Européenne) ne sont pas aussi précis (spatialement et quantitativement) que les résultats des modèles ESNET (échelle locale). Ce constat est notamment établi pour la production agricole, la régulation du climat et la régulation des crues.

Ces trois SE font partie du jeu de données que nous avons utilisé pour caractériser les associations entre SE dans le premier chapitre. Par conséquent, il semble raisonnable de penser que les difficultés rencontrées dans le premier chapitre pour identifier les processus socio-écologiques responsables des associations entre SE soient en partie dues à la précision modérée des données VOLANTE. A ce titre les données produites au niveau Européen peuvent présenter des limites importantes lorsqu'il s'agit de décrire les processus qui dirigent les associations entre SE au sein des terres agricoles.

La précision spatiale et quantitative des cartes de SE est principalement affectée par la qualité des données d'entrée de ces modèles et par le réalisme des modèles utilisés pour cartographier les SE (Seppelt et al. 2011; Nahuelhual et al. 2015; Lautenbach et al. 2015; Lavorel et al. 2017). Après avoir présenté ces deux facteurs d'imprécision, je discute la confusion induite par la grande diversité des indicateurs de SE. Enfin je finis par développer les différentes méthodes pouvant être utilisées pour valider les cartes de SE.

2.1. Réalisme des modèles

Les modèles utilisés pour cartographier les SE présentent une grande diversité dans leur structure et leur philosophie. A l'extrémité la plus simple, les modèles communément appelé 'look-up tables' – tableau de référence – reposent sur une matrice associant à chaque classe d'occupation et d'utilisation des sols une valeur de SE (Burkhard et al. 2012; Schulp et al. 2014). Les SE sont ensuite spatialisés en utilisant des cartes d'occupation et d'utilisation des sols. Dans le troisième chapitre nous avons utilisé un modèle de table de référence pour cartographier la valeur de rendement agricole à partir d'une carte d'utilisation des terres agricoles et de statistiques régionales. Ces modèles sont à ce jour les modèles les plus employés pour cartographier les SE (Lautenbach et al. 2015). A l'opposé des modèles look-up table, les modèles basés sur les traits fonctionnels et les modèles basés sur les processus intègrent, sur un gradient de complexité, un niveau de réalisme écologique supérieur. En particulier, ces modèles ne sont pas limités à des relations statistiques entre les conditions environnementales et fourniture de SE mais intègrent des relations causales. Le réalisme des modèles a un impact fort sur la qualité des cartes de SE qu'ils produisent. En particulier, les modèles de table de référence sont identifiés comme peu fiables (Konarska et al. 2002; Eigenbrod et al. 2010) principalement à cause du fait qu'ils extrapolent des données à l'intégralité d'une classe d'occupation des sols sans assurer la validité de cette extrapolation. En

particulier, ils ne prennent pas en considération l'intensité d'utilisation des sols et la composition du paysage (Lavorel et al. 2017). Nous avons limité ce problème dans le troisième chapitre en utilisant des statistiques régionales et par le recours à des classes d'utilisation des sols typologiquement plus précises que les grands types d'occupation des sols. Par ailleurs la considération des successions agricoles nous a permis d'intégrer un facteur d'intensité de gestion ce qui contraste avec la majorité des modèles de table de référence qui ne considèrent pas ces aspects (Lautenbach et al. 2015). Toutefois, il serait envisageable d'améliorer la cartographie du SE de production agricole en utilisant directement les données de télédétection comme indicateur spatialement explicite de la production suivant les méthodes que nous détaillons dans le quatrième chapitre.

2.2. Qualité des données utilisées pour cartographier les SE

Pour répondre à ce besoin de données nous avons détaillé dans les chapitre III et IV, le fort potentiel des approches de télédétection pour améliorer la qualité des données utilisées dans la cartographie des SE. En particulier, le troisième chapitre a illustré ce potentiel au travers d'une étude mobilisant des séries temporelles MODIS et des images RapidEYE pour cartographier l'utilisation des terres agricoles autour de l'agglomération grenobloise. Par rapport aux données préexistantes sur les terres agricoles, notamment les données Corine Land Cover, cette nouvelle cartographie présente un triple avantage. Premièrement la carte d'utilisation des sols résultante de notre travail à une précision spatiale au niveau de la parcelle ce qui correspond à l'entité spatiale de base en terme de gestion agricole. Cette résolution spatiale est à mettre en regard des données Corine land cover fréquemment utilisées pour cartographier les SE dont les plus petites entités cartographiées couvrent une surface de 25ha. Deuxièmement la résolution typologique de notre carte d'utilisation des sols distingue les cultures de printemps des cultures d'hiver ce qui représente une avancé vis-à-vis de la classification Corine Land Cover qui ne distingue pas ces deux grands types de cultures. Enfin, nous avons mis au point un processus de classification automatisé permettant de déterminer l'utilisation des terres agricoles sur 5 années consécutives. Cette dimension temporelle, également nouvelle par rapport aux données préexistantes, nous informe sur les successions culturales et par conséquent sur l'intensité des usages agricoles. Les améliorations portées par cette nouvelle cartographie de l'utilisation des sols au niveau local peuvent être mobilisées dans la cartographie de plusieurs SE tels que la production agricole, la régulation de la qualité des eaux, le contrôle de l'érosion et les opportunités récréatives au travers de la qualité

esthétique du paysage (Byczek 2017). Dans le troisième chapitre nous avons choisi d'estimer le SE de production agricole en croisant notre carte d'utilisation des terres agricoles avec les statistiques régionales de rendement agricole.

Le cas d'étude sur les terres agricoles présenté dans le troisième chapitre illustre une utilisation des données de télédétection pour améliorer les cartes d'occupation et d'utilisation des sols à échelle locale. Nous avons complété cette étude de cas par le travail bibliographique présenté dans le quatrième chapitre de la thèse. Notamment dans ce dernier chapitre nous avons détaillé comment les données de télédétection peuvent être mobilisées pour estimer les traits fonctionnels de la végétation.

Il est important de noter que depuis notre étude de nouvelles données d'utilisation des sols ont été produites à l'échelle nationale. Ces cartes, d'une résolution spatiale de 10m, sont basées sur les très récentes données Landsat 8 et Sentinel-2 et différencient les prairies, les cultures de printemps et les cultures d'hiver¹⁵. En revanche il n'existe pas, à ma connaissance, de bases de données librement disponibles permettant d'identifier les successions agricoles comme le propose notre travail.

2.3. Indicateurs de SE

2.3.1. *Facettes des SE*

Les cartes de SE peuvent représenter différentes facettes des SE (fourniture potentielle, demande ou fourniture réelle). Dans le premier chapitre, les cartes de SE que nous avons comparé représentent le flux de SE. Par exemple, le SE de régulation des crues est estimé en considérant i) d'une part la capacité des milieux à limiter le ruissellement (fourniture potentielle) et ii) d'autre part la présence en aval d'infrastructures sensibles aux inondations (demande). Plusieurs auteurs ont souligné l'importance de considérer les flux de SE pour opérationnaliser l'utilisation des SE dans les processus de prise de décision car cette mesure correspond à l'utilisation réelle des SE (Hein et al. 2006).

Cependant, comme d'autres auteurs, je pense que l'analyse séparée de chaque facette permettrait d'améliorer notre capacité d'interprétation des associations spatiales entre SE (Crouzat et al. 2016). Notamment cette approche permettrait de faire la distinction entre i) les processus écologiques responsables des associations de fourniture potentielle et ii) les processus sociaux

¹⁵ <https://www.theia-land.fr/fr/produits/occupation-sols>

responsables de la demande. Cette distinction permet à terme d'interpréter les associations spatiales de flux de SE (i.e. la fourniture réelle en SE résultant du croisement entre fourniture potentielle et demande) ce qui s'avère particulièrement délicat sans étapes intermédiaires (chapitre I). Toutefois, pour certains SE tels que le SE de production agricole il est délicat de séparer les différentes facettes – fourniture potentielle, demande, flux (Lescourret et al. 2015). En parallèle la spatialisation de la demande constitue à ce jour un défi pour la plupart des SE (Wolff et al. 2015). En conséquence les études qui considèrent d'une part la fourniture potentielle et d'autre part la demande sont peu fréquentes et la majorité des travaux de cartographie de SE considèrent uniquement la fourniture potentielle (Lautenbach et al. 2015). Du fait des difficultés rencontrées pour séparer les facettes des SE de nombreuses études considèrent simultanément des facettes différentes (fourniture potentielle, flux) dans l'identification des bouquets (Spake et al. In Review; Crouzat et al. 2015; Meacham et al. 2016; Mouchet et al. 2017). Ceci rend difficile l'utilisation des résultats dans un but scientifique – identifier les processus qui dirigent les interactions entre SE – ou comme de support à la décision (Spake et al. In Review; Crouzat et al. 2015).

2.3.2. Indicateurs de SE

La majorité des SE sont difficiles à mesurer (Dale and Polasky 2007). Pour rendre compte de leur état nous utilisons des indicateurs afin de représenter de façon synthétique et simplifiée le niveau de fourniture ou de demande des SE (Layke et al. 2012; Müller and Burkhard 2012; Kandziora et al. 2013). Par exemple, dans le projet VOLANTE la séquestration du carbone dans la biomasse et les sols ($C/km^2/yr$) est utilisée comme indicateur du SE de régulation du climat. J'évoque dans cette partie l'indicateur en tant que tel. J'ai déjà présenté dans la partie 2.2.1 et 2.2.2 les données et les modèles utilisés pour quantifier ces indicateurs. Idéalement, un indicateur de SE doit avoir un lien de causalité avec l'objet qu'il doit représenter. Dans le cadre des SE, ce lien de causalité doit être suffisamment sensible pour identifier les variations spatiales et temporelles. Dans la mesure du possible, un indicateur doit également être simple et son élaboration doit reposer sur des données disponibles (Dale and Polasky 2007).

Pour chaque SE, il existe une grande diversité d'indicateurs (Layke et al. 2012; Maes et al. 2016). Cette diversité d'indicateurs peut s'expliquer par la complexité inhérente à la mesure des SE et par l'absence de consensus sur les indicateurs à utiliser (Johnston and Russell 2011; Boerema et

al. 2017). J'identifie trois facteurs principaux expliquant l'absence de consensus sur les indicateurs de SE :

- *L'absence d'une définition unique des SE* participe à la multiplication des indicateurs utilisés pour cartographier les SE (Reyers et al. 2013). Parmi les situations pouvant illustrer l'impact d'une absence de définition faisant consensus sur les indicateurs de SE, nous pouvons mentionner la prise en considération variable de la place de l'homme. Cette question se pose notamment pour le SE de production agricole. La production agricole finale (exploitée par la société) résulte de la combinaison entre la capacité des écosystèmes à soutenir la production de biomasse et les interventions humaines permettant d'orienter et d'optimiser cette capacité (entre autre au travers du travail humain et de l'utilisation de technologies). Selon que le travail humain soit considéré ou non dans la définition des SE, les indicateurs du SE de production agricole correspondent au rendement final des cultures ou à la participation nette des écosystèmes (Johnston and Russell 2011; Lescourret et al. 2015; Palomo et al. 2016). Par exemple, la mesure des rendements agricoles telle que nous l'avons proposée dans le troisième chapitre ne permet pas de distinguer la part des fonctionnements écosystémiques et la part de l'intervention humaine. Une alternative possible consiste à exprimer la production agricole finale en calories puis à retrancher l'équivalent énergétique du travail humain et des intrants pour obtenir la participation nette de l'écosystème à la production agricole. Il faut noter que la quantification de l'intervention de l'homme dans la production agricole requiert une grande quantité de données et pose des problèmes conceptuels importants (Lescourret et al. 2015).
- *L'objectif de la cartographie* a une forte influence sur les caractéristiques des indicateurs de SE utilisés. Dans le cadre d'outil d'aide à la décision, les indicateurs sont des outils de communication qui doivent permettre aux décideurs de comprendre rapidement les enjeux des SE sur un territoire donné et rendre compte de l'impact des actions de gestion sur la fourniture de SE (Maes et al. 2016). Suivant les enjeux de gestion les indicateurs peuvent varier. Par exemple, si l'enjeu est d'identifier les pratiques de gestion forestière qui optimisent la participation des forêts à la régulation du climat, la séquestration annuelle du carbone dans la biomasse et les sols (utilisée dans le projet VOLANTE) me semble être un indicateur adapté. En revanche, si l'enjeu est d'identifier l'impact instantanée du changement d'occupation des sols (i.e. perte de milieu forestiers au profit de l'agriculture et

vis-versa) sur le SE de régulation du climat, il me semble préférable d'utiliser un indicateur qui rende compte du stock de carbone (comme utilisé dans le projet ESNET). L'exemple que je viens de présenter repose sur deux enjeux différents pouvant être posés dans le cadre de processus de prise de décision. De la même façon, les indicateurs développés à des fins d'aide à la décision ne seront pas nécessairement optimum pour répondre à des objectifs scientifiques tels que l'identification des processus socio-écologiques qui dirigent les associations entre SE.

- *L'échelle d'analyse* conditionne fortement les données les outils et les approches mobilisables pour élaborer les indicateurs (Norton et al. 2016). J'ai déjà discuté le compromis entre i) d'une part l'échelle spatiale et ii) d'autre part la résolution des données et les outils d'analyse dans les parties 1.2.1 et 1.2.2. Nous avons notamment montré que la précision spatiale et quantitative des indicateurs de SE (cartes de SE) est négativement associée à l'étendue spatiale considérée (Chapitre 2). Un aspect supplémentaire des liens entre échelles spatiales et indicateurs de SE réside dans la nature des approches pouvant être utilisées pour établir les indicateurs. Il est largement reconnu que les études à l'échelle locale favorisent l'engagement des acteurs du territoire et l'interdisciplinarité. Au-delà de l'intérêt scientifique associé à ces échanges, l'engagement des acteurs du territoire dans la définition des indicateurs renforce la légitimité des cartes de SE et favorise donc leur intégration dans les processus de décision.

La diversité des indicateurs de SE est parfois considérée comme un frein à l'opérationnalisation des SE. Parmi les trois facteurs que j'ai identifié pour expliquer la diversité des indicateurs de SE, le premier (i.e. l'absence de consensus sur la définition des SE) me semble effectivement porteur d'un manque de clarté (Saarikoski et al. 2015). Cette absence de consensus sur la définition des SE a fait et fait encore l'objet de nombreux débats. En réponse plusieurs cadres théoriques et de classification de SE ont été développés. A ce jour le cadre qui semble être le plus largement reconnu est la CICES (classification internationale commune des services écosystémiques). Nous pouvons espérer que l'existence de ce cadre de travail commun s'accompagnera dans les années à venir d'une diminution des discordances associées à la définition de SE. Cependant, je pense que les deux derniers facteurs que j'identifie pour expliquer la diversité des indicateurs (échelle spatiale et objectif) sont des sources de diversité et je ne pense pas qu'il soit envisageable et souhaitable de les réduire (Schröter et al. 2014). Selon moi la diversité des

indicateurs due à ces trois facteurs n'est pas une entrave à l'opérationnalisation des SE et permet au contraire de reconnaître la singularité des différentes échelles spatiales et des différents enjeux associés à la cartographie des SE (Dale and Beyeler 2001). En revanche, la disponibilité des données est un obstacle majeur dans l'élaboration d'indicateurs de SE. Ce manque conduit fréquemment à utiliser des indicateurs peu adaptés aux questions auxquelles ils doivent répondre, ce qui limite l'utilisation des SE dans les processus de prise de décision.

2.4. Validation des cartes de SE

Les cartes SE sont produites à des fins de connaissances scientifiques (par exemple comprendre la distribution spatiale de multiple SE) ou dans le but d'apporter un support scientifique dans les arbitrages concernant les choix de développement territoriaux. Pour chacune de ces deux finalités il est primordial de mesurer l'incertitude des données utilisées (Johnson et al. 2012; Schulp et al. 2014). Cet aspect est d'autant plus important dans le cas du support cartographique car les utilisateurs ont tendance à négliger l'incertitude pouvant être associée à ce type de données (Hauck et al. 2016). Comme tous les résultats de modélisation, et plus largement comme toutes les mesures scientifiques, les cartes ne constituent pas une vérité absolue et leur interprétation doit se faire dans les contraintes de validité des données.

Cependant, les cartes provenant des modèles de SE sont rarement validées et leur incertitude est rarement mesurée (Pagella and Sinclair 2014; Schulp et al. 2014; Ruckelshaus et al. 2015; Lautenbach et al. 2015). Il existe trois façons de valider les cartes de SE : la validation par un jeu de données indépendant, la validation croisée entre modèles, la validation experte. La validation par un jeu de validation externe est la seule méthode permettant une validation absolue des cartes de SE (Schulp et al. 2014). Cette approche consiste à confronter les cartes de SE modélisées à un jeu de données indépendant des données utilisées pour la modélisation. Le jeu de données de validation peut être établi à partir de données de terrain ou de statistiques locales. Suivant les SE considérés les données de validation pourraient, également, être obtenues au travers de l'utilisation de données de télédétection. Cette première méthode de validation nécessite une grande quantité de données en plus des données déjà utilisées pour établir les cartes de SE. La faible disponibilité des données, associée au manque de moyens humains et aux difficultés techniques d'acquisition sont les raisons principales de l'absence de validation par un jeu de données indépendant. Une alternative fréquemment employée consiste à utiliser un même jeu de données pour construire et valider les

modèles. Dans ce type d'approche le jeu de données initial est scindé en deux parties : une pour la construction du modèle, l'autre pour la validation. A ce titre il ne s'agit pas tout à fait d'une validation par un jeu de données indépendant. La validation croisée entre modèles consiste à comparer les résultats cartographiques de différents modèles pour estimer la concordance de différentes approches de modélisation. Dans cette approche, l'incertitude est reliée au niveau de concordance entre les cartes (Schulp et al. 2014). A la différence de la première méthode de validation, la validation croisée de modèle ne donne pas d'informations sur la différence entre la fourniture de SE réelle et les cartes de modélisation. Les résultats des validations croisées entre modèles sont donc à prendre avec précaution mais sont une alternative intéressante dans les situations où les jeux de données de validation sont inexistantes (Cheaib et al. 2012; Schulp et al. 2014). En particulier, nous avons montré dans le second chapitre que les comparaisons de modèles peuvent être utilisées pour cibler les secteurs de discordances. Dans ce chapitre, l'analyse de ces zones nous a permis de formuler des hypothèses sur les limites des modèles Européens. La troisième méthode de validation, la validation par connaissances expertes, consiste à mobiliser des experts pour estimer la validité des cartes des SE. Cette approche peut être utilisée dans les lieux où il n'existe pas de jeu de données de validation et où les moyens disponibles ne permettent pas de constituer un jeu de validation par des approches de terrain ou de télédétection. Par ailleurs, cette méthode de validation experte repose sur le corpus de connaissances des experts mobilisés et intègre donc une synthèse d'une large gamme de processus relatifs à la fourniture de SE. En revanche, la validation par connaissances expertes est difficilement quantifiable et largement liée à la sensibilité personnelle des experts.

Le manque de validation des cartes de SE est un problème bien identifié dans la communauté de recherche sur les SE (Seppelt et al. 2011). Dans ce contexte, plusieurs auteurs ont souligné un effort grandissant pour valider les cartes de SE au cours des dernières années (Crouzat et al. Submitted; UK NEA 2011). Il semble par ailleurs important de souligner que les cartes doivent être validées à la résolution spatiale correspondante à leur utilisation finale.

3. Conclusion

Le premier chapitre posait la question de la pertinence de l'approche par bouquets de SE pour identifier les associations entre SE et les processus qui les dirigent. D'après nos résultats le

concept de bouquets et les outils méthodologiques qui lui sont associés semblent peu aptes à représenter fidèlement les associations entre SE sur les terres agricoles de la région Rhône-Alpes. Pour dépasser les limites associées aux analyses de bouquets de SE, je suggère, dans la discussion, l'utilisation d'approches permettant mettre en évidence la variabilité des associations entre SE tel que les analyses de réseaux de SE.

Le second chapitre nous a permis d'identifier les différences entre les cartes produites à l'échelle Européenne et les cartes produites à l'échelle locale. Nous avons identifié des facteurs permettant d'expliquer ces différences : la résolution spatiale, les spécificités locales et la définition variable des indicateurs de SE. Dans cette discussion, j'ai souligné les questions que posent les différences entre les cartes vis-à-vis de la capacité des données Européenne à informer sur les processus socio-écologiques qui dirigent les associations entre SE. Notamment, compte tenu du compromis entre la précision des modélisations et l'échelle spatiale, je pense indispensable le recours à des projets sur des étendue spatiales limitées – locale et régionales – pour améliorer notre compréhension des processus socio-écologiques à la base des associations entre SE.

Dans le chapitre 3, nous avons illustré l'utilisation des données de télédétection pour améliorer la cartographie du SE de production agricole au niveau de la région de Grenoble. Pour compléter cette étude de cas, nous avons dans le quatrième chapitre présenté la diversité des utilisations potentielles de la télédétection pour la cartographie des SE. En particulier, nous soulignons la capacité des données de télédétection à spatialiser les mesures de traits de la végétation ce qui représente selon moi une perspective extrêmement intéressante pour cartographier des SE. Ce dernier chapitre souligne également la faible utilisation des données de télédétection dans la cartographie des SE.

Ces résultats apportent des pistes de réponses à la question générale de la thèse à savoir : Comment améliorer la compréhension des associations entre SE et de leurs déterminants socio-écologiques au travers d'approches cartographiques ? Cependant nous sommes conscients qu'il reste encore de nombreux champs à explorer pour obtenir une vision globale de la question posée. Parmi ceux-ci le développement de modèles à plusieurs niveaux de compréhension (modèles en tiroirs) nous semble particulièrement prometteur. Cette approche permet de combiner les enjeux de cartographie de SE aux enjeux de gestion et questions scientifiques propres à chaque niveau.

4. Bibliographie

- Birkhofer K, Diehl E, Andersson J, et al (2015) Ecosystem services—current challenges and opportunities for ecological research. *Front Ecol Evol*. doi: 10.3389/fevo.2014.00087
- Boerema A, Rebelo AJ, Bodi MB, et al (2017) Are ecosystem services adequately quantified? *J Appl Ecol* 54:358–370. doi: 10.1111/1365-2664.12696
- Borcard D, Gillet F, Legendre P (2011) *Numerical Ecology with R*. Springer New York, New York, NY
- Borcard D, Legendre P, Drapeau P (1992) Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. *Ecology* 73:1045–1055. doi: 10.2307/1940179
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F (2012) Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol Indic* 21:17–29. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019
- Byczek C (2017) Modélisation des services écosystémiques pour la région grenobloise.
- Chebib A, Badaeu V, Boe J, et al (2012) Climate change impacts on tree ranges: model intercomparison facilitates understanding and quantification of uncertainty: Understanding and quantification of uncertainties of climate change impacts on tree range. *Ecol Lett* 15:533–544. doi: 10.1111/j.1461-0248.2012.01764.x
- Courtonne J-Y, Alapetite J, Longaretti P-Y, et al (2015) Downscaling material flow analysis: The case of the cereal supply chain in France. *Ecol Econ* 118:67–80. doi: 10.1016/j.ecolecon.2015.07.007
- Crouzat E, Arpin I, Brunet L, et al (Submitted) Roles of scientists at the interface of ecosystem services science and policy: a reflexive approach.
- Crouzat E, Martín-López B, Turkelboom F, Lavorel S (2016) Disentangling trade-offs and synergies around ecosystem services with the influence network framework: illustration from a consultative process over the French Alps. *Ecol Soc*. doi: 10.5751/ES-08494-210232
- Crouzat E, Mouchet M, Turkelboom F, et al (2015) Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *J Appl Ecol* 52:1145–1155. doi: 10.1111/1365-2664.12502
- Dale VH, Beyeler SC (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol Indic* 1:3–10. doi: 10.1016/S1470-160X(01)00003-6
- Dale VH, Polasky S (2007) Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecol Econ* 64:286–296. doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.05.009
- Dee LE, Allesina S, Bonn A, et al (2017) Operationalizing Network Theory for Ecosystem Service Assessments. *Trends Ecol Evol* 32:118–130. doi: 10.1016/j.tree.2016.10.011
- Eigenbrod F, Armsworth PR, Anderson BJ, et al (2010) The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *J Appl Ecol* 47:377–385. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x
- Felipe-Lucia MR, Martín-López B, Lavorel S, et al (2015) Ecosystem Services Flows: Why Stakeholders' Power Relationships Matter. *PLOS ONE* 10:e0132232. doi: 10.1371/journal.pone.0132232
- Hamann M, Biggs R, Reyers B (2015) Mapping social–ecological systems: Identifying ‘green-loop’ and ‘red-loop’ dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use. *Glob Environ Change* 34:218–226. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2015.07.008
- Hauck J, Albert C, Fürst C, et al (2016) Developing and applying ecosystem service indicators in decision-support at various scales. *Ecol Indic* 61:1–5. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.09.037

- Hein L, van Koppen K, de Groot RS, van Ierland EC (2006) Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol Econ* 57:209–228. doi: 10.1016/j.ecolecon.2005.04.005
- Hicks CC, Graham NAJ, Cinner JE (2013) Synergies and tradeoffs in how managers, scientists, and fishers value coral reef ecosystem services. *Glob Environ Change* 23:1444–1453. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2013.07.028
- Johnson KA, Polasky S, Nelson E, Pennington D (2012) Uncertainty in ecosystem services valuation and implications for assessing land use tradeoffs: An agricultural case study in the Minnesota River Basin. *Ecol Econ* 79:71–79. doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.04.020
- Johnston RJ, Russell M (2011) An operational structure for clarity in ecosystem service values. *Ecol Econ* 70:2243–2249. doi: 10.1016/j.ecolecon.2011.07.003
- Kandziora M, Burkhard B, Müller F (2013) Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecol Indic* 28:54–78. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.09.006
- Konarska KM, Sutton PC, Castellon M (2002) Evaluating scale dependence of ecosystem service valuation: a comparison of NOAA-AVHRR and Landsat TM datasets. *Ecol Econ* 41:491–507. doi: 10.1016/S0921-8009(02)00096-4
- Kremen C, Miles A (2012) Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecol Soc*. doi: 10.5751/ES-05035-170440
- Lautenbach S, Mupepele A-C, Dormann CF, et al (2015) Blind spots in ecosystem services research and implementation. *bioRxiv* 033498. doi: 10.1101/033498
- Lavorel S, Bayer A, Bondeau A, et al (2017) Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. *Ecol Indic* 74:241–260. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.11.015
- Layke C, Mapendembe A, Brown C, et al (2012) Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. *Ecol Indic* 17:77–87. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.04.025
- Legendre P, Borcard D, Roberts DW (2012) Variation partitioning involving orthogonal spatial eigenfunction submodels. *Ecology* 93:1234–1240. doi: 10.1890/11-2028.1
- Legendre P, Legendre L, Legendre L, Legendre L (1998) Numerical ecology, 2nd English ed. Elsevier, Amsterdam ; New York
- Lescourret F, Magda D, Richard G, et al (2015) A social–ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Curr Opin Environ Sustain* 14:68–75. doi: 10.1016/j.cosust.2015.04.001
- Maes J, Liqueste C, Teller A, et al (2016) An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosyst Serv* 17:14–23. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.10.023
- Meacham M, Queiroz C, Norström AV, Peterson GD (2016) Social-ecological drivers of multiple ecosystem services: what variables explain patterns of ecosystem services across the Norrström drainage basin? *Ecol Soc*. doi: 10.5751/ES-08077-210114
- Mouchet MA, Lamarque P, Martín-López B, et al (2014) An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Glob Environ Change* 28:298–308. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012
- Mouchet MA, Paracchini ML, Schulp CJE, et al (2017) Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecol Indic* 73:23–28. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.09.026

- Müller F, Burkhard B (2012) The indicator side of ecosystem services. *Ecosyst Serv* 1:26–30. doi: 10.1016/j.ecoser.2012.06.001
- Nahuelhual L, Laterra P, Villarino S, et al (2015) Mapping of ecosystem services: Missing links between purposes and procedures. *Ecosyst Serv* 13:162–172. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.03.005
- Othoniel B, Rugani B, Heijungs R, et al (2016) Assessment of Life Cycle Impacts on Ecosystem Services: Promise, Problems, and Prospects. *Environ Sci Technol* 50:1077–1092. doi: 10.1021/acs.est.5b03706
- Pagella TF, Sinclair FL (2014) Development and use of a typology of mapping tools to assess their fitness for supporting management of ecosystem service provision. *Landsc Ecol* 29:383–399. doi: 10.1007/s10980-013-9983-9
- Palomo I, Felipe-Lucia MR, Bennett EM, et al (2016) Disentangling the Pathways and Effects of Ecosystem Service Co-Production. In: *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp 245–283
- Panayirci E, Dubes RC (1983) A test for multidimensional clustering tendency. *Pattern Recognit* 16:433–444.
- Philip Robertson G, Gross KL, Hamilton SK, et al (2014) Farming for Ecosystem Services: An Ecological Approach to Production Agriculture. *BioScience* 64:404–415. doi: 10.1093/biosci/biu037
- Pocock MJO, Evans DM, Memmott J (2012) The Robustness and Restoration of a Network of Ecological Networks. *Science* 335:973–977. doi: 10.1126/science.1214915
- Queiroz C, Meacham M, Richter K, et al (2015) Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *AMBIO* 44:89–101. doi: 10.1007/s13280-014-0601-0
- Quintessence (2016) Networking Our Way to Better Ecosystem Service Provision. *Trends Ecol Evol* 31:105–115. doi: 10.1016/j.tree.2015.12.003
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM (2010) Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc Natl Acad Sci* 107:5242–5247. doi: 10.1073/pnas.0907284107
- Reyers B, Biggs R, Cumming GS, et al (2013) Getting the measure of ecosystem services: a social–ecological approach. *Front Ecol Environ* 11:268–273. doi: 10.1890/120144
- Ruckelshaus M, McKenzie E, Tallis H, et al (2015) Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecol Econ* 115:11–21. doi: 10.1016/j.ecolecon.2013.07.009
- Saarikoski H, Jax K, Harrison PA, et al (2015) Exploring operational ecosystem service definitions: The case of boreal forests. *Ecosyst Serv* 14:144–157. doi: 10.1016/j.ecoser.2015.03.006
- Scholes R, Reyers B, Biggs R, et al (2013) Multi-scale and cross-scale assessments of social–ecological systems and their ecosystem services. *Curr Opin Environ Sustain* 5:16–25. doi: 10.1016/j.cosust.2013.01.004
- Schröter M, van der Zanden EH, van Oudenhoven APE, et al (2014) Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments: Ecosystem services as a contested concept. *Conserv Lett* 7:514–523. doi: 10.1111/conl.12091
- Schulp CJE, Burkhard B, Maes J, et al (2014) Uncertainties in Ecosystem Service Maps: A Comparison on the European Scale. *PLoS ONE* 9:e109643. doi: 10.1371/journal.pone.0109643

- Seppelt R, Dormann CF, Eppink FV, et al (2011) A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead: Priorities for ecosystem service studies. *J Appl Ecol* 48:630–636. doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x
- Spake et al. (In Review) Unpacking ecosystem service bundles: towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services.
- Syrbe R-U, Walz U (2012) Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecol Indic* 21:80–88. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.02.013
- UK NEA (2011) The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings.
- Vannier C, Crouzat E, Byczek C, et al (2017) Cartographier les Services Écosystémiques : quelles données, quels modèles, quelles incertitudes? Exemple autour du bassin de vie de Grenoble.
- Warton DI, Blanchet FG, O'Hara RB, et al (2015) So Many Variables: Joint Modeling in Community Ecology. *Trends Ecol Evol* 30:766–779. doi: 10.1016/j.tree.2015.09.007
- Wolff S, Schulp CJE, Verburg PH (2015) Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecol Indic* 55:159–171. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.03.016

Annexes

1. Annexe 1

Expected changes in the supply of ecosystem services of European landscapes under alternative land use and environmental policies

Mouchet, M., Rega, C., Lasseur, R., Paracchini, M-L., Stürck, J., Schulp, C.J.E., Verburg, P., Verkerk, H., Lavorel, S.

Abstract

The environmental and landscape management policy of the European Union aims at guaranteeing and enhancing the future supply of ecosystem services (ES) in Member States. To compare the potential impact of environmental policies on ES by 2040, we projected the supply of ten ES under the three scenarios (“Nature Protection”, “Payment for carbon sequestration” and “Payment for recreational services”). We assessed changes in supply of individual services (at the NUTS-2 and EU27 levels) and ES bundles (at the EU27 level).

Policy focus should marginally affect ES bundles but several services should substantially change at the EU27 level (e.g. energy content from agricultural biomass and pollination). Wood supply, carbon sequestration and moderation of wind disturbance responded very differently from one scenario to another. At the NUTS-2 level, biocontrol of pests, carbon sequestration, moderation of wind disturbance and wood supply showed the most contrasted deviation from their baseline regional supply. Finally, the payment for carbon sequestration scenario should benefit carbon sequestration supply but the payment for recreational services scenario might fail to promote recreational services.

Overall, our analyses suggest that protecting nature appeared to best way of fostering ES supply.

Keywords: bundles, ecosystem services, Europe, land use change, nature protection, payments for ecosystem services, scenario, supply.

1. Introduction

The onset of global change (e.g. climate change, land use change, overexploitation, pollution) has raised societal awareness that the sustainability of human well-being strongly relies on current and future ecosystem functions and properties. The concept of ecosystem services (hereafter “ES”) has provided a conceptual framework (Daily 1997; Díaz et al. 2006; Fisher et al. 2009; Reyes et al. 2012; Guerry et al. 2015) providing an operational tool to evaluate mankind’s reliance on ecosystems. Most ES have been severely degraded due to human activities (e.g. MEA 2005). Competition for space between activities such as agriculture and nature protection, particularly acute in Europe, is one of the strongest features of the human footprint; along with the increasing demand for natural goods (e.g. food, fuel, materials) that has been driving land use intensification and changes in landscapes (Plutzer et al. 2016). Mediating demand for competing land use (hereafter “LU”) is thus the critical challenge for landscape management (Hein et al. 2006) and, hence, for policy.

An increasing understanding of the ES concept resulting from a decade of prolific research on complex socio-ecosystems (Fisher et al. 2009; Abson et al. 2014; Chaudhary et al. 2015), along with past and ongoing national and international assessments (e.g. MEA 2005; Bateman et al. 2013; Díaz et al. 2015), have stimulated the debate about how ES provisioning could be incentivised. Several studies have suggested to link ES provisioning to biodiversity conservation (e.g. Cimon-Morin et al. 2013; Zhang et al. 2015; Cordingley et al. 2016; Seppelt et al. 2016), in line with the EU Biodiversity Strategy, which makes explicit reference to ES by advocating for the restoration of at least 15% of degraded ecosystems to sustain the supply of services (European Commission 2011). The European Commission has taken up this challenge by integrating the spatial quantification of ES in its Biodiversity Strategy to 2020 (see Action 5 in Target 2). To assist Member States in this endeavour, the Mapping and Assessment on Ecosystems and their Services (MAES) working group was set up to develop a robust analytical framework for ES evaluation, fostering a growing number of EU-scale assessments on ES and ES bundles (e.g. Maes et al. 2012, 2015; Mouchet et al. 2017). Economic instruments have also been suggested, such as the market-based “Payments for Ecosystem Services” (PES) schemes (see Gomez-Baggethun et al. 2010; Banerjee et al. 2013; Naeem et al. 2015). Evaluations of short to medium term impacts indicate that PES may have mixed effects on ES provisioning (e.g. Kinzig et al. 2011; Ulber et al. 2011; Wunder 2013; Strassburg et al. 2014). However, the development of economic and policy instruments related to ES is too recent to conclude on their long-term efficiency.

The prospective use of scenarios enables exploring various policy or climate alternatives and their long-term impacts on ES provision (Harrison et al. 2015). In particular, the SRES scenarios (Nakićenović et al. 2000), designed by the [Intergovernmental Panel on Climate Change](#) (IPCC), since superseded by the RCPs (Moss et al. 2010), offer a robust framework to support LU scenarios and the opportunity to test their impacts on ES (Schröter et al. 2005; Rounsevell et al. 2006). In this endeavor, the recent CLIMSAVE initiative offers a modelling framework for multiple land-based sectors to integrate climatic and socio-economic change drivers and the implementation of adaptation strategies (Harrison et al. 2015). It was successfully used to explore the outcomes of various scenarios and adaption alternatives on ES supply across Europe (Dunford et al. 2015; Jäger et al. 2015). In addition, recent understanding of ES dynamics has emphasized the need for policy and land management decisions to consider ES as bundles of synergistic and antagonistic services (i.e. associations of ES, repeatable in space or time - Raudsepp-Hearne et al. 2010; Nagendra et al.

2013). Given the interrelations between ES in such bundles, sustainability of ES provision might only be achieved by managing for multiple services (Bennett et al. 2009; Verkerk et al. 2014; Crouzat et al. 2015) instead of targeting one or two specific ES.

Initiating the transition towards the sustainable management of land resources, with the aim to sustain ES supply and human well-being in general, depends on understanding the consequences of LU change on ecosystems (Rounsevell et al. 2012). Policies are expected to affect ES supply mainly by direct impacts on LU change (e.g. increased nature protection) or more indirect by providing those conditions that may lead to LU (e.g. land abandonment). In this study, we investigated the potential for ES-oriented policy by projecting the supply of ten ES across Europe following three LU policy scenarios: “Nature Protection”, “PES for carbon sequestration” and “PES for recreational ES”. We asked whether: (i) scenarios reach their objective (e.g. improving carbon sequestration under the “PES for C sequestration” scenario), (ii) ES bundles are sensitive to the differences between policy scenarios, and (iii) PES alternatives have positive rebounds on non-targeted services.

2. Methods

2.1. Exploring diverging alternatives of environmental policy

We used simulation outputs of policy scenarios developed in the EU project VOLANTE (Visions of Land Use Transitions in Europe) to explore the various future land-use developments and their congruence with LU characteristics desired by society (Verkerk et al. 2016). VOLANTE modelling chain consisted of seven global and regional land-use models (Appendix 1; Verburg et al. 2013; Stürck et al. 2015a; Verkerk et al. 2016). In particular, we used the simulation results of the CAPRI, EFISCEN and Dyna-CLUE models. The EFISCEN (European Forest Information SCENario; Sallnäs 1990; Schelhaas et al. 2007) models European forest resource development. The Common Agricultural Policy Regionalised Impact model (CAPRI; Britz & Witzke 2014) is an econometric model of the agricultural sector used to simulate agricultural policy alternatives in Europe. No change in the Common Agricultural Policy was implemented. LU change was projected under the Dynamic Conversion of Land-Use and its Effects model (Dyna-CLUE, Verburg & Overmars 2009).

LU was, in general, weakly regulated and was - under these assumptions - characterized by (expressed as percentage of net change across Europe between 2010 and 2040 calculated by the CAPRI and EFISCEN model): (i) a decrease in agricultural land (-3%), (ii) an increase in built-up area (+15%), (iii) a significant decrease in semi-natural vegetation (-40%) and (iv) a significant increase in forests (+18%) (Lotze-Campen et al. 2013). We narrowed down our analyses to the three scenarios that were explicitly taking into account ecosystem services and environmental management and allowing us to obtain predictions for all the parameters required to model the studied ES. Based on these conditions, the three policy scenarios (“Nature Protection”, “Payment for C (carbon) sequestration” and “Payment for recreational ES”, Verburg et al. 2013) were used to quantify future ES provisioning. Scenarios were built on the IPCC A2 SRES storyline, which assumed a moderate economic growth and a high population growth resulting in a growing demand of food and feed. (*cf.* section 2.2.). The “Nature Protection” variant included measures based on the policy goal to achieve expansion of protected zones; a robust ecological corridor network and strengthened constraints on land cover changes. Extended areas of nature were modelled to counteract fragmentation and urban sprawl. In the “PES for C sequestration” scenario, payments were considered to stimulate carbon sequestration using incentives to protect areas with high soil organic carbon contents, increase carbon storage in forest biomass and promote land conversion towards natural lands. The last scenario, “PES for recreational ES”, streamlined policies promoting recreational services through incentives and direct payment to farmers or landowners in ecosystem-service-rich areas, e.g. cultural heritage landscapes and landscapes with high recreational values. In all scenarios, forests are predicted to significantly expand, on average by 19% between 2010 and 2040, primarily as a result of secondary succession in semi-natural areas (Verburg et al. 2013).

2.2. Modelling ES supply

Ten ES provided by the European ecosystems were modelled and mapped for two time steps (2010 and 2040), for twenty-seven Member States, as part of the EU project VOLANTE. ES indicators were: recreation potential, energy content from agricultural biomass, supply of wood

material, regulation of fire risk, regulation of floods, regulation of wind disturbance in forests, carbon sequestration, biocontrol of pests, relative pollination potential and deadwood (described in Table 1, see also Mouchet et al. 2013).

Table 1: Overview of ecosystem services assessed. Models are presented in Mouchet et al. (2013, 2017) but the detailed description of the quantification of services is given in the cited references. The validation and uncertainty associated to ES maps are discussed in cited references and in Schulp et al. (2014) for climate regulation, flood regulation, pollination and recreation indices.

CICES section	CICES group	Indicator	Code	Description	Unit	References
Cultural	Physical and experimental interactions	Recreation potential index	RPI	Potential provided by ecosystems related to the presence of certain ecosystems (i.e. forest, coastline), certain ecosystem characteristics (i.e. naturalness) and their accessibility	Adimensional continuous index	Paracchini et al. (2014)
	Biomass (nutrition, materials, energy)	Agricultural biomass	ECO	Energy content of agricultural production	MJ/ha	Pérez-Soba et al. (2012)
Provisioning	Biomass (materials, energy)	Wood supply	WS	The volume of stemwood extracted from forests for material and energy use	m ³ / km ² forest/yr	Nabuurs et al. (2007); Verkerk et al. (2014)
	Mediation of flows	Fire risk index*	Fire	Estimated on the vegetation vulnerability to wildfires, climatic conditions and topography	Probability	Mouchet et al. (2012; 2013)
Regulating and maintenance	Mediation of liquid flows	Flood regulation supply indicator	IFS	Related to flood regulation. Based on the variability of the peak discharge at the outlet of a catchment in dependence of LU and soil distribution	Adimensional continuous index	Stürck et al. (2014)
	Mediation of air flows	Wind disturbance risk in forests*	Wind	Based on the vulnerability of forest to wind disturbance	Adimensional index	Schelhaas et al. (2010)
	Climate regulation	Carbon sequestration	Cseq	Amount of carbon that is sequestered from LU, LU change and forestry	C/km ² /yr	Schulp et al. (2008); Böttcher et al. (2012)
	Pest control	Species providing natural control of invertebrate and rodent pests	BC	Based on the overlaid distributions of species providing pest control	Number of species	Following Civentos et al. (2012)
	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Relative pollination potential	RPP	Related to the availability of floral resources, bee flight ranges and the availability of nesting sites	Adimensional continuous index	Zulian et al. (2013)
		Deadwood	DW	Indicator for biodiversity in forests Related to the resource availability and species richness	Mg dry matter/km ² forest	Verkerk et al. (2011)

To quantify all ES indicators, we used outputs the VOLANTE modelling chain (*cf.* section 2.1). EFISCEN and CAPRI models provided regional insights on forest and agricultural lands, respectively. The EFISCEN model provided estimates (e.g. felling, wood removal, growing stocks) for wood supply, deadwood, fire risk, carbon sequestration and wind disturbance risk. The agricultural biomass indicator was based on outputs of the CAPRI model (e.g. agricultural yields). Biocontrol of pests and fire risk were estimated using, respectively, the biodiversity dataset published by Maiorano et al. (2013) and the fire occurrences between 2001 and 2010 extracted from the FIRMS MODIS Fire/Hotspot dataset (Davies et al. 2009). DYNA-CLUE provided several

LULC-related drivers used for the assessment of biocontrol of pests (e.g. habitat suitability), pollination potential (e.g. spatial distribution and clustering of locations supplying crop pollination), and recreational potential (e.g. LULC for the estimation of the naturalness degree).

The scenario narratives were used to predict the outputs from the same modelling chain (Lotze-Campen et al. 2013) that we then used to project the values of the ten selected ES for 2040. DYNA-CLUE provided LULC maps that contributed to the downscaling of ES maps at the 1km² resolution, at the two time steps and for all scenarios. Each ES was quantified in a spatially explicit fashion, data layers were georeferenced to the standard INSPIRE reference grid for Europe at 1km² (available at <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-1>) based on the ETRS89 Lambert Azimuthal Equal Area projection.

2.3. Estimating changes in ecosystem services and bundles from 2010 to 2040

We first calculated the relative difference between the (non-standardized) projected ES values in 2040 and the (non-standardized) modelled ES values in 2010, at the 1km² resolution. Finally, to estimate the deviation in the ES supply from the initial state, we averaged these differences of ES values at the continental (EU27) and regional (NUTS-2) levels to finally express changes in ES supply as a percentage of the 2010 supply. Confronting current relationships between ES and EU land use (Mouchet et al. 2017) and predicted trends in European landscapes (see Verburg et al. 2013 and Stürck et al. 2015a), we anticipated that scenarios should have spatially heterogeneous effects on ES supply. The hypothesised changes in ES supply under each of the three scenarios are summarized in Table 2.

Prior to the bundle analysis, all indicators were standardized by subtracting the minimum value observed and then dividing by the difference between the maximum and the minimum values observed (Paracchini et al. 2011) for each scenario separately, except for the relative water retention index (the calculation of the index already included a standardization step). To ease interpretation, both wind disturbance and fire risk indicators were converted by using the formula $1-x$ (x being the indicator value), thus indicating the regulation of wind disturbance and fire risk.

Table 2: Summary of the hypothesised effects of policy scenarios on ecosystem services in our framework. Policy scenarios may entail an increasing ES supply (in blue), a decreasing ES supply (in pink), mixed effects on ES supply (in grey) or no effect (in black). RPI – recreational potential; DW – deadwood; ECO – agricultural biomass; Fire – fire risk moderation; WS – wood supply; IFS – flood regulation; BC – biocontrol; ; RPP – pollination potential; Cseq – carbon sequestration; Wind – moderation of wind disturbances .

	Nature Protection	PES for C sequestration	PES for recreational ES
RPI	Increasing outdoor recreation due to the expansion of protected areas beyond Natura2000 and restrictions on human intervention and land cover changes within them	A slight decrease in outdoor recreation due to increased forest extent and limited grassland conversion	Limited effect due to maintenance of management system delivering some ecosystem service. However, the contribution of agricultural land to outdoor recreation is relatively limited compared to protected areas and natural/semi natural land which are not much affected by this policy alternative
ECO	Agriculture intensification of the remaining cultivated lands, to compensate the loss of agricultural lands and to sustain the demand for agricultural biomass	Spatially heterogeneous effect: decreases in grasslands due to restrictions to conversions, increases in other areas due to agriculture expansion/intensification to meet the agricultural biomass demand on less available agricultural land	Spatially heterogeneous effect: decreases in agricultural areas targeted by the policy, increases in other areas to counter this
WS	Spatially heterogeneous but overall reduced wood supply due to restrictions on management in protected areas.	Spatially heterogeneous but overall reduced wood supply due to incentives to store more carbon	Mixed effect
BC	Overall increase but regionally heterogeneous because of the mixed effects of projected land use policies : biocontrol might decrease with the loss of pests as an answer to the expansion of protected areas but could increase with the intensification in remaining agricultural lands		
Cseq	Spatially heterogeneous with local increase of carbon sequestration due to increased natural lands, less gross conversions and restrictions on wood removals	Overall increasing carbon sequestration in biomass due incentives to store more carbon in forest biomass	Regionally contrasted as displacement effects may occur. Smaller contrasts expected than for the “Nature Protection” scenario, as the amount of forest doesn’t change
DW	Minor increase in deadwood supply in most regions due to reduced wood harvest either to protect nature or stock carbon.		
Fire	Almost no change in the overall level of supply due to maintenance of management system delivering some ecosystem service. In some regions, propagation of wildfires may be facilitate by a reduced management intensity, land abandonment and increasing fuel loads (biomass)		
IFS	Almost no effect on flood regulation	Almost no effect on flood regulation	
RPP	Mixed effects resulting in an overall decrease: forest expansion increases pollination potential near the edges of forests but decreases it in the cores. Restrictions on LU conversion within the enhanced protected network will mostly prevent decreases rather than determine significant increases		
Wind	The overall trend might an increase in the moderation of wind disturbance, preserving nature for conservation purposes or carbon sequestration or recreational activities will locally decrease its supply. Indeed, it will favour larger share of old trees that are more vulnerable to wind disturbance		

To capture sets of ES bundles consistently associated throughout Europe for a given date and scenario, we built self-organizing map (hereafter “SOM”) to represent the spatial clustering of cells according to the similarity of their supply of each ES, using the “kohonen” R package

(Wehrens & Buydens 1997). A self-organizing map derives from unsupervised learning artificial neural networks and clusters cells sharing common features (Kohonen 1982; 2001). We parametrized SOM to build two to twenty clusters to explore the sensitivity of our results to the number of clusters using the 2010 baseline ES values. Three clusters turned out to have the highest silhouette width value (e.g. 0.35), which compared the compactness and separation of clusters (Rousseeuw 1987), and corresponded to a good compromise between interpretability and the relevance of clusters. To ease comparisons between current and predicted bundles, we chose to constrain the SOM algorithm to identify three bundles under each scenario variant. Finally, we compared the spatial distribution and the composition of ES bundles, as estimated for the years 2010 and 2040.

3. Results

3.1. EU27-wide changes in ES supply

The average projected supply of each service for 2040 slightly varied across scenarios (Table 3). According to the projections, all policy scenarios would result in a decreasing supply of pollination potential (-4.99%, -10.52% and -10.66% under “Nature Protection”, “PES for C sequestration” and “PES for recreational ES”, resp.). In contrast, agricultural biomass and biocontrol are projected to increase, regardless of the scenario. The supply levels of fire risk moderation, deadwood and flood regulation change only marginally and would remain similar to the baseline. Wood supply, carbon sequestration, wind disturbance moderation and, to a lesser extent, recreational potential, are the only ones showing a marked difference between scenarios. Wood supply decreased in the “PES for C sequestration” scenario, remained constant in the “Nature Protection” scenario and increased in the “PES for recreational ES” scenario. For carbon sequestration, only the “PES for C sequestration” is expected to lead to enhanced carbon sequestration (e.g. +9.42%, against -15.17% and -29.04% under the “Nature Protection” and “PES for recreational ES”, respectively). Likewise, recreational potential is predicted to grow only under the “Nature Protection” scenario (+3.14%).

Table 3: Trends in ES supply between 2010 and 2040. In the first column, the average standardized ES levels of supply in 2010 (dimensionless) are given as a reference to ease the comparison across ES. In the other columns, trends are expressed as a percentage of the 2010 average supply and calculated as the difference of (non-standardized) ES values between of the two time steps divided by the (non-standardized) average 2010 supply

		Average supply in 2010	Nature Protection	PES for C sequestration	PES for recreational ES
Cultural service					
Recreation potential	RPI	0.3	3.14	-0.81	-0.79
Provisioning services					
Agricultural biomass	ECO	0.98	13.35	8.89	12.57
Wood supply	WS	0.84	-0.72	-13.5	6.81
Regulating and maintenance services					
Biocontrol of pests	BC	0.38	5.68	5.49	4.85
Carbon sequestration	Cseq	0.51	-15.17	9.42	-29.04
Deadwood	DW	0.08	2.15	2.37	1.89
Moderation of fire risk	Fire	0.51	-0.01	-0.01	-0.01
Flood regulation	IFS	0.26	0.03	-0.07	-0.27
Relative pollination potential	RPP	0.12	-4.99	-10.52	-10.66
Moderation of wind disturbance	Wind	0.06	8.25	9.29	-0.81

Environmental policies promulgated under the PES scenarios should essentially benefit the forest-related services, energy content from agricultural biomass (+8.98% for “PES for C sequestration” and +12.57% under “PES for recreational ES”) and biocontrol of pests (+5.49% for “PES for C sequestration” and +4.85% under “PES for recreational ES”), although the global increment of these latter two services should be higher under the “Nature Protection” scenario (+13.35% and +5.68% respectively). This scenario led to the overall higher supply for three out of ten ES: recreation potential (+3.14%), agricultural biomass (+13.35%), biocontrol (+5.68%), and in

the case of pollination, a lower decrease than under other alternatives (-4.99%). Likewise biocontrol may increase in strongly intensified remaining agricultural lands but may decrease in the extended natural (protected or not) areas because this ES is defined by the presence of agricultural lands with agricultural pests. Indeed, the smallest changes (e.g. biocontrol of pests and wind disturbance moderation) and the higher decreases (e.g. wood supply and carbon sequestration) are only predicted under PES alternatives.

3.2. Regional changes in ES supply

Obviously, trends at the scale of the whole EU may obscure regional and local trends. Indeed, an overall projected trend could result from the maintenance of similar levels of ES supply in 2040 as compared to 2010, from the compensation of regional/local gains and losses of supply, or from both (see Appendices 2 to 4). Overall, regional changes in ES supply tend to be consistent with EU-wide change but biocontrol of pests, carbon sequestration, moderation of wind disturbance and wood supply show the most contrasting regional trends (Figures 1a and 1b). The projected state of biocontrol is overall higher than the initial 2010 state but much contrasted from one NUTS-2 region to another, regardless of the scenario. Greater losses are expected in Southern Spain and Portugal, NE Balkans, UK and Ireland, and from Belgium to Denmark. Greater gains are projected in Southern Finland and Sweden, Estonia, Southern France, Tyrol and in the Italian regions from Liguria to Abruzzo. Carbon sequestration is projected to consistently drop except in the “PES for C sequestration” scenario (Appendix 3). However, patterns of changes in the supply of carbon sequestration are similar among alternatives.

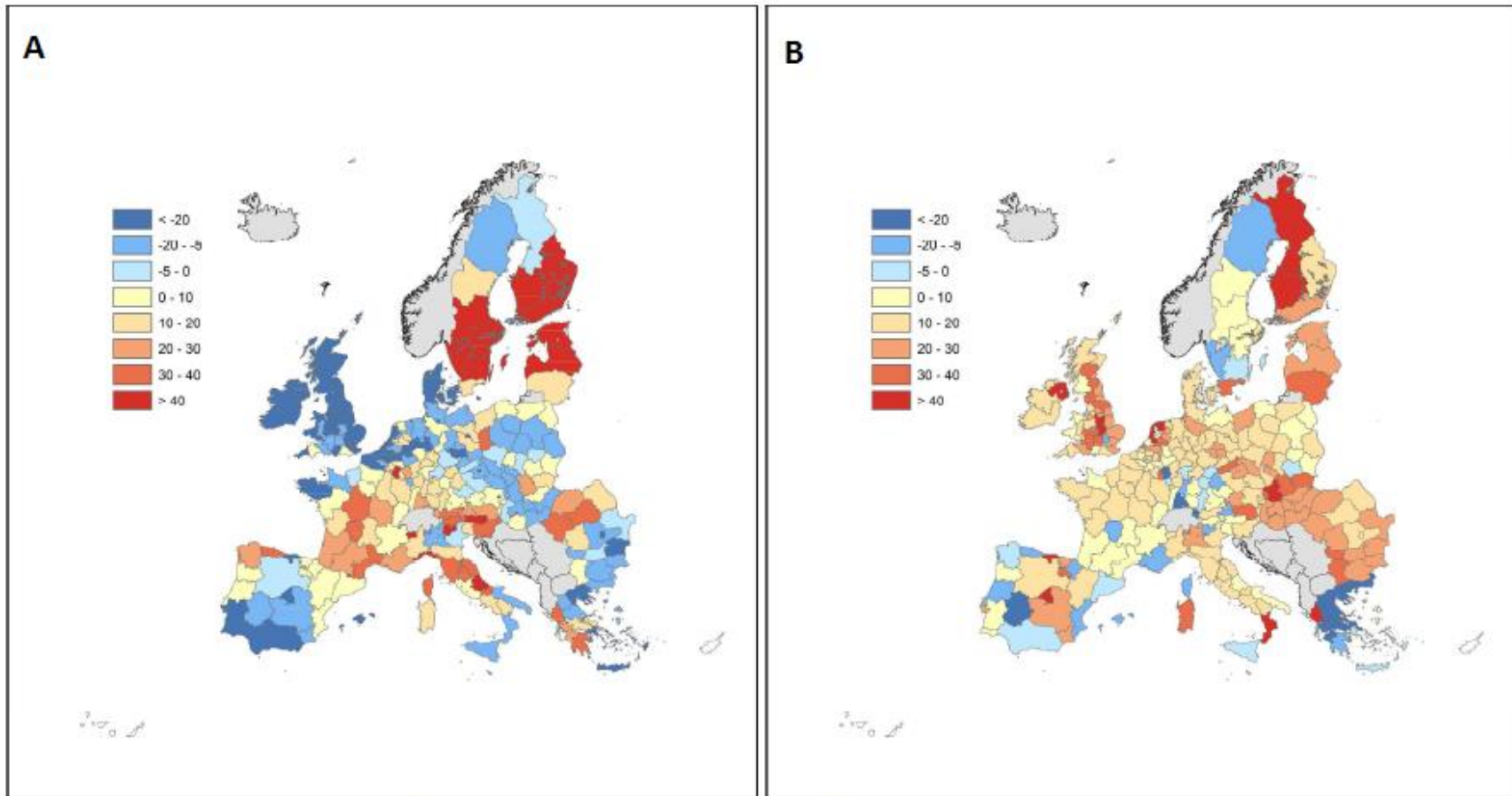


Figure 1. Predicted regional deviation of (a) biocontrol of pests and (b) energy content of agricultural biomass, under the "nature protection" scenario, from their 2010 baseline supply. Regional changes are given as the average absolute difference at the NUTS 2 level between 2040 and 2010 ES value.

Conversely, continental trends in ES supply are representative of regional ones in the case of deadwood with a very few regional exceptions, pollination potential and agricultural biomass. The average agricultural biomass is projected to increase by 2040 in already intensive agricultural regions like the central Po Plain in Italy, Eastern England, the NE German Plain and Saxony (SE Germany), SW Slovakia and Hungary, in all projected scenarios. Decreases are expected to occur consistently across scenarios, in a few regions including Southern Spain and Catalonia, the SE Germany (Bavaria and Baden-Württemberg), or Bulgaria. This result agrees with the already identified trend of a polarization of agricultural production in Europe (Stürck et al. 2015a), with increases in highly competitive ones that have to compensate for land abandonment in some marginal areas.

3.3. Changes in ES bundles

Using self-organising maps, we identify three ES bundles supplied by three clusters of sites (i.e. pixels) sharing common characteristics in ES supply (Figure 2). The segregation of pixels into clusters is mainly driven by their potential to supply agricultural biomass (cluster A) on one hand, and wood and deadwood (cluster C) on the other hand.

Bundles thus reflect LU: clusters A, B and C overlapped with pastures and arable lands, semi-natural areas (but not forested) and forested areas, respectively.

The predicted ES bundles show very similar patterns between the 2010 baseline and the scenarios except for cluster B, under the “Nature Protection” and “PES for recreational ES” scenarios. Numerous sites from “pastures and arable lands” (cluster A) and “semi-natural lands” (cluster B) bundles identified for the 2010 baseline, seems to be clustered into a cluster A in 2040. Compared to 2010, the area of cluster B shrinks and the sites in the 2040 cluster B appear to be those specialized in flood regulation, recreation services and, to a lesser extent, pollination. This is likely linked to the strong increase in pasture and grassland projected for this policy alternative particularly in Spain, Italy and Greece. The most significant difference between clusters A and C (current or projected) lies in the level of biocontrol and carbon sequestration, regardless of the scenario. The contribution of wind disturbance moderation to bundles A and B may not represent an actual high supply of the service by the ecosystem but a lack of risk due to the absence of forested areas. Indeed the moderation values are given by *1-risk values*. In the case of wind disturbance moderation, where there is no forest cover, there is no risk of disturbance. Consequently, the regulating service is assumed maximal. This is also true for fire risk moderation in pasture and arable lands. Indeed, we estimated fire risk using observed occurrence of fires in Europe. The actual wildfire occurrences in managed ecosystems are likely to be quickly detected and controlled thanks to a heightened surveillance. For technical issues (i.e. the self-organising maps algorithm used did not accept missing values), we chose to replace the missing values of ES supply by 0 instead of removing all sites with at least one missing value for one ES, thereby substantially reducing our dataset. This contributes to an underestimation of the level of flood regulation in Greece where it was not quantified.

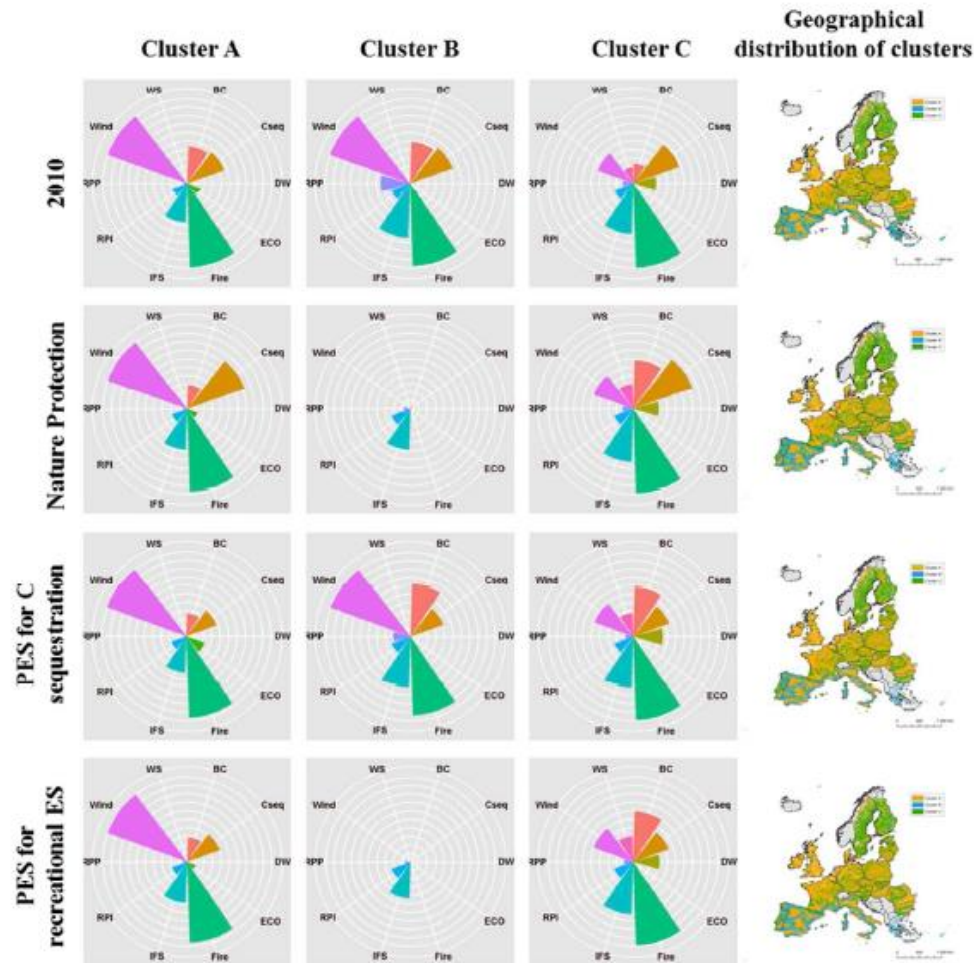


Figure 2. Geographical distribution of current and projected ES bundles. ES bundles are represented on the left panel and the spatial distribution of the bundles on the right. The length of the chunks on the left panel is proportional to the average supply of each ES over the pixels in the cluster. Pixels on the map are colored according to the clusters in the left panel. The names of the ES on A are abbreviated: "BC" = biocontrol of pests, "Cseq" = carbon sequestration, "DW" = deadwood, "Fire" = fire risk moderation, "IFS" = flood regulation, "ECO" = agricultural biomass, "RPI" = recreational potential index, "RPP" = relative pollination potential, "WS" = wood supply, "Wind" = wind disturbance moderation in forests.

4. Discussion

Our analyses reveal that policy options are able to modulate the current landscape multifunctionality. This phenomenon is illustrated by the "forest" cluster, within which not only wood supply, but also other services were projected to be affected by policy options. The average change in the supply in a given ES between 2040 and 2010 is rather similar between scenarios, except for wood supply, moderation of wind disturbance, carbon sequestration and, to a lesser degree, recreational potential. In the following, we discuss our results for each of our research questions.

4.1. To what extent do environmental policies reach their objective?

The results of the simulations do not always correspond with the expected trends in ES supply (as described in Table 2). Our simulations suggested that the PES for carbon sequestration should successfully promote carbon sequestration but that PES for recreational services would fail to foster the targeted service. The global predicted increase in carbon sequestration under the “PES C sequestration” results from incentives to limit the harvest of wood material leading to a stronger sequestration in sink areas and a switch from source to sinks of carbon sequestration in a handful of additional regions. The recreational potential index appeared to be more sensitive to the expansion of protected areas beyond the Natura2000 network and strengthened constraints on land conversions (e.g. expansion of natural areas, including forest, semi-natural vegetation as well as abandoned pasture and arable land) given by the storyline of “Nature Protection”, than local transitions of crops or arable lands to managed grasslands or pastures induced by both PES scenarios, these latter LU having a lower degree of naturalness.

Indeed, PES for recreational services entails very few changes in the area of lands attractive for recreational activities and in the determinant landscape parameters (e.g. accessibility of several attractive ecosystems like sea coasts and inland water are assumed to remain static) between 2010 and 2040. Predicted changes in the recreational potential indicator value should be primarily driven by LU transitions at these locations, rather than an expansion or loss of the total area suitable to recreational activities. Specifically, the indicator should be mainly determined by changes of the hemeroby index, i.e. measures the impact of human intervention on ecosystems as the deviation from potential natural vegetation, of the areas currently providing the ES. If LU transitions occur between LU having the same degree of naturalness, e.g. a transition from recently abandoned arable land to semi-natural vegetation or forest, the recreational potential would not change, as all these LU classes share the same hemeroby value (3 – *semi natural* or *Mesohemerobe*). Besides, the scenario assumes that recreational services should be promoted in already ES-rich lands, often managed for other ES like agricultural lands. Only the “Nature Protection” scenario entails enough expansion of the lands with a higher degree of naturalness (i.e. protected areas network) and constrains on land cover change to lead to a minor, but not negligible, increase of the service.”

In the PES scenarios, however, the protected areas network remains unchanged and PES schemes would not counteract the loss of semi-natural areas, the expansion of built-up areas and forest, and the intensification of remaining agricultural lands. In our study, protecting nature (without targeting a specific service) proves to be the most beneficial for all ES. In accordance with Haines-Young et al. (2012), the predicted changes in ES supply would be spatially heterogeneous; forested, semi-natural and mosaic landscapes would enhance ES supply, but stronger restrictions on land cover conversion in protected sites could entail a more intensive use of unprotected areas as well as less abandonment of agricultural land.

ES supply may also respond to other pressures than LU transitions. The distributions of vertebrate species underpinning the biocontrol model mainly relies on species distribution modelling and might thus be more sensitive to climate changes than to LU transitions (Barbet-Massin et al. 2012; Conlisk et al. 2013; Sohl 2014).

4.2. Will ES bundles be sensitive to policy alternatives?

Projected bundles were found to be quite close to current ones, as changes in several ES supply are marginal at the EU27 scale and bundles were primarily shaped by broad categories of LU. Therefore their changes are likely to follow LU trajectories, regardless of the scenario and despite predicted changes in the supply of some ES. In particular, the ongoing forest cover expansion and land abandonment over Europe (Fuchs et al. 2012), eventually combined with the reinforcement of the Green Infrastructure (European Commission 2013), might conflict with a European production of food, feed and fibre to meet the increasing demand. Thus the remaining agricultural lands should supply a growing amount of agricultural biomass per unit area. The increased pressure on agriculture lands adds up with the continuation of arable farming and some gross conversion of forest. This should be particularly accurate under the “Nature Protection” scenario for the supply of energy content from agricultural biomass.

Changes in bundles essentially relate to the spatial distribution of bundles rather than their composition. Verkerk et al. (2014) further argued that impacts depend on the system boundaries that are considered. For example, protecting nature might result in societal benefits within Europe, it may also displace the negative LU impacts outside Europe and/or induce the replacement of raw materials (e.g. wood) by more pollutant materials (e.g. fossil fuels, concrete, steel). As a consequence, the areas predicted to supply higher levels of ES might balance out those supplying less when scaling up ES supply at the international level, as long as areas of supply and demand remain spatially and temporally connected. We could not compare the evolution of the demand to that of predicted changes in supply in our work but other studies suggest mismatches between an increasing demand for ES and their future supply (Stürck et al. 2015b) or potential tradeoffs between provisioning and non-marketed services (Verkerk et al. 2014). Further efforts are required to fully comprehend the future of ES bundles in response to evolving demands.

4.3. Will PES variants have positive rebounds on non-targeted services?

PES schemes are very likely to affect non-targeted services. For example, fostering recreation services to meet an increasing demand could happen at the expense of habitat and agricultural services (Haines-Young et al. 2012). In our case, PES scenarios are projected to generate similar trends in ES supply (i.e. if one non-targeted ES tends to increase at the EU level in one scenario, it should also increase in the other PES scenario), with the exceptions of carbon sequestration, moderation of wind disturbance and wood supply. Wood supply decreased in the “PES for C sequestration” scenario, remained constant in the “Nature Protection” scenario and increased in the “PES for recreational ES” scenario. As mentioned in the previous section, incentives from the PES for carbon sequestration scheme should reduce the amount of wood supplied to increase the carbon sequestration in forest biomass. In contrast, the “Nature Protection” scenario appears as the most effective to foster ES as compared to the two PES scenarios, predicting higher supply and weaker decreases for many services. Indeed, protecting nature most likely protects the complex mechanisms linking biodiversity, habitats and ES. Besides, biodiversity is entwined with more ES than a given service could be with all others. This result urges rethinking the long-term sustainability and efficiency of PES schemes, as already pointed out by Farley et al. (2010). Protected areas (Palomo et al. 2014; Castro et al. 2015) as well as biodiversity (Díaz et al.

2009; Harrison et al. 2014) have been proven to be significant ES providers. Consequently, PES schemes not straightforwardly targeting natural areas and biodiversity may be less efficient at promoting multiple ES than expected. Assuming that protecting carbon stock areas might also protect biodiversity is misleading as carbon hotspots are not always spatially congruent with biodiversity hotspots (Strassburg et al. 2010; Locatelli et al. 2014). The effectiveness of a policy to promote carbon sequestration strongly depends on the time-scale considered. Storing carbon in forests can be only a temporary solution, as the storage capacity will eventually saturate, or be lost due to disturbances (Nabuurs et al. 2013). Thomas et al. (2013) also estimated that combining carbon and biodiversity conservation strategies would greatly outperform both carbon-only and biodiversity-only conservation strategies because of the spatial mismatch between carbon stocks and biodiversity. This calls for spatially diversified policies (or management strategies, which consider all LU functions (cf. Nabuurs et al. 2013). Not surprisingly, current PES schemes and climate change mitigation tools implemented alone appear not to sufficiently reduce biodiversity loss (Hein et al. 2013) and could have greater co-benefits for human society and biodiversity if priority areas were selected so as to maximize multiple ES (Locatelli et al. 2014), in Europe as in (developing) tropical regions.

5. Conclusion

LU transitions will occur under our three environmental policy scenarios but it is very challenging to foresee and model how these transitions will induce changes in service supply and bundles. Lawler et al. (2014) highlighted the difficulty to anticipate rebounds of US environmental policies and identify the right drivers of changes (i.e. political, market-based and/or biophysical). The authors acknowledged the complexity to anticipate most drivers of LU changes in the coming future, i.e. climate change, market, new technologies, societal and political changes. In that sense, our attempt to predict future ES supply should be taken with caution as it mainly explored a small set of possibilities at a very coarse scale, but it lays the foundations for further predictive studies on LU and ES, across EU. Besides, future changes in ES targeted by PES schemes might be very different from expectations if LU transitions are not heavily constrained towards the most appropriate LU to meet goals of these PES schemes (i.e. more natural and less managed LU in most cases).

Two important conclusions emerging from our results are that:

services are related to each other and land use in such intricate ways that designing environmental policies targeting very specific ES will most likely fail to ensure multi-ES supply or even fail to significantly enhance the supply of the targeted ES

converting a managed LU to a "less managed" or "more natural" LU may not be sufficient to improve ES supply and further efforts are required to define which specific LU transitions would be the most beneficial to ES and bundles

References

- Abson DJ, von Wehrden H, Baumgärtner S, Fischer J, Hanspach J, Härdtle W, Heinrichs H, Klein AM, Lang DJ, Martens P, Walmsley D. 2014. Ecosystem services as a boundary object for sustainability. *Ecol Econ.* 103:29-37.
- Banerjee S, Secchi S, Fargione J, Polasky S, Kraft S. 2013. How to sell ecosystem services: a guide for designing new markets. *Front Ecol Environ.* 11(6):297-304.
- Barbet-Massin M, Thuiller W, Jiguet F. 2012. The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Glob Change Biol.* 18:881-890.
- Bateman IJ, Harwood AR, Mace GM, Watson RT, Abson DJ, Andrews B, Binner A, Crowe A, Day BH, Dugdale S, et al. 2013. Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. *Science.* 341:45-50.
- Bennett EM, Peterson GD, Gordon LJ. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol Lett.* 12: 1394-1404.
- Böttcher H, Verkek PJ, Gusti M, Havlik P, Grassi G. 2012. Projection of the future EU forest CO₂ sink as affected by recent bioenergy policies using two advanced forest management models. *GCB Bioenergy.* 4:773-783.
- Britz W, Witzke P. (eds) 2014. CAPRI Model Documentation 2014. Bonn: University Bonn. 277pp.
- Castro AJ, Martin-Lopez B, Lopez E, Plieninger T, Alcaraz-Segura D, Vaughn CC, Cabello J. 2015. Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid Spain. *Appl Geogr.* 60: 1-9.
- Chaudhary S, McGregor A, Houston D, Chettri N. 2015. The evolution of ecosystem services: a time series and discourse-centered analysis. *Environ Sci Policy.* 54:25-34.
- Cimon-Morin J, Darveau M, Poulin M. 2013. Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review. *Biol Conserv.* 166:144-154.
- Civantos E, Thuiller W, Maiorano L, Guisan A, Araújo MB. 2012. Potential impacts of climate change on ecosystem services in Europe: the case of pest control by vertebrates. *BioScience.* 62(7):658-666.
- Conlisk E, Syphard AD, Franklin J, Flint L, Flint A, Regan H. 2013. Uncertainty in assessing the impacts of global change with coupled dynamic species distribution and population models. *Glob Change Biol.* 19:858–869.
- Cordingley JE, Newton AC, Rose RJ, Clarke RT, Bullock JM. 2016. Can landscape-scale approaches to conservation management resolve biodiversity–ecosystem service trade-offs? *J Appl Ecol.* 53(1):96-105.
- Crouzat E, Mouchet M, Turkelboom F, Byczek C, Meersmans J, Berger F, Verkerk PJ, Lavorel S. 2015. Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *J Appl Ecol.* 52:1145–1155.
- Daily GC. (ed) 1997. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems.* Washington (DC): Island Press. 392 pp.
- Davies DK, Ilavajhala S, Wong MM, Justice CO. 2009. Fire Information for Resource Management System: Archiving and Distributing MODIS Active Fire Data. *IEEE Trans on Geosci Remote Sens.* 47(1):72-79.
- Díaz S, Demissew S, Carabias J, Joly C, Lonsdale M, Ash N, Larigauderie A, Adhikari JR, Arico S, Báldi A, et al. 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Curr Opin Environ Sustain.* 14:1-16.
- Díaz S, Fargione J, Chapin FS II, Tilman D. 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biol.* 4(8):e277.

- Díaz S, Hector A, Wardle D. 2009. Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit. *Curr Opin Environ Sustain.* 1:55-60.
- Dunford, R.W., Smith, A.C., Harrison, P.A., Hanganu, D., 2015. Ecosystem service provision in a changing Europe: adapting to the impacts of combined climate and socio-economic change. *Landscape Ecol.* 30:443-461.
- European Commission. 2011. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. COM(2011):244.
- European Commission. 2013. Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions green infrastructure (GI) - enhancing Europe's natural capital. COM(2013):249.
- Farley J, [Aquino A](#), [Daniels A](#), [Moulaert A](#), [Lee D](#), [Krause A](#). 2010. Global mechanisms for sustaining and enhancing PES schemes. *Ecol Econ.* 69:2075-2084.
- Fisher B, Turner RK, Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol Econ.* 68:643-653.
- Fuchs R, Herold M, Verburg PH, Clevers J. 2012. A high-resolution and harmonized model approach for reconstructing and analyzing historic land changes in Europe. *Biogeosciences.* 9:14823-14866.
- Gomez-Baggethun E, de Groot R, Lomas P, Montes C. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecol Econ.* 6:1209-1218.
- Guerry AD, Polasky S, Lubchenco J, Chaplin-Kramer R, Daily GC, Griffin R, Ruckelshaus M, Bateman IJ, Duraiappah A, Elmqvist T, et al. 2015. Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *P Natl Acad Sci USA.* 112(24):7348-7355.
- Haines-Young R, Potschin M, Kienast F. 2012. Indicators of ecosystem service potential at European scales: mapping marginal changes and trade-offs. *Ecol Indic.* 21:39-53.
- Harrison PA, Berry PM, Simpson G, Haslett JR, Blicharska M, Bucur M, Dunford R, Egoh B, Garcia-Llorente M, Geamănă N, et al. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosyst Serv.* 9:191-203.
- Harrison PA, Dunford R, Savin C, Rounsevell MDA, Holman IP, Kebede AS, Stuch B. 2015. Cross-sectoral impacts of climate change and socio-economic change for multiple, European land- and water-based sectors. *Clim Change.* 128:279-292.
- Harrison PA, Holman IP, Berry PM. 2015. Assessing cross-sectoral climate change impacts, vulnerability and adaptation: an introduction to the CLIMSAVE project *Clim. Change.* 128:153-167.
- Hein L, Miller DC, de Groot R. 2013. Payments for ecosystem services and the financing of global biodiversity conservation. *Curr Opin Environ Sustain.* 5(1):87-93.
- Hein L, van Koppen K, de Groot RS, van Ierland EC. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol Econ.* 57(2): 209-228.
- Jäger J, Rounsevell MDA, Harrison PA, Omann I, Dunford R, Kammerlander M, Pataki G. 2015. Assessing policy robustness of climate change adaptation measures across sectors and scenarios. *Clim Change.* 128:395-407.
- Kinzig AP, Perrings C, Chapin III FS, Polasky S, Smith VK, Tilman D, Turner II BL. 2011. Paying for Ecosystem Services—Promise and Peril. *Science.* 334(6056):603-604.
- Kohonen T. 2001. Self-organizing maps. 3rd ed. New York: Springer. 502pp.
- Kohonen T. 1982. Self-Organized Formation of Topologically Correct Feature Maps. *Biol Cybern.* 46:59-69.

- Lawler JJ, Lewis DJ, Nelson E, Plantinga AJ, Polasky S, Withey JC, Helmers DP, Martinuzzi S, Pennington D, Radeloff VC. 2014. Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *P Natl Acad Sci USA*. 111(20):7492-7497.
- Locatelli B, Imbach P, Wunder S. 2014. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. *Environ Conserv*. 41 (1):27-36.
- Lotze-Campen H, Popp A, Verburg P, Lindner M, Verkerk H, Kakkonen E, Schrammeijer E, Schulp CJE, van der Zanden E, van Meijl H, et al. 2013. Description of the translation of sector specific land cover and land management information. VOLANTE EU FP7 project, deliverable 7.3. (available on <http://www.volante-project.eu>)
- Maes J, Barbosa A, Baranzelli C, Zulian G, Batista e Silva F, Vandecasteele I, Hiederer R, Liqueste C, Paracchini ML, Mubareka S, et al. 2015. More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. *Landscape Ecol*. 30:517-534.
- Maes J, Paracchini ML, Zulian G, Dunbar MB, Alkemade R. 2012. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biol. Conserv*. 155:1–12.
- Maiorano L, Amori G, Capula M, Falcucci A, Masi M, Montemaggiori A, Pottier J, Psomas A, Rondinini C, Russo D, et al. 2013. Threats from Climate Change to Terrestrial Vertebrate Hotspots in Europe. *PLoS ONE*. 8(9) :e74989.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, 155pp.
- Moss RH, Edmonds JA, Hibbard KA, Manning MR, Rose SK, van Vuuren DP, Carter TR, Emori S, Kainuma M, Kram T, et al. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*. 463(7282):747-756.
- Mouchet MA, Lavorel S, Maes J, Paracchini ML, Plutzer C, Schulp CJE, Stürck J, Verburg P, Verkerk PJ, Zulian G. 2013. Identification of current hotspots and a typology relating to potential causes. VOLANTE EU FP7 project, deliverable 8.3. (available on <http://www.volante-project.eu>)
- Mouchet MA, Lavorel S, Paracchini ML, Plutzer C, Schulp CJE, Stürck J, Verburg P. 2012. A framework for trade-off analysis of ecosystem service indicators. VOLANTE EU FP7 project, deliverable 8.1. (available on <http://www.volante-project.eu>)
- Mouchet MA, Paracchini ML, Schulp CJE, Stürck J, Verkerk PJ, Verburg, PH, Lavorel S. 2017. Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecol Indic*. 73: 23-28.
- Nabuurs GJ, Pussinen A, van Brusselen J, Schelhaas MJ. 2007. Future harvesting pressure on European forests. *Eur J Forest Res*. 126:391-400.
- Nabuurs GJ, Lindner M, Verkerk PJ, Gunia K, Deda P, Michalak R, Grassi G. 2013. First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nat Clim Chang*. 3:792-796.
- Naeem S, Ingram JC, Varga A, Agardy T, Barten P, Bennett G, Bloomgarden E, Bremer LL, Burkill P, Cattau M, et al. 2015. Get the science right when paying for nature's services. *Science*. 347(6227):1206-1207.
- Nagendra H, Reyers B, Lavorel S. 2013. Impacts of land change on biodiversity: making the link to ecosystem services. *Curr Opin Environ Sustain*. 5:503-508.
- Nakićenović N, Alcamo J, Davis G, de Vries B, Fenhann J, Gaffin S, Gregory K, Grübler A, Jung TY, Kram T, et al. 2000. *IPCC special report on emissions scenarios*. Cambridge: Cambridge University Press. 599pp.

- Palomo I, Martín-López B, Alcorlo P, Montes C. 2014. Limitations of protected areas zoning in Mediterranean cultural landscapes under the ecosystem services approach. *Ecosystems*. 17: 1202-1215.
- Paracchini ML, Pacini C, Jones MLM, Pérez-Soba M. 2011. An aggregation framework to link indicators associated with multifunctional land use to the stakeholder evaluation of policy options. *Ecol Indic*. 11:71-80.
- Paracchini ML, Zulian G, Kopperoinen L, Maes J, Schägnera JP, Termansen M, Zandersen M, Pérez-Soba M, Scholefield PA, Bidoglio G. 2014. Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecol Indic*. 45:371-385.
- Pérez-Soba M, Elbersen B, Kempen M, Braat L, Staristky I, van Wijngaart R, Kaphengst T, Andersen E, Germer L, der Smith L. 2012. Study on the role of agriculture as provisioning ecosystem service. Interim report to the Institute for Environment and Sustainability (JRC/IES). Alterra Wageningen UR, Ecologic Institute, University of Copenhagen and EuroCARE.
- Plutzer C, Kroisleitner C, Haberl H, Fetzl T, Bulgheroni C, Beringer T, Hostert P, Kastner T, Kuemmerle T, Lauk C, et al. 2016. Changes in the spatial patterns of human appropriation of net primary production (HANPP) in Europe 1990–2006. *Reg Environ Change*. 16:1225.
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. 107:5242-5247.
- Reyers B, Polasky S, Tallis H, Mooney HA, Larigauderie A. 2012. Finding common ground for biodiversity and ecosystem services. *Bioscience*. 62:503-507.
- Rounsevell MDA, Pedrolí B, Erb KH, Gramberger M, Busck AG, Haberl H, Kristensen S, Kuemmerle T, Lavorel S, Lindner M, et al. 2012. Challenges for land system science. *Land Use*. 29:899-910.
- Rounsevell MDA, Reginster I, Araujo MB, Carter TR, Dedoncker N, Ewert F, House JI, Kankaanpää S, Leemans R, Metzger MJ, et al. 2006. A coherent set of land use change scenarios for Europe. *Agr Ecosyst Environ*. 114:57-68.
- Rousseeuw PJ. 1987. Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *J Comput Appl Math*. 20:53–65.
- Sallnäs O. 1990. A matrix model of the Swedish forest. *Stud For Suec*. 183: 23pp.
- Schelhaas MJ, Eggers J, Lindner M, Nabuurs GJ, Päivinen R, Schuck A, Verkerk PJ, van der Werf DC, Zudin S. 2007. Model documentation for the European Forest Information Scenario model (EFISCEN 3.1.3). Alterra Report 1559 and EFI Technical Report 26. Alterra and European Forest Institute, Wageningen/Joensuu.
- Schelhaas MJ, Hengeveld G, Moriondo M, Reinds GJ, Kundzewicz ZW, ter Maat H, Bindi M. 2010. Assessing risk and adaptation options to fires and windstorms in European forestry. *Mitig Adapt Strat Gl*. 15:681-701.
- Schröter D, Cramer W, Leemans R, Prentice IC, Arnell AW, Araújo MB, Bondeau A, Bugmann H, Carter T, de la Vega-Leinert AC, et al. 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science*. 310(5752):1333–1337.
- Schulp CJE, Burkhard B, Maes J, Van Vliet J, Verburg PH. 2014. Uncertainties in Ecosystem Service Maps: A Comparison on the European Scale. *PLoS ONE*. 9(10):e109643.
- Schulp CJE, Nabuurs GJ, Verburg PH. 2008. Future carbon sequestration in Europe – Effects of land use change. *Agric Ecosyst Envir*. 127:251-264.
- Seppelt R, Beckmann M, Ceașu S, Cord AF, Gerstner K, Gurevitch J, Kambach S, Klotz S, Mendenhall C, Phillips HRP, et al. 2016. Harmonizing Biodiversity Conservation and

- Productivity in the Context of Increasing Demands on Landscapes. *BioScience*. doi:10.1093/biosci/biw004.
- Sohl TL. 2014. The Relative Impacts of Climate and Land-Use Change on Conterminous United States Bird Species from 2001 to 2075. *PLoS ONE*. 9(11): e112251.
- Strassburg BBN, Kelly A, Balmford A, Davies RG, Gibbs HK, Lovett A, Miles L, Orme CDL, Price J, Turner RK, Rodrigues ASL. 2010. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. *Conserv Lett*. 3:98–105.
- Strassburg BBN, Latawiec AE, Creed A, Nguyen N, Sunnenberg G, Miles L, Lovett A, Joppa L, Ashton R, Scharlemann JPW, Cronenberger F, Iribarrem A. 2014. Biophysical suitability, economic pressure and land-cover change: a global probabilistic approach and insights for REDD+. *Sustain Sci*. 9:129-141.
- Stürck J, Levers C, van der Zanden E, Schulp CJE, Verkerk PJ, Kuemmerle T, Helming J, Lotze-Campen H, Tabeau A, Popp A, et al. 2015a. Simulating and delineating future land change trajectories across Europe. *Reg Environ Change*. doi:10.1007/s10113-015-0876-0.
- Stürck J, Poortinga A, Verburg PH. 2014. Mapping ecosystem services: The supply and demand of flood regulation services in Europe. *Ecol Indic*. 38:198-211.
- Stürck J, Schulp CJE, Verburg P. 2015b. Spatio-temporal dynamics of regulating ecosystem services in Europe - The role of past and future land use change. *Appl Geogr*. 63:121-135.
- Thomas CD, Anderson BJ, Moilanen A, Eigenbrod F, Heinemeyer A, Quaife T, Roi DB, Gillings S, Armsworth PR, Gaston KJ. 2013. Reconciling biodiversity and carbon conservation. *Ecol Lett*. 16(1):39-47.
- Ulber L, Klimek S, Steinmann HH, Isselstein J, Groth M. 2011. Implementing and evaluating the effectiveness of a payment scheme for environmental services from agricultural land. *Environ Conserv*. 38(4):464-472.
- Verburg PH, Lotze-Campen H, Popp A, Lindner M, Verkerk PJ, Kakkonen E, Schrammeijer E, Helming J, Tabeau A, Schulp CJE, et al. 2013. Report documenting the assessment results for the scenarios stored in the database. VOLANTE EU FP7 project, deliverable 11.1. (available on <http://www.volante-project.eu>)
- Verburg PH, Overmars KP. 2009. Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape Ecol*. 24(9):1167-1181.
- Verkerk PJ, Anttila P, Eggers J, Lindner M, Asikainen A. 2011. The realisable potential supply of woody biomass from forests in the European Union. *Forest Ecol Manag*. 261:2007-2015.
- Verkerk PJ, Lindner M, Pérez-Soba M, Paterson JS, Helming J, Verburg PH, Kuemmerle T, Lotze-Campen H, Moiseyev A, Müller D, et al. 2016. Identifying pathways to visions of future land use in Europe. *Reg Environ Change*. doi:10.1007/s10113-016-1055-7.
- Verkerk PJ, Mavsar R, Giergiczny M, Lindner M, Edwards D, Schelhaas MJ. 2014. Assessing impacts of intensified biomass production and biodiversity protection on ecosystem services provided by European forests. *Ecosyst Serv*. 9:155-165.
- Wehrens R, Buydens LCM. 2007. Self- and super-organizing maps in R: The kohonen package. *J Stat Softw*. 21(5):1-19.
- Wunder S. 2013. When payments for environmental services will work for conservation. *Conserv Lett*. 6:230-237.
- Zhang L, Fu B, Lü Y, Zeng Y. 2015. Balancing multiple ecosystem services in conservation priority setting. *Landscape Ecol*. 30:535-546.
- Zulian G, Maes J, Paracchini ML. 2013. Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe. *Land*. 2(3):472-492.

2. Annexe 2

Unpacking ecosystem service bundles: towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services

Rebecca Spake^{a,b}, Rémy Lasseur^c, Emilie Crouzat^c, James M. Bullock^d, Sandra Lavorel^b, Katherine E. Parks^e, Marije Schaafsma^{a,b}, Elena M. Bennett^f, Joachim Maes^g, Mark Mulligan^h, Maud Mouchetⁱ, Garry D. Peterson^j, Catharina J.E. Schulp^k, Wilfried Thuiller^b, Monica G. Turner^l, Peter H. Verburg^m, Felix Eigenbrod^{a,b}.

^a Biological Sciences, University of Southampton, Southampton, SO17 1BJ, UK. r.spake@soton.ac.uk; m.schaafsma@soton.ac.uk; f.eigenbrod@soton.ac.uk

^b Geography and the Environment, University of Southampton, Southampton, SO17 1BJ, UK. r.spake@soton.ac.uk; m.schaafsma@soton.ac.uk; f.eigenbrod@soton.ac.uk

^c Laboratoire d'Ecologie Alpine, CNRS – Université Grenoble Alpes, CS 40700, 38058 Grenoble Cedex 9, France. remy.lasseur@gmail.com; emiliecrouzat@gmail.com; sandra.lavorel@ujf-grenoble.fr; wilfried.thuiller@ujf-grenoble.fr

^d NERC Centre for Ecology and Hydrology, Maclean Building, Benson Lane, Crowmarsh Gifford, Wallingford, Oxfordshire, OX10 8BB, UK. jmbul@ceh.ac.uk

^e Centre for Environmental Science, Faculty of Engineering and the Environment, University of Southampton, Southampton SO17 1BJ k.e.parks@soton.ac.uk;

^f Department of Natural Resource Sciences and McGill School of Environment, McGill University, Ste. Anne-de-Bellevue, QC, 21111 Lakeshore H9X3V9, Canada. elena.bennett@mcgill.ca

^g European Commission, Joint Research Centre, Via E. Fermi, 2749, 21027 Ispra, VA, Italy. joachim.maes@jrc.ec.europa.eu

^h Environmental Dynamics Research Group, Department of Geography, King's College London, Strand, London, WC2R 2LS, UK. mark.mulligan@kcl.ac.uk

ⁱ UMR 7204 MNHN-UPMC-CNRS Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, CP135, 43 rue Buffon, 75005 Paris, France. maud.mouchet@mnhn.fr

^j Stockholm Resilience Centre, Stockholm University, Kräftriket 2B, SE-106 91 Stockholm, Sweden. garry.peterson@su.se

^k Environmental Geography, Department of Earth Science, VU University Amsterdam, De Boelelaan, 1081 HV Amsterdam, The Netherlands. nynke.schulp@vu.nl

^l Department of Zoology, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin 53706, USA. turnermg@wisc.edu

^m Swiss Federal Research Institute WSL, Research Unit Landscape Dynamics, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, Switzerland peter.verburg@vu.nl

Corresponding author: Felix Eigenbrod, Biological Sciences, University of Southampton, Southampton, SO17 1BJ, UK. F.Eigenbrod@soton.ac.uk

Abstract

Multiple ecosystem services (ES) can respond similarly to social and ecological factors to form bundles. Identifying key social-ecological variables and understanding how they co-vary to produce these consistent sets of ES may ultimately allow the prediction and modelling of ES bundles and thus, critical trade-offs and synergies across landscapes. Such an understanding is essential for informing better management of multi-functional landscapes and minimising costly trade-offs. However, the relative importance of different social and biophysical drivers of ES bundles in different types of social-ecological systems remains unclear. As such, a bottom-up understanding of the determinants of ES bundles is a critical research gap in ES and sustainability science.

Here, we evaluate the current state of the art of methods in ES bundle science and synthesize these into four steps that capture the plurality of methods used to examine predictors of ES bundles. We then apply these four steps to a cross-study comparison (North

and South French Alps) of relationships between social-ecological variables and ES bundles, as it is widely advocated that cross-study comparisons are necessary for achieving a general understanding of predictors of ES associations. We use the results of this case study to assess critically the strengths and limitations of current approaches for understanding distributions of ES bundles. We conclude that current approaches for analysing ES bundles are poorly suited to enabling sound understanding and prediction of ES bundles, primarily due to issues of scale. A more hypothesis-driven approach than is currently taken is required to make real progress in predicting relationships between ES bundles, and we outline a roadmap of the types of research required to enable such an understanding to emerge.

Keywords: cross-study comparison, ecosystem services, French Alps, land use, social-ecological systems, synergy, trade-off, natural capital, biodiversity.

1. Introduction

Current understanding of how multiple ecosystems services (ES) are associated across heterogeneous landscapes remains limited (Bennett et al. 2009; Qui & Turner et al. 2013; Bennett et al. 2015). Such an understanding is essential for informing better management of multi-functional landscapes and minimising costly trade-offs. Although the idea that the spatial distribution of ES and their associations are driven by the interplay between social and ecological variables is now well-established (Reyers et al. 2013), the relative importance of different social and biophysical drivers of sets of ES and how these change across different types of socio-ecological systems remains unclear (Bennett et al. 2015). Consequently, there have been calls for ES analysts to achieve a greater understanding of the drivers of ES distributions and associations (Bennett et al. 2009, Howe et al. 2014, Bennett et al. 2015). Understanding means identifying and disentangling key drivers and their interactions that produce coherent sets of ES across landscapes (Raudsepp-Hearne et al. 2010; Meacham et al. 2016).

Associations among ES are understood to occur when multiple services respond to the same driver of change or ecological process or when true interactions among the services themselves cause changes in one service to alter the provision of another (Bennett et al. 2009). Such associations are commonly referred to as ES interactions (Raudsepp-Hearne et al. 2010), with synergies and trade-offs being routinely explored in multi-ES assessments (Howe et al. 2014). Synergies arise when multiple services are enhanced simultaneously by the use of an ES, for example forest restoration for carbon sequestration can improve landscape aesthetic value, while trade-offs occur when the provision of one service is reduced as a consequence of increased use of another, such as the case of crop production diminishing water quality. ‘Use’ here refers to an ecosystem being accessed, altered, managed or protected due to ES demand (Turlerboom et al. 2015).

Whilst it is often shown that ES associations can be highly context-specific (Howe et al. 2014), there have been calls for the development of general rules about the relationships among ES (Bennett et al. 2009; Raudsepp-Hearne et al. 2010). In attempting to distinguish ES associations that are highly context-specific from those that are consistent, several authors have emphasised the need for cross-study comparisons (e.g. Bennett et al. 2009; Raudsepp-Hearne et al. 2014, Meacham et al. 2015). However cross-study comparisons are made difficult by study differences in methodological approaches, the services covered, spatial scale (grain and extent), how ES are modelled and what drivers are used (Grêt-Regamey et al., 2014; Queiroz et al. 2015).

The concept of ‘ecosystem service bundles’ has been operationalised to help with the challenge in the search for general rules determining ES associations (Bennett et al. 2009; Raudsepp-Hearne et al. 2010). Whilst rather confusingly the use of the term varies in the literature, with bundles and synergies used somewhat interchangeably (Berry et al 2015; see Box 1 for definitions used here), the term has been widely used in conjunction with the application of a spatially explicit framework developed by Raudsepp-Hearne et al. (2010) for identifying and mapping ES associations based on cluster analysis. Raudsepp-Hearne et al. (2010) defined ES bundles as coherent sets of ES repeatable in space or time. The approach and has been applied across the world to a range of cultural landscapes to facilitate cross-study comparisons of ES associations and their drivers (Table 1; Fig 1). Maps of ES bundles delineated with this approach can indicate what services can be expected to associate based on where we find services repeatedly occurring together or not together across a landscape (Raudsepp-Hearne et al. 2010). Their distributions have been typically interpreted with regards to known distributions of principal human activities or land use within the region (Table 1), and are therefore considered useful for communicating the potential impact of management decisions to policy-makers (Crouzat et al. 2015). This qualitative interpretation of ES bundle distribution allows for some information about the drivers of ES associations and whether different social-ecological systems (SES) have particular sets of ES associated with them (Bennett et al 2009).

In addition to qualitative interpretation of ES bundles with regards to land use, recent studies have attempted a more mechanistic approach to understanding ES bundle distribution, based on the relative roles of different social-ecological drivers and their distributions. Mouchet et al. (2014) reviewed the multitude of quantitative methods that are available for such analyses. Raudsepp-Hearne et al. (2010) suggested that spatially explicit analyses of the social-ecological variables responsible for driving ES bundles could ultimately allow for the prediction and modelling of ES bundles and thus, critical trade-offs and synergies across regions (Raudsepp-Hearne et al. 2010). Studies that aim to achieve such an understanding typically infer ES associations from the analysis of spatial trends in the distribution of two or more ES (indicator) values, and relate these to underlying social-ecological determinants (Mouchet et al., 2014). Further, Meacham et al. (2015) argue that if widely accessible data on social-ecological drivers (such as land use and population density) can predict ES bundles, this could overcome problems associated with complex and data-intensive models that are required to produce ES maps. Indeed, an ability to use limited variables to inform about the ES context is particularly important in data scarce regions (Meacham et al. 2016).

Here, we critically assess the strengths and limitations of current approaches for explaining and or predicting the distribution of spatial associations between multiple ES. Most studies of this type to date follow the spatially explicit ES bundle approach first outlined by Raudsepp-Hearne et al. (2010) (Table 1). We first review studies that have applied this approach (Table 1; Fig 1) and synthesise its application into four steps (Fig. 2), that capture the plurality of methods currently used, and illustrate them by application to a case study – a cross-study comparison of the North and South regions of the French Alps. We then use the outcomes of this case study to assess critically the strengths and limitations of current approaches for understanding spatial distribution of ES bundles with regards to social-ecological drivers. Finally, we outline a roadmap for research required to enable a general understanding of ES associations.

Box 1. Definitions of key concepts surrounding ecosystem services (ES) used in this article

ES associations	Arise when two or more services respond to the same driver of change or ecological process or when true interactions among the services themselves cause changes in one service to alter the provision of another (Bennett et al. 2009). Commonly referred to as ES interactions (Mouchet et al. 2014) and are inferred from spatial overlaps or lack thereof.
ES bundle	“Sets of ES that appear together repeatedly across space or time” (Raudsepp-Hearne et al., 2010). Have been delineated and mapped using cluster analysis following Raudsepp-Hearne et al. 2010 (Table 1). In a bundle, ES can be positively (synergy) or negatively (trade-off) associated (Mouchet et al. 2014).
ES demand	“the amount of a service required or desired by society” (Villamagna et al., 2013). Different sectors of society can have different, and even conflicting demands.
ES flow	“the service actually received by people, which can be measured directly as the amount of a service delivered, or indirectly as the number of beneficiaries served” (Villamagna et al., 2013).
ES stocks	The capacity of an ecosystem to provide goods and services (flows) (Kienast et al. 2009).
ES supply	The capacity of the structures and processes of a particular ecosystem to provide ES within a given time period (modified from Burkhard et al., 2012).
ES use	Refers to an ecosystem being accessed/alterd/managed/protected due to ES demand (Turkelboom et al. 2015).
ES indicator	Proxy measures derived from empirical data or modelled estimates of ES.
Realised ES	By definition, an ES is only realised if there is a human benefit. Without human beneficiaries and demand for an ES, ecosystem functions and processes are not services (Fisher et al., 2009).
Social-ecological system	A set of social and ecological components that interact in a constantly evolving and interdependent manner (Berkes and Folke, 1998).
Synergy	Arises when multiple services are enhanced simultaneously by the use of an ES. Typically inferred from positive spatial overlaps.
Trade-off	When the provision of one service is reduced as a consequence of increased use of another, such as the case of crop production diminishing water quality. Inferred from negative spatial overlaps.
Win-win	A situation (or area) where a synergy occurs.

Table 1. Studies that have assessed social-ecological drivers of spatially explicit ES bundles. The studies included here identified and produced maps of bundles of ecosystem services derived from spatially explicit multivariate analyses of ES*.

Study	Region	Service categories (total number of variables) [#]	Grain	Method used to obtain bundles	Interpretation of ES bundles
Raudsepp-Hearn (2010)*	Quebec, Canada	P,C,R(12)	Municipality	<i>k</i> -means clustering	Qualitatively interpreted with regards to coincidence with social-ecological systems as defined by dominant land uses.
Haines-Young et al. (2011)	Part of Europe	P,C,R(15) (Not just ES)	NUTS-2 regions	Unknown	Mean service loadings and marginal impacts of land use and cover change for four services across two time periods were clustered to define groupings of NUTS-2 regions with similar change trajectories.
Martin-Lopez et al. (2012)	Iberian Peninsula, Spain	P,C,R(14)	Respondents	Hierarchical clustering	Used redundancy analysis to analyse associations between the relative importance of ecosystem services perceived by people and three types of explanatory variables: stakeholders' characteristics (e.g. education, income), land management strategy (e.g. protection level) and ecosystem type (e.g. presence of mountains). First three axes of the RDA were clustered to obtain bundles.
Qiu and Turner (2013)*	Yahara Watershed southern Wisconsin (USA)	P, C, R (10)	30-m grid cells (within 1,336 km ² watershed)	Factor analysis	Identified three orthogonal axes that represented synergies as well as trade-offs for ES supply. Interpreted interactions by mapping factor scores that represented synergies and trade-offs in ES.
Hanspach et al. (2014)	Southern Transylvania, Romania	P, C,R,B(9)	Village	Hierarchical clustering	Qualitatively interpreted with regards to spatial coincidence with socio-demographic data, derived from commune level statistics, including e.g. total population size, proportions of the main ethnic groups, unemployment, migration levels.
Plieninger et al. (2014)	Guttau, Germany	C(11) (includes disservices)	'land cover unit'	Hierarchical clustering of PCA scores	Bundles in the perception of cultural services obtained by clustering PCA axes of ES variables by land cover units. Qualitatively interpreted with regards to land cover type of the land cover unit.
Turner et al. (2014)	Denmark	P,C,R (11)	10 km × 10 km	<i>k</i> -means clustering of PCA scores	Qualitatively interpreted with regards to overlap with social-ecological systems as defined by dominant land uses.
Derkzen et al. (2015)	Rotterdam, Netherlands	R,C(6)	Neighbourhood District	<i>k</i> -means clustering	Qualitatively interpreted with regards to overlap with water bodies and urban green spaces.

Renard et al. (2015)	Quebec, Canada	P,C,R(9)	Municipality	<i>k</i> -means clustering	Used redundancy analysis to analyse the relationship between the provision of ES and socioeconomic (population density, distance from urban center) and biophysical (agricultural land capability) variables.
Crouzat et al. (2015)	French Alps, France	P,C,R,B(18)	1 km × 1 km	Self-organizing map	Qualitatively analysed the geographical distributions, elevation and land cover patterns of different ES bundles.
Hamann et al. (2015)	South Africa	P(6)	Municipality	<i>k</i> -means clustering	Multinomial logistic regression used to identify the most important social-ecological predictors of the spatial pattern observed in the distribution of ES bundle types.
Quieroz et al. (2015)	Sweden	P,C,R(16)	Municipality	<i>k</i> -means clustering	Qualitatively interpreted with regards to overlap with social-ecological systems as defined by dominant land uses, management intensity and soil types.
Yang et al. (2015)	Yangtze River Delta, China	P,C,R(12)	“Urban-rural complexes” as defined by city boundaries	Hierarchical clustering	Qualitatively interpreted with regards to overlap with social-ecological systems as defined by dominant land uses and human activities.
Meacham et al. (2016)	Sweden	P,C,R(16)	Municipality	Bundles identified by Quieroz et al. (2015)	Used random forest analysis to identify best combinations of social-ecological variables to best predict ES bundle types.
Schulze et al. (2016)	Germany	P, R, B(6)	500 m × 500 m	<i>k</i> -means clustering	Binomial logistic regression used to assess relative importance of variables in determining the occurrence of different bundles
Raudsepp-Hearne & Peterson (2016)	Quebec, Canada	P,C,R (12)	1 km × 1 km 3 km × 3 km Municipality	<i>k</i> -means clustering	Assessed how interactions among ES as characterised using correlation and cluster analysis varied across three grain sizes
Hamann et al. (2016)	South Africa	P(6)	Municipality	Bundles identified by Hamann et al. (2015)	Assessed spatial overlap with ‘well-being bundles’, as identified using cluster analysis of social and demographic factors such as income and education.
Lamy et al. (2016)	Quebec, Canada	P,C,R(10)	Municipality	Multivariate regression tree (MRT)	Used eight landscape variables (composition and configuration metrics) as a constraint in the clustering. Performed an RDA analysis to explore relationship between ES covariation and landscape structural variables.
Depellegrin et al. (2016)	Lithuania	P,C,R(31)	100 m × 100 m	PCA	Identified five orthogonal axes that represented synergies as well as trade-offs for ES potential (ES were derived using a look-up table and a land cover map). Interpreted interactions by mapping factor scores that represented synergies and trade-offs in ES.
Yao et al. (2016)	Liaoning Province,	P,R(11)	Watershed	Cluster analysis	Qualitatively interpreted with regards to dominant land uses.

China					
Mouchet et al. (2017)	Europe	P, C, R(11)	1 km × 1 km	Self-organizing map	Used redundancy analysis to identify combinations of social-ecological variables that explained the co-variation of ES indicators within each cluster.
* These are studies that have delineated and mapped ES bundles using cluster analysis or PCA/factor analysis. Studies were identified by a key word search in the ISI Web of Science (“ecosystem service*” AND bundle*), followed by a ‘snowballing’ approach, searching for references within retrieved articles and pertinent reviews e.g. Lee and Lautenbach (2016).					
#	Ecosystem	service	categories:	P, provisioning;	C, cultural;
				R, regulating;	B, biodiversity.

2. Current approaches to understanding spatially explicit ES associations

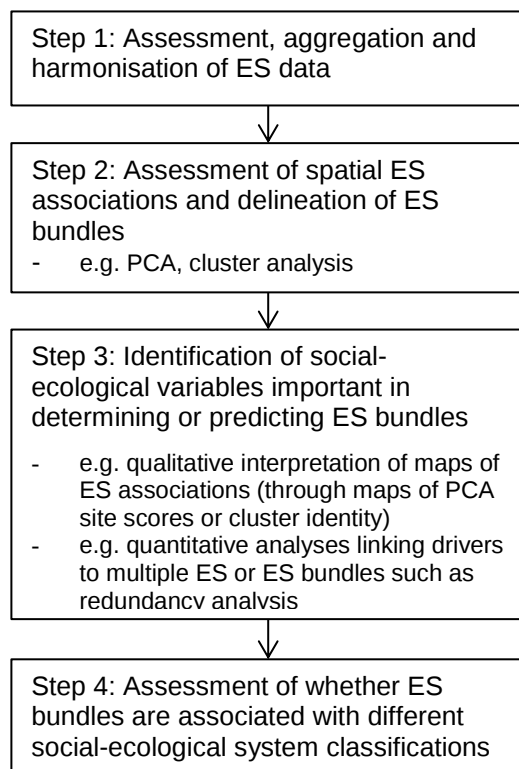


Figure 2. Approach of the spatially explicit analyses of ES associations, organized into four conceptual steps.

2.1 Step 1: Assessment, aggregation and harmonisation of ecosystem service data

Studies that have examined drivers of spatial ES bundles exhibit considerable variation regarding the number and types of ES considered, and in how individual ES are quantified (Table 1). Studies have typically considered a relatively large number of ES (averaging ~12 ES), encompassing a range of provisioning, regulating and cultural ES, and also biodiversity metrics (Table 1). The assessment of a large number of ES and understanding the dynamics between different service categories is thought to allow trade-offs to be explored better (TEEB 2010; Raudsepp-Hearne et al. 2010; Crossman et al. 2013).

ES maps often vary in the units, range of output values and spatial resolution. To enable bivariate or multivariate analyses, ES datasets have been aggregated to a common resolution. While studies have mapped ES at scales ranging from local to global (see Crossman et al. 2013 and Malinga et al. 2015 for recent reviews), studies mapping ES bundles tend to be conducted for parts of countries at the spatial resolution of administrative boundaries, typically the smallest political units such as municipalities (Table 1). The use of administrative boundaries has been advocated as relevant for multi-ES studies (Raudsepp-Hearne et al. 2010), as municipalities represent the smallest scale of governance (in most areas of Europe) where many decisions regarding planning and landscape management are taken (Hamann et al. 2015; Queiroz et al. 2015). The selected grain for multi-ES research is also likely to have been driven by data availability; municipalities often are the finest scale at which some ES (such as provisioning ES) and potential social data are available (e.g. census data). We consider the potential limitations of municipality-level analyses in the discussion.

Following collation and aggregation of multi-ES datasets, data are harmonised to a common range and unit to allow for comparison prior to data analysis. The methods used such as standardisation (transformation to z-scores by centring and scaling), serve to adjust the magnitude and variability of the variables to make them compatible for analysis (Legendre & Legendre 2012). We consider the potential disadvantages of data harmonization in the discussion.

Application of step 1 to French Alps case study

The French Alps represent a relatively large, highly socially and ecologically diverse region characterized by excellent large-scale ES data (e.g. Crouzat et al. 2015). Within the region, elevation, climate and vegetation gradients have had historical consequences on social dynamics and economic activities, resulting in the conventional separation into the North and the South Alps (Crouzat et al. 2015; a detailed description of study system is given in SI). This social-ecological divide is also recognised by an administrative boundary at the NUTS II level (Nomenclature of Territorial Units For Statistics by Eurostat [<http://ec.europa.eu/Eurostat>], basic regions for the application of regional policies).

We selected nine ES that have been quantified and mapped in the French Alps previously by Crouzat et al. (2015). These services were deemed socially, ecologically and economically relevant to the region following consultation with scientists and local collaborators (Crouzat et al. 2015), and included three provisioning (crop [crop], fodder [fodd] and wood [wood] production) three cultural (hunting [hunt], recreation [rec] and tourism [tour]) and three regulating ES (water quantity regulation [wqt], carbon storage [cstock], erosion mitigation [eros]; see Table S1. These ES are mixed indicators, ranging from potential capacity to actual use values, as is the case in the majority of ES bundle analyses (Raudsepp-Hearne et al. 2010; Crouzat et al. 2015; Queiroz et al. 2015; Meacham et al. 2016). By using the same ES for both the North and South Alps we were able to control for the effect of choice of the ES selected in our bundles in our cross-study comparison. All ES were based on either primary data or bespoke modelled surfaces of ES based on primary data. Full details of these ES are in Crouzat et al. 2015 and Appendix S1. Our analyses were conducted at the municipality scale (a total of 2336 municipalities; 1498 in North Alps and 838 in the South, ranging in area from 0.52 to 246.20 km², averaging 22.19 km² (SD 23.98km²)). To minimise skew and make the ES variables dimensionless and comparable in terms of their magnitudes and variability, Box-Cox transformation (Box & Cox, 1964), centring and scaling was applied.

2.2 Step 2: Assessment of ecosystem service associations and delineation of ES bundles

ES associations have typically been assessed by mapping multiple ES across broad regions, and any spatial overlaps (or absence of overlaps) are assumed to signify a particular type of ES association (Tomscha & Gergel, 2016). Spatial overlaps between multiple ES have been most commonly quantified through assessments of pairwise correlations or PCA (Mouchet et al. 2014); a correlation biplot from a PCA (scaling type 2; Borcard et al. 2011) is considered a useful way to visualise the strength of correlations between multiple ES indicators (e.g. Maes et al. 2012a; Turner et al. 2014).

Raudsepp-Hearne et al. (2010) developed an approach for identifying ES bundles based on cluster analysis, which has since been widely applied to social-ecological systems across the world (Table 1; Fig 1). In this approach, clustering algorithms (e.g. *k*-means, self-organizing maps) have been applied to define groups of ES that are associated in space by

delineating spatial units supplying the same magnitude and types of ES (Raudsepp-Hearne et al. 2010; Mouchet et al. 2014). As such, ES bundles as defined by cluster analysis are emergent properties of the maps of different ES that are used in the cluster analysis and will often result from the distribution of underlying driver variables that drive more than one ES. Following clustering, ES associations have frequently been visualized using star diagrams (Mouchet et al. 2014), showing the relative delivery of different ES within each bundle. Clustering approaches also underpin many current methodologies for mapping social-ecological systems (Ellis and Ramankutty 2008; Asselan and Verburg 2012; Levers et al. 2015), by identifying localities that have similar sets of multiple social-ecological variables.

Application of step 2 to French Alps case study

Following the spatially explicit ES bundle approach of Raudsepp-Hearne et al. (2010) we used *k*-means cluster analysis to delineate ES bundles across the N and S French Alps separately (Full Methods in Appendix S2). Briefly, for both the North and South regions, a two step clustering approach was adopted (Turner et al. 2014). A PCA was firstly used to quantify the main multivariate relationships between the ES variables to assess whether ES co-occur in spatial bundles. As a precursor to cluster analysis, PCA can serve to separate signal from noise and lead to a more stable clustering solution (Husson et al. 2010). We applied *k*-means clustering to the relevant PCA axes (selected according to the Kaiser-Guttman criterion; Legendre and Legendre, 2012; Turner et al. 2014), to delineate ES bundles with 1000 random starts and 10,000 iterations to find a solution with the lowest within-cluster sum of squares according to the relevant PCA axes. *K*-means clusters municipalities so that the composition of ES values are more alike within than between clusters. Following Renard et al. (2015), we quantified the effective number of ES provided in each bundle using a transformation (*H*) of the Gini–Simpson’s index (*S*): $H = 1/(1 - S)$, (Jost, 2006; Appendix S2).

In both the North and South Alps, three ecosystem service bundles (ESBs) were identified. In both regions, bundles were identified that were characterized by high crop production and far below average levels of most other services (ESB1(N) and ESB1(S)). Crop production was negatively correlated with most services across both study regions, except for water quantity regulation in the south (Appendix S2). In both the north and south, these crop-dominated bundles had the lowest diversity ($H=2.8$ for the north Alps and 1.8 for the south Alps).

In the north and south regions, bundles were identified that were characterised by a high delivery of forest ecosystem services (carbon storage, wood production), and relatively high provision of other services but a complete lack of crop production (ESB2(N) and ESB2(S)). These forest ES-dominated bundles had the highest diversity in both the North and South regions. In the North Alps, multifunctionality was higher ($H=9.0$) than in the South Alps ($H=6.0$).

A third ESB had a more intermediate mix of ecosystem services in the north and South Alps. In the north, ESB3(N) exhibited intermediate levels of crop production whilst remaining relatively multi-functional, delivering other services including high levels of tourism and intermediate hunting and recreation (Fig. 3; $H = 6.9$). In the South, ESB3(S) was dominated by delivery of hunting, erosion mitigation, and carbon storage ($H=5.9$; Fig. 3).

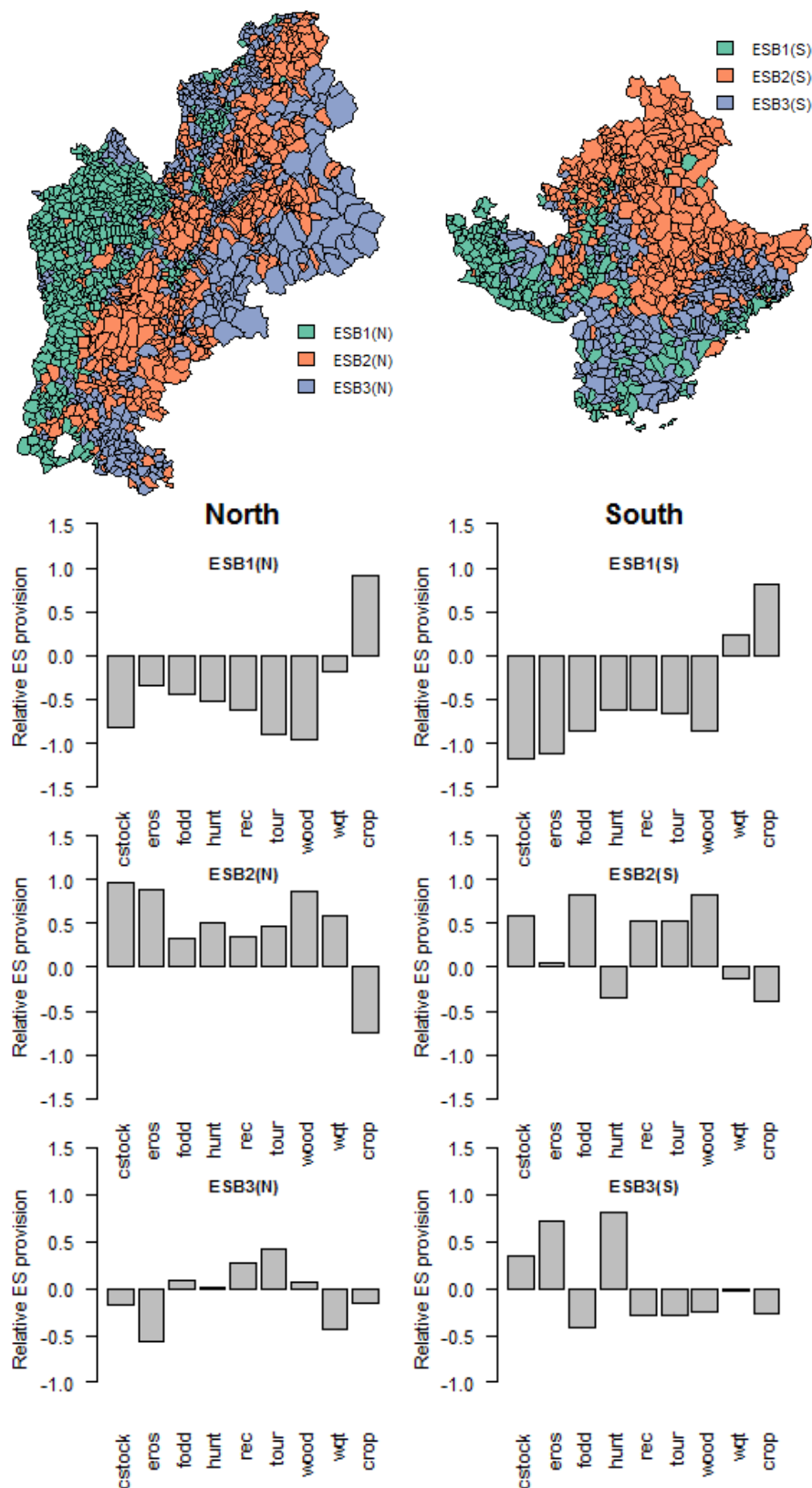


Figure 3. Distributions of ecosystem service bundles (ESBs) for the North and South French Alps. Barplots indicate the relative provision of ES within each bundle type. Values are ES z-scores averaged across all municipalities belonging to a specific bundle. Positive z-scores refer to above-average, negative z-scores to below-average values regarding the ES for the regions.

2.3 Step 3: Identification of social-ecological determinants of ES bundles

Understanding the spatial distribution of ES associations means identifying and understanding key drivers and their interactions that produce coherent sets of ES across landscapes (Raudsepp-Hearne et al. 2010; Meacham et al. 2016). Several studies have mapped ES associations to allow for their qualitative interpretation by association with broad social-ecological systems (Table 1). The results of cluster analysis are made spatially explicit when the spatial units (typically administrative units or grid cells, Table 1) are classified into groups (bundles) and projected onto maps (Fig 3), allowing the researcher to identify which localities exhibit similar ES associations (Raudsepp-Hearne et al. 2010; Mouchet et al. 2014). Qui and Turner (2013) and Turner et al. (2014) mapped ES interactions by mapping the site scores of factor analysis and PCA of multiple ES, respectively. This approach has allowed for the identification of where trade-offs and synergies are the most pronounced in the landscape. Mapping ES associations in these ways has enabled qualitative interpretation of mapped bundles with respect to known distributions of dominant land uses or principal human activities within regions (e.g. Raudsepp-Hearne et al. 2010; Quieroz et al. 2015; Turner et al. 2014; Crouzat et al. 2015).

In addition to qualitative interpretation, several quantitative methods are available for analysing ES bundles in relation to potential social-ecological determinants or predictors (Mouchet et al. 2014). Widely used methods include those frequently used in community ecology to study the relationships between ecological communities and the environment, through the coupling of two data tables, a site $\times$ environmental variable table and a site $\times$ species table (Doledec & Chessel, 1994). Studies are increasingly applying these techniques in ES research to determine how drivers and ES are related to one another, by replacing the latter table with a site $\times$ ES table (Mouchet et al. 2014; Meacham et al. 2016), including, for example, redundancy analysis and canonical correspondence analysis. Other approaches have used regression-based or machine-learning methods with a single response variable, such as ES bundle type (e.g. Hamann et al. 2015; Meacham et al. 2016; Schulze et al. 2016), or whether a locality represents a win-win or not (Qui & Turner et al. 2013).

Whichever quantitative method is used, a critical step is the identification of candidate social-ecological variables that are important in explaining or predicting different ES bundles. This initial selection is based either on relationships demonstrated in the primary literature or on expert knowledge, and of course depends on the ES considered in the study. Meacham et al. (2016) explored four theories of the driving forces behind human impact on ecosystems and tested their relative ability to predict ES bundles. The four models were created by distilling the different driver variables that each theory emphasises. Using random forest analysis, they found that models based on socioeconomic variables performed better than those based on land use. Hamann et al. (2015) used multiple logistic regression to predict the distribution of three ES bundles characterised by low, medium and high levels of direct ES use across South Africa. Drivers were chosen based on variables thought to contribute to the use of natural resources at the household level. They found bundle distribution was determined by social factors, such as household income, gender of the household head, and land tenure, and only partly determined by the supply of natural resources. Qui and Turner (2013) used logistic regression to determine social-ecological determinants of win-win areas, with candidate variables including land use, population density, slope and soil properties. See Mouchet et al. (2014) and Table 1 for a review of quantitative methods for identifying drivers of ES associations.

Application of step 3 to the French Alps case study

In our case study, potential social-ecological drivers included social and ecological components used in the modelling or quantification of the ES in question (including land cover, elevation, climatic factors), to account for the relationship resulting from the modelling process, in addition to variables that directly or indirectly drive individual ES and their associations as identified in the literature (biodiversity, NPP) (Table S1). Land cover variables and population density are frequently cited drivers of ES magnitude and distribution (Kienast et al. 2009), including mountainous regions (Grêt-Regamey et al. 2012) and have been widely used as a proxy of ES demand and supply in ES assessments (e.g. Burkhard et al. 2009). Protected area coverage relates to an ecosystem's governance and accessibility, has been used as a proxy for spiritual, aesthetic and recreational services (van Jaarsveld et al. 2005) and has been shown to be positively correlated with measures of aggregated ecosystem service supply across Europe (Maes et al. 2012a). Full details are given in Appendix S3.

To identify candidate variables significantly affecting the co-variation of multiple ES, we performed a preliminary redundancy analysis (RDA) with all potential social-ecological driver variables followed by forward stepwise selection to select the model with the combination of variables with the highest R^2 and p -value (Legendre and Legendre, 2012). This stepwise procedure defined which variables are relevant in exploring relationships among ES. RDA and the stepwise selection of variables were performed using the “vegan” and “packfor” R packages (Oksanen et al., 2013; Dray et al. 2007).

RDA revealed that the combinations of the following variables significantly explained the co-variation of ES indicators within the North and South Alps ($p \leq 0.001$): the coverage of grassland, forest, semi-natural, urban land area, protected area coverage, elevation, NPP, plant species richness and population density. The adjusted R^2 values, representing the amount of variance of ES indicators explained by the social-ecological variables were 0.46 for the north and 0.42 for the south. Full methodological details and results are in Appendix S3.

2.4 Step 4: Assessing whether ES bundles are associated with different social-ecological systems

In a call to develop general rules about ES relationships and their implications for management of ES, Bennett et al. (2009) asked whether there exist consistent sets of ES associated with particular social-ecological systems. As these systems are not only defined by land cover type, Bennett et al. (2009) suggested that the ‘anthrome’ approach of Ellis and Ramankutty (2008) might be useful for spatially delineating social-ecological systems, with distinct systems derived from overlays of social and land use/land cover (LULC) data. Hamann et al. (2015) tested this assertion and quantified the percentage of land area occupied by different anthrome types (derived from overlays of population and LULC data) and bundles of locally derived provisioning ES across South Africa. Hamann et al. (2016) also assessed the spatial overlap with ‘well-being bundles’, as identified using cluster analysis of social and demographic factors such as income and education. We include this last step, as it represents a logical progression from testing the relative predictive power of individual social-ecological variables.

Application of step 4 to the French Alps case study

We followed the approach of Hamann et al. (2015, 2016) to ascertain whether ES bundles were congruent with social-ecological systems. Having identified the most important social-ecological determinants of ES bundles in step 3 using RDA, we used the k -means algorithm to cluster these variables into social-ecological bundles (SEBs). SEBs delineate

spatial units supplying the same magnitude and types of social-ecological variables. Hamann et al. (2015) found that anthromes offered little predictive power for provisioning service bundles in South Africa. We therefore used the variables deemed important from the RDA to delineate SEBs, as opposed to those used in the original construction of anthromes (Ellis & Ramunkutty, 2008).

To assess whether particular ES bundles are associated with SEBs, or whether SEBs can act as proxies for ES bundles, the spatial congruence between SEBs and ES bundles was assessed using overlap analysis, a simple and intuitive way to run a spatially explicit detection of possible associations (Mouchet et al. 2014). We calculated overlap as the percentage of municipalities of a particular bundle category that overlapped with each SEB category.

The crop-dominated bundles in the North and South (ESB1(N) and ESB1(S)) overlapped with SEBs characterised by agricultural land coverage at low elevation and low to intermediate cover of other land uses (Figs. 4 and 5; SEB1(N) and SEB1(S)). In the north, the bundle characterised by high provision of forest services (ESB2(N)) broadly overlapped with a bundle characterised by high forest cover (SEB2(N)). The North ES bundle dominated by tourism (ESB3N) did not overlap neatly with any SEB (Fig. 5), except in the north-east of the region (Fig. 4), dominated by high elevation grasslands and semi-natural areas with high levels of protected area coverage. However, in the South, the forest bundle (high wood production and carbon storage) (ESB2(S)) does not overlap with forest cover, but with high elevation areas with grassland and semi-natural coverage).

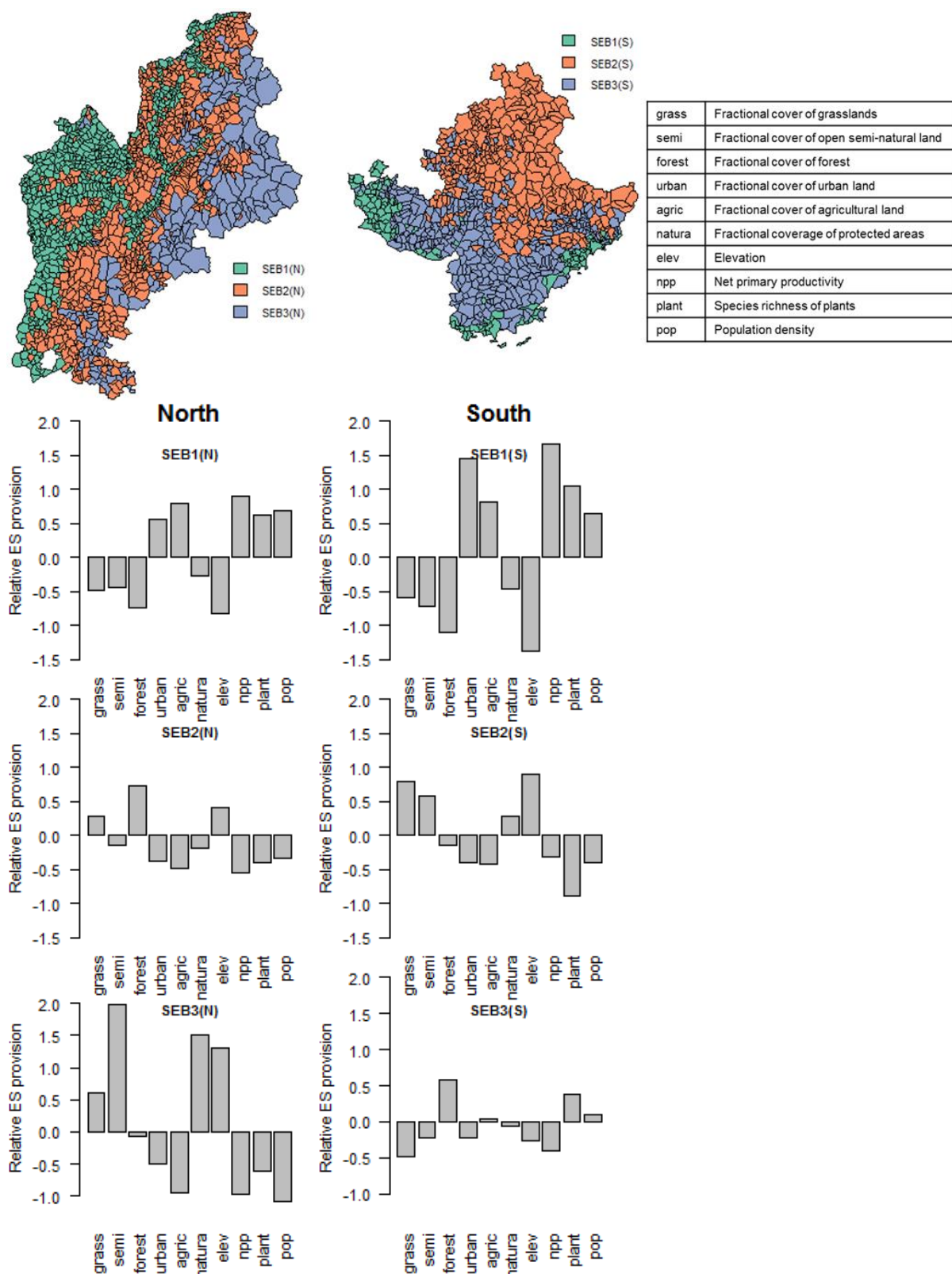


Figure 4. Distributions of SEBs for the North and South French Alps. Barplots indicate the relative magnitude of social-ecological variables within each bundle type. Values are variable z-scores averaged across all municipalities belonging to a specific SEB. Positive z-scores refer to above-average, negative z-scores to below-average values regarding the variables for the region. See appendix S2 for variable descriptions).

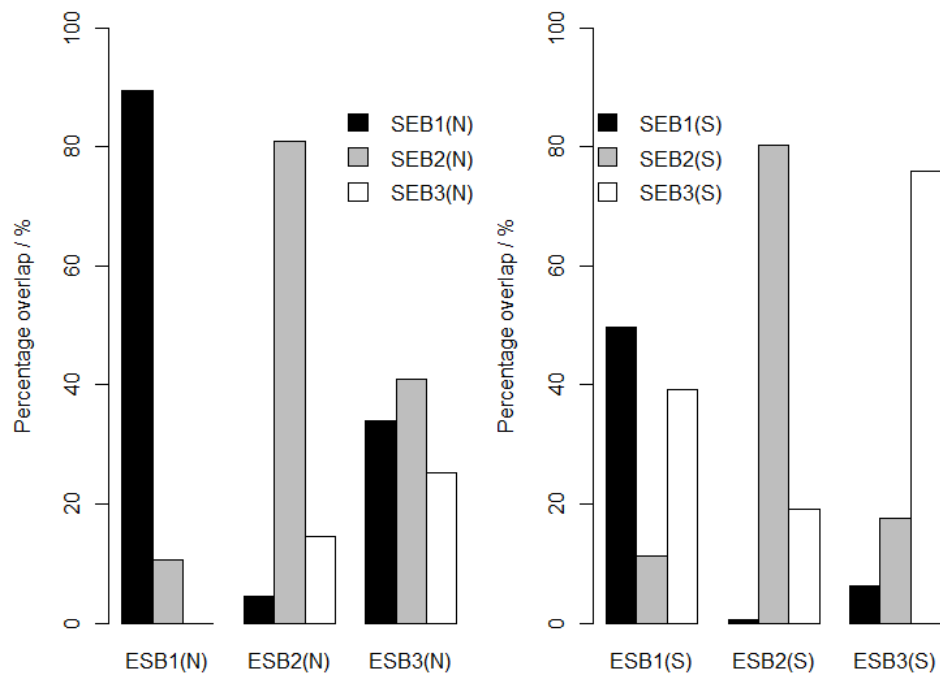


Figure 5. Overlap between ES bundle and SEBs for the north (left) and south (right) of the French Alps, expressed as a percentage of municipalities.

3. Discussion

A multitude of methods are available to analyse and explore ES associations relative to possible social-ecological predictors (Mouchet et al. 2014). Here, we have reviewed the application of a widely (Fig 1) and increasingly used (Table 1) method that analyses the spatial distribution of ES bundles, delineated by cluster analysis, in relation to possible socio-ecological predictors.. A common theme across all such studies is the reliance on the spatial coincidence of ES and driver variables (Crouzat et al. 2015), assuming that consistency in the spatial congruency between ES likely emerges from common social-ecological drivers. It has been argued that the generalization of local or regional findings of such studies, and therefore prediction, is possible through comparisons amongst multiple studies, as such cross-study comparisons will help to disentangle the effect of context-dependent drivers from real interactions between services within bundles (Queiroz et al. 2015). It is widely acknowledged that such comparisons are made difficult by study differences in scale (i.e. grain and extent), and methodology, in terms of how ES are modelled and what drivers are used (Grêt-Regamey et al., 2014; Queiroz et al. 2015). It is also widely acknowledged that which ES are selected is critical because conclusions are highly influenced by which indicators are considered in a decision making context (Rodríguez-Loinaz et al. 2012). It follows that studies that have bundled different ES, or measured or modelled ES in different ways, are not straightforward to compare, or necessarily generalisable to other regions. We attempted to overcome both issues in our French Alps case study by comparing two regions using the same ES and social-ecological datasets, and do so using the state of the art in ES bundle methods. However, we show that even within the French Alps, there is enormous variation in the degree to which different social-ecological variables can explain the distributions of ES bundles (See Appendix S4 for more discussion on the findings from the case study).

Importantly, our case study – which is based on the current state of the science – does not enable us to identify why the explanatory power of different social and ecological variables considered here differs so much between our two regions. As such, current

approaches based on readily available data that may have little relationship to underpinning mechanisms may not provide an effective basis for predicting ES bundles across space or time, as is required for effective sustainable management of ES. Here we discuss why current approaches for analysing ES bundles are poorly suited to enabling sound understanding and prediction of ES bundles and propose a roadmap to guide future studies aimed at understanding, mapping or predicting ES associations.

3.1 Issues of scale in understanding determinants of ES associations

Here we detail issues of scale related to the ES bundle approach. We address two key components of scale: i) grain, the size of the spatial unit of analysis; and ii) extent, the size of the study area.

3.1.1 Spatial unit and grain

Municipalities have been advocated as an appropriate spatial unit for analysing ES associations (e.g. Raudsepp-Hearne et al. 2010) and many studies of ES bundles have adopted this unit (Table 1). Arguments have included that municipalities are expected to be a grain at which synergies and trade-offs between ES are observed (Rodríguez-Loinaz et al. 2012), as whilst ES synergies and trade-offs can be causally linked, they do not necessarily occur in close proximity (Berry et al. 2015). Municipality boundaries could be relevant for some ES, such as cultural ES, but totally arbitrary for others in management terms. Boundaries may often dissect ecologically meaningful units that could be appropriate for measuring and managing some ES, especially when a river or stream acts as a boundary. However, different ES are likely to be managed at different scales; e.g. crop fields are managed individually or at the scale of the farm, forests at the stand level or blocks according to ownership.

The choice of municipality-level analysis may also have been driven by data availability; municipalities often are the finest scale at which some ES (namely provisioning ES) and social variables are available (census data). Despite some good reasons for municipality-scale analyses, several considerations must inform their interpretation. At such coarse scales, the identification of ES bundles relies on spatial coincidence (Crouzat et al. 2015), and cannot show direct causal relationships between ES and social-ecological variables; indeed correlation is not sufficient to establish causation. This is a key assumption with the approach; that consistency in the spatial congruency between ES likely emerges from common social-ecological drivers. In actuality, the fine-scale processes that some ES respond to might not be represented at this scale.

As one moves across different grain sizes, different processes are responsible for apparent synergies and trade-offs between ES and relationships to social-ecological drivers. At coarse grains such as municipalities, spatial units are highly heterogeneous, encompassing multiple LULC types. ES relationships are likely to be largely driven by fractional land cover of the large spatial units, due to its representation of i) natural conditions; e.g. natural land cover and soil conditions as well as ii) human impacts; mainly via land use (Burkhard et al. 2012). ES relationships will therefore principally reflect competition for land use. Indeed, ES may trade-off against each other simply because they compete for space (e.g. a negative relationship between timber and crop production; Lautenbach, 2010). At smaller grain sizes, where individual spatial units are less heterogeneous and likely to comprise a principal land cover type, the main drivers of ES variation are still likely to be land use. If ES within a single land cover type are analysed at small grains, however, such as individual forest plots or stands, then it is possible that a more useful understanding might be obtained. By analysing a

single land cover type, one can understand drivers of ES variation in relation to land use activities that result in ‘land modifications’, changes that occur *within* the same LULC type. These remain much less studied than multi-ES relationships to LULC (Erb et al. 2016). Understanding how management can affect multiple ES and their relationships can be done by taking advantage of the increasingly available data on land use intensity and management (Erb et al. 2016).

Another well-documented scale effect related to spatial unit is the modifiable area unit problem, in which statistical results can depend on the size and shape of spatial units in which a variable is aggregated (Openshaw & Taylor, 1979). Grain size-dependence in the direction of correlations of ES has been demonstrated in several studies (e.g. Naidoo et al., 2008; Anderson et al. 2009). Various processes can cause this phenomenon. Aggregation obscures ES trade-offs particularly when ES compete for space. For example, different crop types competing for productive floodplain soils could be seen as spatially concurrent in aggregated datasets, thereby showing a synergistic relationship (Tomscha & Gergel, 2016).

When administrative spatial units are used, the degree of variation in the grain size among units is likely to be an issue for the interpretation of relationships, as the mechanisms essential to an ES at one grain can be less important or absent at another. Significant variation in areal size could then reduce the specificity of the measured associations, and also decrease their strength (Arsenault et al. 2013). Such a phenomenon could affect the apparent relationships between ES or social-ecological variables, e.g. population density could appear to be inversely related to landscape multi-functionality, but in actuality, this could be a function of municipality size, as densely populated areas often divided into smaller administrative units for health care and mail delivery (Arsenault et al. 2013). Raudsepp-Hearne & Peterson (2016) showed that bundles delineated at three grain sizes (1×1 km, 3×3 km and municipality) exhibited contrasting patterns across the study area and varied in their composition in terms of the magnitude and types of ES. They concluded that individual ES that exhibit strongly clumped or sparse distributions are likely to change significantly as one moves from smaller to larger grain sizes, and therefore are more likely to influence bundling in a larger study area if they are present in multiple areas, which is more likely at a larger scale of observation (Raudsepp-Hearne & Peterson (2016).

3.1.2 Study spatial extent and context-dependency

The spatial extent of the study region can impact ES relationships. At present, most studies that have delineated ES bundles are at regional scales (Table 1), likely due to data availability, but also due to the relevance to management of considering variation in ES bundles across municipalities within a region. However, different regions will vary in terms of both the variability of ES and of the social-ecological variables that may underpin these ES, as seen, for example in our case study, confusing interpretation of results.

The relative importance of social-ecological variables in driving ES variation can change across regions, and therefore study extent. For example, Holland et al., (2011) found a negative relationship between agricultural production and river habitat quality at the scale of Britain, due to the negative effects of agriculture on aquatic ecosystems. However, within some heavily urbanized sub-regions of Britain, the opposite relationship was observed; a positive relationship was observed; this was attributed to urban land cover having a larger negative effect on aquatic ecosystems than agricultural land. Changes in variability of predictor and response variables also affect the degree of statistical power that is available to detect relationships between spatial variables (Eigenbrod et al. 2011). Moreover, the types of

social-ecological driver variables considered will likely vary with spatial extent. For example, at larger extents, it is possible to analyse the effect of slow variables, that exhibit variation at larger extents, but remain homogeneous across spatial units at small extents. Given these issues, cross-study comparisons will not enable meaningful comparisons of the relative explanatory power of different drivers between regions, even when the same ES and the same explanatory variables are considered (as in this study).

In addition to these issues of scale, there is also a disconnect between the distribution of the supply of different ES, their demands and the social-ecological drivers of both. Supply and demand for ES and the respective drivers of both do not necessarily co-locate within the same municipality or pixel, and methods that infer associations based on this co-location, such as the spatially explicit ES-bundle approach, could confuse interpretation. Indeed, lack of correlation does not imply lack of causation.

3.2 Careful selection of ES indicators in multi-ES analyses is critical for interpretation

Here we discuss current limitations of the ES bundle approach in relation to the ES indicators selected. The studies that have delineated ES bundles based on spatial associations in Table 1 exhibit considerable variation regarding the number (mean ~12 ES) and types of ES considered and also in how individual ES are quantified. It is important to distinguish what aspect of a service is being measured by an ES indicator; the potential value provided by an ecosystem, or the service that is actually realised by humans (Jones et al. 2016). Most previous ES bundle analyses, including this study for comparison, have mixed indicators ranging from potential supply to actual use values. Two key problems with mixing indicators make attribution and prediction difficult. Firstly, because the ES measured may be anywhere along a spectrum from ecological stocks to flows to benefits that people make use of in support of human well-being, some ES may not respond to the influence of social factors (Hamann et al. 2015). Indeed, supply and demand bundles are likely to exhibit very different dynamics and respond to different drivers, potentially making mixed bundles more difficult to interpret or predict, as in this study, and in Hamann et al. (2015) and Meacham et al. (2016), which used ES bundle type as a response variable in statistical analyses. Hamann et al. (2015) focused on bundles of one type of ES, direct use of locally available ES in South Africa (e.g. wood for heating), potentially allowing for a deeper understanding of the social-ecological system and linkages between ES use and human well-being. There is a second difficulty of interpreting bundles of mixed ES indicators: Crouzat et al. (2015) highlighted that associations between ES that are actual or potential do not necessarily reflect synergies and can even represent conflicts once the ES are utilised. The importance of distinguishing between the potential supply of ES and realised ES (that accounts for demand) is already emphasised in existing ES assessment frameworks e.g. Co\$ting Nature (e.g. Mulligan & Clifford. 2015).

The selection of which ES are analysed jointly is particularly relevant to cross-study comparisons; studies that have analysed associations of different ES, or ES measured or modelled in different ways, are not straightforward to compare. Ultimately, ES bundles delineated by cluster analysis are not generalizable to other regions because a clustering solution is entirely dependent upon the variables used as the basis for the similarity measure. This issue, is already recognised as a limitation for the use of composite indicators of ES (Rodríguez-Loinaz et al. 2012). Raudsepp-Hearne & Peterson (2016) demonstrated that ES bundle spatial pattern were highly dependent on the numbers and types of ES included in the analysis. The conclusions drawn from such analyses, either through qualitative or

quantitative interpretation, are therefore highly influenced by which indicators are considered in a decision making context (Rodríguez-Loinaz et al. 2012).

3.3 Careful selection of social-ecological variables in multi-ES analyses is critical for attribution

There have been several calls for ES analysts to improve understanding ES associations, to allow for knowledge of when to expect trade-offs or synergies, the mechanisms that cause them, or how to minimize trade-offs and enhance synergies (Bennett et al. 2009; Bennett et al. 2015). This understanding requires identifying key social-ecological variables responsible for determining the co-variation in ES. On the other hand, other authors have suggested the potential benefit of predicting ES associations from widely available social-ecological datasets, that are not necessarily causal (Meacham et al. 2015). If widely accessible data on social-ecological drivers (such as land use and population density) can predict ES associations, this has been suggested to overcome problems associated with complex and data-intensive models that are required to produce ES maps in data scarce regions (Meacham et al. 2016). Whilst causal relationships are predictive (within similar contexts), prediction of ES associations does not necessarily require causative links. We emphasise here however that predictors that are causal are likely to be more robust and less context-dependent. The choice of social-ecological variables in multi-ES analyses will determine this distinction, and is a key, although often overlooked, step (Mouchet et al. 2014).

Land-use change is a management intervention that can drive change in one or more ES (demand and supply) (Bennett et al. 2009), and therefore land use/land cover (LULC) has been considered as a determinant of individual ES or ES bundles in this study and many others (e.g. Hamann et al. 2015; Meacham et al. 2016; Schulze et al. 2016). There are several issues with using LULC as a determinant in multi-ES analyses. In this study and others, land cover categories were treated as homogeneous across study regions, ignoring significant variations due to management and biophysical gradients (e.g. variations in tree species and age structure in forests). In our study, whilst forest cover was correlated with forest services (wood production and carbon storage) in the North (Figs 3 and S6), forest cover was not correlated with these services in the South (Figs 4 and S7). This is because the French South Alps have experienced extensive afforestation during the last century due to both natural regeneration and deliberate planting on abandoned agricultural land. The secondary forests are not widely harvested due to their uniform and dense structure making them expensive to cut, and because local populations are concerned for their conservation (Douguedroit, 1981). By using forest cover as a driver in our analyses, no fine understanding of ecological processes and interactions was gained. We only considered variables for which continuous spatial data were available in the French Alps, and other unmeasured factors or practices (relating to management history abandonment, forest age structure), could affect synergies and trade-offs amongst ES in the regions. This emphasises the need for careful consideration of what actually constitutes a driver of individual ES and ES bundles. Bennett et al. (2009) originally considered many drivers as finer scale management interventions; for example, exogenous drivers (e.g. industrial production) causing environmental change in the social-ecological system, and pressures (e.g. use of fertilizers) quantifying the effect of exogenous drivers on a given social-ecological system (Mouchet et al. 2014). By using LULC as a determinant, there has been a tendency in much ES research to state the obvious with regards to LULC-ES relationships, and a danger of circularity exists in such associations, as when crop yield is necessarily associated with agricultural lands, and forest-based recreational services can only be provided by forests.

3.4 Issues relevant to using cluster analysis for modelling ES associations and their determinants

The approach reviewed in this study has mapped ES associations based on an exploratory multivariate analysis – cluster analysis (Table 1). This correlational analysis is considered a useful first step when no prior knowledge about what relationships exist is available (Bennett et al. 2009; Dheng et al. 2016). However, two key problems make it unsuitable for understanding causality in ES associations. Firstly, cluster analysis requires that multiple ES and drivers are aggregated and harmonized to a common spatial grain, such as a municipality (section 3.1 details the associated problems). Secondly, cluster analysis requires subjective choices, with decisions that include, but are not limited to, the clustering algorithm used and the appropriate number of clusters. Several approaches to cluster validation exist, but the task is not straightforward (Legendre & Legendre 2012). As an alternative to mapping ES bundles as discrete categories, it is possible to map site scores from relevant axes of a factor or PCA analysis, with different axis scores representing different synergies and trade-offs among particular ES (Qui & Turner 2013; Turner et al. 2014; Appendix S2). The clustering solution is also entirely dependent on the input variables, rendering the results ungeneralizable to other regions. In summary, the subjectivity of cluster analysis makes it poorly suited to cross-study comparisons that are required for understanding general causes of ES associations and social-ecological systems. This will likely have played a role in the poor congruence between ES-bundles and social-ecological bundles as found in this study (Fig. 5). Maps produced in this way should be used with caution when presented to stakeholders. Indeed, the ‘air of authority’ (Hauck et al. 2013) imparted by these maps could oversimplify the underlying complexity (Berry et al. 2015) – maps of bundles and their associated star diagrams completely mask any uncertainty associated within a dataset – and could lead to erroneous management decisions.

3.5 Summary: ES bundles display pattern-based multifunctionality, but not process-based multifunctionality

The visualisation of relationships between multiple ES is considered a challenge for both ES analysts (Birkhofer et al., 2015) and for effectively communicating with policy makers (Crouzat et al. 2015). Maps of ES bundles – based on cluster analysis – are therefore useful for visualising the joint spatial distributions of multiple ES. They can be used to identify ‘pattern-based multifunctionality’, the joint supply of multiple ES in space, without regard for the ecological processes underlying the pattern (Mastrangelo et al. 2014), and help guide land management decisions, such as where to allocate urban development or prioritise conservation efforts. This is possible when the scale of analysis (spatial unit type, grain and extent) are close to the desired scale required by key stakeholders (Scholes, et al. 2013). We suggest that analyses that wish to map ES bundles could consider a portfolio of management policies that are implemented at a wide variety of scales (Qiu et al. 2016), focussing for example on biophysically bounded spatial units such as watersheds of different size (e.g., Qiu and Turner 2013).

However, whilst such correlational analysis is a logical first step in understanding ES associations, it cannot allow for a mechanistic understanding (Bennett et al. 2009). As ES bundles are delineated using correlation at coarse resolutions, with spatial units exhibiting high within-unit heterogeneity in land cover and thus ES, and with each ES mapped at the same resolution and extent, the approach cannot help ES analysts understand general rules of mechanistic relationships between key drivers and ES. They therefore cannot provide ‘process-based multifunctionality’, the joint supply of ES in space caused by well-understood

relationships (Mastrangelo et al. 2014). Such a mechanistic understanding of relationships between ES and management is required to transfer management recommendations outside the context where data were collected (Birkhofer et al., 2015).

4. A roadmap for predictive mapping of bundles of ecosystem services

Determining the cause of a relationship among ES based on studies that track only their spatial concordance is difficult (Bennett et al. 2009). Here, we outline three key requirements for improvements to current approaches to understanding and predicting ES associations. The theme that underlies all these requirements is that studies that aim to explain or predict associations between ES must be designed to have a clear mechanistic basis in order to be confident about any relationships found.

4.1 Requirement 1: Design studies to test specific hypotheses about specific predictors of key relationships between key ES of interest.

The quantification, mapping and assessment of associations between a wide range of ES including provisioning, cultural, and regulating services, is thought to enable the identification of a diverse range of trade-offs and synergies that might be missed if only individual ES, or a few more commonly quantified ES are considered (Lee & Lautenbach 2016). However, as outlined earlier, differences in the distributions and types of ES found in different regions mean that determining causal drivers of bundles of all available ES is likely impossible.

Given the diversity and complexity of drivers that affect different ES, a promising approach for understanding the degree of generality of different predictors of relationships between ES may be to test specific predictions about the importance of specific drivers of relationships of key policy-relevant ES, based on putative mechanistic relationships. For example, a study might set out to test the relative importance of forest management history and forest age in determining the value of multiple ES across heterogeneous stands (as in Sutherland et al. 2016). Such ‘unpacking’ of ES bundles into series of specific, focused studies should enable a bottom-up understanding of ES bundles in a way that studies that consider all ES simultaneously – like this case study – cannot. Mitchell et al’s (2015) recent framework and set of specific predictions about how habitat fragmentation will affect ES provides an excellent example of the types of clearly defined questions that are required for a predictive science for ES. The need for formulating specific questions and hypotheses in ES research is also relevant to the generation of policy-relevant knowledge. Indeed, designing problem-oriented ES assessments, which focus on the information demands of decision-makers, can help make ES studies more decision relevant (Förster et al. 2015; Willcock et al. 2016).

4.2 Requirement 2: The testing of specific research questions requires bespoke study designs

Observational studies of the relationships between ES and their drivers are unlike experimental studies in that the identity, crossing, replication and interspersing of variables are, by definition, outside the control of the observer. Careful study designs can help to deal with these challenges and generate meaningful tests of very specific and focused predictions about relationships between ES. Here, ES science should build on the large literature examining the effects of habitat loss and fragmentation on biodiversity – the review paper by Fahrig (2003) on this topic and McGarigal and Cushman’s (2002) guidelines on how to

design studies to test the effects of habitat fragmentation are of particular relevance. Of key importance is the need to account for habitat amount before considering effects of habitat configuration when attributing effects. Again, recent studies on the effects of landscape structure on ES (e.g. Mitchell et al. 2014, Cordingly et al. 2015; Qiu and Turner 2015) are examples of good practice on how to conduct specific tests of causal drivers of ES.

One major consideration in designing studies to test predictors of relationships between ES is the issue of scale (section 3.1). Multi-scale assessments of social-ecological relationships with individual ES are vital to evaluating the persistence and robustness of findings across scales and offer insights into scale-dependent social and ecological processes and causality (Scholes et al. 2013). Multi-scale assessments may not be possible, for example when the highest spatial resolution of the data is the municipality as with census-derived socioeconomic variables, as municipalities represent the smallest unit for which census data are available (Raudsepp-Hearne et al. 2010, Hamann et al. 2015, Queiroz et al. 2015). Recent developments in downscaling or disaggregating datasets hold promise for higher resolution analyses with available datasets (e.g. Keil & Jetz 2014; Lamboni et al. 2016).

4.3 Requirement 3: Utilize a wider range of statistical and modelling approaches

While statistical techniques cannot compensate for poor study design (e.g. Hurlbert 1984), taking advantage of the best statistical approaches will maximize the inferential strength of a given study design. As such, a predictive science for ES should take advantage of recent advances from ecological modelling including models that take account of biases in data, confounding variables, and mechanistic relationships (e.g. Sugihara et al. 2012; Warton et al. 2015).

Simulation modelling studies have the potential to provide major insights in refining our hypotheses about how different predictor variables may affect relationships between ES. For example, the creation of artificial landscapes could enable researchers to control and tease apart variables that are inherently confounded in real landscapes. Such studies have led to major insights in landscape ecology (e.g. With and King 1997; Gardner et al. 1989), macroecology (e.g. Lennon, 2000), but also in our understanding of how landscape structure might affect ES at different spatial scales (Mitchell et al. 2015). Simulation models can also be linked with future scenarios in which effects of changing drivers, such as land-use patterns and climate, on spatial dynamics of ecosystem services are explored (e.g., Carpenter et al. 2015).

4.4 The use of primary data or process models rather than land cover based proxies

A major issue for understanding causal drivers of relationships between ES is that most available maps of ES are themselves modelled rather than measured. For example, regulating services such as pollination and erosion mitigation are typically quantified using models that incorporate causal relationships between social-ecological variables (Martínez-Harms & Balvanera, 2012). An element of circularity therefore exists in ours and most other studies from having assessed the relationship between social-ecological variables and modelled surfaces of ES derived from exactly such variables. As such, a true understanding of determinant predictors of ES will only come through increased availability of primary data on actual services rather than LULC surrogates, including from remote sensing (Ayanu et al. 2012) and better organised national data bases. That said, understanding the degree to which widely accessible social-ecological data can be used to predict ES associations, composed of

ES that are either data-intensive or complex to model is still useful (Meacham et al. 2016), as it facilitates modelling of such ES associations in data-poor regions.

4.5 The consideration of temporal changes in ES and drivers

Inferring interactions from spatial co-incidence is loosely analogous to a space-for-time substitution in that spatial relationships are used to infer dynamics over time (Tomscha & Gergel, 2016). A major limitation of this approach is that most spatial studies use ES data from a single point in time to assess ES associations and relationships with drivers. Mismatches in the timing between change in a driver (including demand) and the supply of an ES may cause relationships to be misinterpreted or overlooked, particularly in transitioning landscapes. This can also be due to mismatches in the time series of available datasets. Renard et al. (2015) showed that ES are not static but spatially and temporally dynamic in terms of their delivery and associations with other services. By showing that municipalities change in the bundles of services they provide over time, their findings raise concerns about using snapshots of ES provision at a single point in time to build understanding of ES relationships in complex and dynamic social-ecological systems. Long-term monitoring studies could potentially capture complex long-term ES interactions and help us avoid or minimize trade-offs and adequately track synergies that simultaneously support multiple ES (Tomscha & Gergel, 2016).

Acknowledgements

A University of Southampton IfLS Research Stimulus Fund supported RS, MS, KP, JMB and FE. FE received support from ERC Starting Grant 'SCALEFORES'. RS and JMB were funded by CEH project NEC05264. RL, EC and SL received funding from OPERAs (grant number FP7-ENV-2012-two-stage-308393). MS received funding from an ESPA Early Career Fellowship Grant (grant number FELL-2014-104) with support from the Ecosystem Services for Poverty Alleviation (ESPA) programme. The ESPA programme is funded by the Department for International Development (DFID), the Economic and Social Research Council (ESRC) and the Natural Environment Research Council (NERC). PV received support from ERC Grant 'GLOLAND' (grant number 311819). Funding for MGT was provided by the US National Science Foundation (grant numbers DEB-1038759, DEB-1440297, and DEB-1440485). EB received funding from Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (grant number RGPIN 327077-2013) and NSERC EWR Steacie Fellowship. GDP was funded by Social-ecological dynamics of ecosystem services in the Norrström basin (SEEN) project, financed by the Swedish Research Council Formas (grant number 2012-1058) and Swedish Research Council MISTRA (through a core grant to the Stockholm Resilience Centre). We are grateful for constructive feedback from two anonymous reviewers.

Literature cited

- Ayanu, Y.Z., Conrad, C., Nauss, T., Wegmann, M. & Koellner, T. 2012. Quantifying and mapping ecosystem services supplies and demands: a review of remote sensing applications. *Environmental Science & Technology*, 46, 8529-8541.
- Anderson, B.J., Armsworth, P.R., Eigenbrod, F., Thomas, C.D., Gillings, S., Heinemeyer, A., Roy, D.B., Gaston, K.J. 2009. Spatial covariance between ecosystem services & biodiversity priorities. *Journal of Applied Ecology* 46, 88-896.
- Arsenault, J., Michel, P., Berke, O., Ravel, A., Gosselin, P. 2013. How to choose geographical units in ecological studies: Proposal and application to campylobacteriosis. *Spatial and Spatio-temporal Epidemiology*. 7, 11-24.

- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12, 1394–1404.
- Bennett, E. M., W. Cramer, A. Begossi, G. Cundill, S. Diaz, B. N. Egoh, I. R. Geijzendorffer, C. B. Krug, S. Lavorel, E. Lazos, L. Lebel, B. Martin-Lopez, P. Meyfroidt, H. A. Mooney, J. L. Nel, U. Pascual, K. Payet, N. P. Harguindeguy, G. D. Peterson, A. H. N. Prieur-Richard, B. Reyers, P. Roebeling, R. Seppelt, M. Solan, P. Tschakert, T. Tscharntke, B. L. Turner, P. H. Verburg, E. F. Viglizzo, P. C. L. White, and G. Woodward. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:76-85.
- Berkes, F., Folke, C. 1998. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Berry, P., Turkelboom, F., Verheyden, W., Martín-López, B. 2015. Ecosystem services bundles. In: Potschin, M. and K. Jax (eds): OpenNESS Reference Book. EC FP7 Grant Agreement no. 308428. Available via: www.openness-project.eu/library/reference-book.
- Bennett, E. M., G. D. Peterson, and L. J. Gordon. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12:1394-1404.
- Borcard, D., F. Gillet & P. Legendre, 2011. Numerical ecology with R. Springer Science & Business Media, New York.
- Brock, G., S. Datta, V. Pihur, and S. Datta. 2008. clValid: An R package for cluster validation. *Journal of Statistical Software* 25:1-22.
- Burkhard, B., F. Kroll, S. Nedkov, and F. Muller. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21:17-29.
- Carpenter, S. R., H. A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. S. DeFries, S. Diaz, T. Dietz, A. K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H. M. Pereira, C. Perrings, W. V. Reid, J. Sarukhan, R. J. Scholes, and A. Whyte. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106:1305-1312.
- Carpenter, S. R., E. G. Booth, S. Gillon, C. J. Kucharik, S. Loheide, A. S. Mase, M. Motew, J. Qiu, A. R. Rissman, J. Seifert, E. Soylu, M. G. Turner and C. B. Wardropper. 2015. Plausible futures of a social-ecological system: Yahara Watershed, Wisconsin, USA. *Ecology and Society* 20 (2): 10
- Chan, K. M. A., M. R. Shaw, D. R. Cameron, E. C. Underwood, and G. C. Daily. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *Plos Biology* 4:2138-2152.
- Cordingley JE, Newton AC, Rose RJ, Clarke RT, Bullock JM (2015) Habitat Fragmentation Intensifies Trade-Offs between Biodiversity and Ecosystem Services in a Heathland Ecosystem in Southern England. *PLoS ONE* 10(6): e0130004. doi:10.1371/journal.pone.0130004
- Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J. et al. 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, 4–14.
- Crouzat, E., M. Mouchet, F. Turkelboom, C. Byczek, J. Meersmans, F. Berger, P. J. Verkerk, and S. Lavorel. 2015. Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. *Journal of Applied Ecology* 52:1145-1155.
- Cumming, G. S., A. Buerkert, E. M. Hoffmann, E. Schlecht, S. von Cramon-Taubadel, and T. Tscharntke. 2014. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature* 515:50-57.
- Dheng, X. Li, Z. and Gibson, 2016. A review on trade-off analysis of ecosystem services for sustainable land-use management. *Journal of Geographical Sciences*, 26(7), 953–968.

- Dick, J., Andrews, C., Beaumont, D.A., Benham, S., Brooks, D.R., Corbett, S., Lloyd, D., McMillan, S., Monteith, D.T., Pilgrim, E.S., Rose, R., Scott, W.A., Scott, T., Smith, R.I., Taylor, C., Taylor, M., Turner, A. and Watson, H. (2011). A comparison of ecosystem services delivered by 11 long-term monitoring sites in the UK environmental change network. *Environmetrics*, 22(5), 639-648.
- Doledec, S., and D. Chessel. 1994. Co-Inertia Analysis - an alternative method for studying species environment relationships. *Freshwater Biology* 31:277-294.
- Douguédroit, A. 1981. Reafforestation in the French South Alps. *Mountain Research and Development*, 1, 245-25.
- Dray, S., D. Chessel, and J. Thioulouse. 2003. Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology* 84:3078-3089.
- EEA. 2012. Corine land cover 2006 (CLC2006) raster data – version 16 (04/2012). Available from http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster-3/clc-2006-100m/g100_06.zip (accessed 01/02/2016).
- Egoh, B., E. G. Drakou, M. B. Dunbar, J. Maes, and L. Willemsen. 2012. Indicators for mapping ecosystem services: a review. Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre, European Commission.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S.J., Fahrig, L. 2011. Sub-optimal study design has major impacts on landscape-scale inference, *Biological Conservation*, 144 (1), 298–305.
- Eigenbrod, F. 2016. Redefining Landscape Structure for Ecosystem Services. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(2), 80–86.
- Ellis, E.C., Ramankutty, N., 2008. Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. *Front. Ecol. Environ.* 6, 439–447. doi:10.1890/070062.
- Felipe-Lucia, M.R., Comin, F.A. Bennett, E.A. 2014. Interactions among ecosystem services across land uses in a floodplain agroecosystem. *Ecology and Society* 19(1): 20.
- Fisher, B., R. K. Turner, and P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Förster, J., J. Barkmann, R. Fricke, S. Hotes, M. Kleyer, S. Kobbe, D. Kübler, C. Rumbaur, M. Siegmund-Schultze, R. Seppelt, J. Settele, J. H. Spangenberg, V. Tekken, T. Václavík, and H. Wittmer. 2015. Assessing ecosystem services for informing land-use decisions: a problem-oriented approach. *Ecology and Society* 20(3):31. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-07804-200331>
- Geertsema, W., Rossing, W.A.H., Landis, D.A., Bianchi, F.J.J.A., van Rijn, P.C.J., Schaminée, J.H.J., Tscharntke, T., van der Werf, W. 2016. Actionable knowledge for ecological intensification of agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 14(4), 209–216
- Grêt-Regamey, A., S. H. Brunner, and F. Kienast. 2012. mountain ecosystem services: who cares? *Mountain Research and Development* 32:S23-S34.
- Grêt-Regamey, A., B. Weibel, K. J. Bagstad, M. Ferrari, D. Geneletti, H. Klug, U. Schirpke, and U. Tappeiner. 2014. On the effects of scale for ecosystem services mapping. *Plos One* 9.
- Guo, D. 2009. Multivariate spatial clustering and geo-visualization. In Miller, H.J. & Han, J. (eds). 2009. *Geographic Data Mining and Knowledge Discovery*, Second Edition. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hauck, J., et al. 2013. Maps have an air of authority: potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making. *Ecosystem Services*, 4: 25–32.
- Hamann, M., R. Biggs, and B. Reyers. 2015. Mapping social-ecological systems: Identifying 'green-loop' and 'red-loop' dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 34:218-226.
- Hinojosa, L., Napoleone, C., Moulery, M. & Lambin, E.F. (2016) The "mountain effect" in the abandonment of grasslands: insights from the French South Alps. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.

- Howe, C., H. Suich, B. Vira, and G. M. Mace. 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 28:263-275.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54, 187-211.
- Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Aguilera, P.A., C. Martín-López, M.B. 2014. Socio-cultural valuation of ecosystem services: uncovering the links between values, drivers of change and human well-being. *Ecological Economics* 108, 36-48.
- Jones, L.; Norton, L.; Austin, Z.; Browne, A. I.; Donovan, D.; Emmett, B. A.; Grabowski, Z. J.; Howard, D. C.; Jones, J. P. G.; Kenter, J. O.; Manley, W.; Morris, C.; Robinson, D. A.; Short, C.; Siriwardena, G. M.; Stevens, C. J.; Storkey, J.; Waters, R. D.; Willis, G. F. 2016. Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services. *Land Use Policy*, 52, 151-162.
- Jost L. Entropy and diversity. 2006. *Oikos*, 113(2), 363–375.
- Keil, P. & Jetz, W. 2014. Downscaling the environmental associations and spatial patterns of species richness. *Ecological Applications*, 24, 823–831.
- Lamboni, M., Koeble, R., Leip, A. 2016. Multi-scale land-use disaggregation modelling: Concept and application to EU countries. *Environ. Model. Software*, 82, 183–217.
- Lautenbach, S., Volk, M., Gruber B., Dormann, C. F., R. Seppelt. 2010. Quantifying ecosystem service trade-offs. In D. A. Swayne, W. Yang, A. A. Voinov, A. Rizzoli, and T. Filatova, editors. *International congress on environmental modelling and software modelling for environment's sake*. Ottawa, Canada.
- Lavorel, S., K. Grigulis, P. Lamarque, M. P. Colace, D. Garden, J. Girel, G. Pellet, and R. Douzet. 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology* 99:135-147.
- Lee, H. & Lautenbach, S. 2016. A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecological Indicators*, 66, 340-351.
- Lê, S., Josse, J. & Husson, F. 2008. FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*. 25(1), 1-18.
- Legendre, P. and L. Legendre. 2012. *Numerical ecology*, 3rd edition. Developments in Environmental Modelling, Vol. 24. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Levers, C., Müller, D., Erb, K., Haberl, H., Jepsen, M.R., Metzger, M.J., Meyfroidt, P., Plieninger, T., Plutzer, C., Stürck, J., Verburg, P.H., Verkerk, P.J., Kuemmerle, T., 2015. Archetypical patterns and trajectories of land systems in Europe. *Reg. Environ. Chang.* 1–18. doi:10.1007/s10113-015-0907-x
- Mace, G.M., Norris, K., Fitter, A.H., 2012. Biodiversity and ecosystem services : a multilayered relationship. *Ecology* 27, 19–26. doi:10.1016/j.tree.2011.08.006
- Maes J, Paracchini ML, Zulian G, Dunbar MB, Alkemade R (2012a) Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. 2012a. *Biological Conservation* 155:1-12
- Maes et al., 2012b. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1(1), 31–39.
- Malinga, R., Gordon, L. J., Jewitt, G. & Lindborg, R. 2015. Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosystem. Services*, 13, 57–63.
- Martinez-Harms, M. J., and P. Balvanera. 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8:17-25.
- Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado- Arzuaga, I., Del Amo, D.G., Gomez-Baggethun, E., Oteros-Rozas, E., Palacios- Agundez, I., Willaarts, B.,

- Gonzalez, J.A., Santos-Martin, F., Onaindia, M., Lopez- Santiago, C., Montes, C., 2012. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLOS ONE*, 6, e38970.
- McGarigal, K. & Cushman, S.A. Comparative Evaluation of Experimental Approaches To the Study of Habitat Fragmentation Effects. *Ecological Applications*, 12:335–345
- Mastrangelo, M. E., F. Weyland, S. H. Villarino, M. P. Barral, L. Nahuelhual, and P. Laterra. 2014. Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landscape Ecology* 29:345-358.
- Meacham, M., Queiroz, C., Norström, A. V, Peterson, G.D., 2016. Social-ecological drivers of multiple ecosystem services: what variables explain patterns of ecosystem services across the Norrström drainage basin? *Ecol. Soc.* 21, art14. doi:10.5751/ES-08077-210114
- Mitchell, M.G.E., Bennett, E.M., Gonzalez, A. 2015. Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales. *Environ Res Lett* 10:094014.
- Mitchell, Matthew G.E. et al. 2015. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* , Volume 30 , Issue 4 , 190 - 198
- Moran, I. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37:17–33.
- Mouchet, M. A., P. Lamarque, B. Martin-Lopez, E. Crouzat, P. Gos, C. Byczek, and S. Lavorel. 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 28:298-308.
- Mouchet, M.A., Paracchini, M.L., Schulp, C.J.E., Stürck, J., Verkerk, P.J., Verburg, P.H. & Lavorel, S. 2017. Bundles of ecosystem (dis-)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecological Indicators*. 73:23-28.
- Mulligan, M., Clifford, N.J. 2015. Is managing ecosystem services necessary and sufficient to ensure sustainable development? In M. Redclift, & D. Springett (Eds.), *Routledge International Handbook of Sustainable Development*. (pp. 179-195). Taylor and Francis Inc.
- Lenon, J.J. 2000. Red-shifts and red herrings in geographical ecology. *Ecography*, 23, 101–113.
- Openshaw, S. Taylor, P. 1979. A million or so correlation coefficients: three experiments on the modifiable areal unit problem. In Wrigley, N. (Ed.), *Statistical Applications in the Spatial Sciences*, Pion, London.
- Plummer, M. L. 2009. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:38-45.
- Queiroz, C., M. Meacham, K. Richter, A. V. Norstrom, E. Andersson, J. Norberg, and G. Peterson. 2015. Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *Ambio* 44:S89-S101.
- Qiu, J., Turner, M.G., 2013. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 2013, 12149–54. doi:10.1073/pnas.1310539110
- Qiu, J., C. B. Wardropper, A. R. Rissman, and M. G. Turner. 2016. Spatial fit between water quality policies and hydrologic ecosystem services in an urbanizing agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 1-17. doi:10.1007/s10980-016-0428-0
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson, and E. M. Bennett. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:5242-5247.
- Reyers, B., R. Biggs, G. S. Cumming, T. Elmqvist, A. P. Hejnowicz, and S. Polasky. 2013. Getting the measure of ecosystem services: a social-ecological approach. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11:268-273.
- Scholes, R. J., B. Reyers, R. Biggs, M. J. Spierenburg, and A. Duriappah. 2013. Multi-scale and cross-scale assessments of social-ecological systems and their ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5:16-25.

- Smart S.M., Henrys, P.A., Purse, B.V., Murphy, J.M., Bailey, M.J., Marrs, R.H. 2012. Clarity or confusion? – Problems in attributing large-scale ecological changes to anthropogenic drivers. *Ecological Indicators*, 20: 51–56.
- Schulp C.J.E., Burkhard B., Maes J., Van Vliet J., Verburg P.H. (2014) Uncertainties in Ecosystem Service Maps: A Comparison on the European Scale. *PLoS ONE* 9(10): e109643.
- Schulze, J., Frank K., Priess J.A., Meyer M.A. (2016) Assessing Regional-Scale Impacts of Short Rotation Coppices on Ecosystem Services by Modeling Land-Use Decisions. *PLoS ONE* 11(4), e0153862.
- SPCA. 1991. Alpine Convention – Framework Convention (ed. Permanent Secretariat of the Alpine Convention). SPCA, Salzburg.
- Sutherland, I.J., Gergel, S.E., Bennett, E.M. 2016. Seeing the forest for its multiple ecosystem services: Indicators for cultural services in heterogeneous forests. *Ecological Indicators*, 71, 123–133.
- Tappeiner, U., A. Borsdorf, E. Tasser, and (eds.). 2008. Mapping the Alps. Spektrum A. . Die Deutsche Bibliothek, Heidelberg.
- Tomscha, S. A., and S. E. Gergel. 2016. Ecosystem service trade-offs and synergies misunderstood without landscape history. *Ecology and Society* 21(1):43.
- Turner, B.L., Janetos, A.C., Verburg, P.H., Murray, A.T. 2013. Land system architecture: Using land systems to adapt and mitigate global environmental change. *Global Environmental Change*, 23(2), 395–397.
- Turner, K. G., M. V. Odgaard, P. K. Bocher, T. Dalgaard, and J. C. Svenning. 2014. Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *Landscape and Urban Planning* 125:89-104.
- Turner, M. G., R. V. O'Neill, R. H. Gardner, and B. T. Milne. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3:153-162.
- van Asselen, S., Verburg, P.H., 2012. A Land System representation for global assessments and land-use modeling. *Glob. Chang. Biol.* 18, 3125–3148. doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02759.x
- van Jaarsveld, A. S., R. Biggs, R. J. Scholes, E. Bohensky, B. Reyers, T. Lynam, C. Musvoto, and C. Fabricius. 2005. Measuring conditions and trends in ecosystem services at multiple scales: the South African Millennium Ecosystem Assessment (SAfMA) experience. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 360:425-441.
- Warton, D.I. Blanchet, F.G., O'Hara, R., Ovaskainen, O., Taskinen, S., Walker, S.C., Hui, F.K.C. 2015. So Many Variables: Joint Modeling in Community Ecology. *Trends in Ecology & Evolution* , 30(12) , 766 – 779.
- Willcock, S., Hooftman, D., Sitas, N., O'Farrell, P., Hudson, M.D., Reyers, B., Eigenbrod, F. & Bullock, J.M. (2016) Do ecosystem service maps and models meet stakeholders' needs? A preliminary survey across sub-Saharan Africa. *Ecosystem Services*, 18, 110-117.
- Wood C, Skole D. 1998. Linking satellite, census, and survey data to study deforestation in the Brazilian Amazon. In *People and Pixels: Linking Remote Sensing and Social Science*. Liverman D.M., Moran E., Rindfuss R., Stern P (eds). Committee on the Human Dimensions of Global Change, National Academy Press: Washington DC; 70–93.
- Yang, G., Ge, Y., Xue, H., Yang, W. Shi, Y., Peng, C., Chang, J. 2015. Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and synergies across urban–rural complexes. *Landsc. Urban Plan.*, 136, 110–121.

Résumé

Les mutations de la société au cours du dernier siècle ont de fortes répercussions sur le fonctionnement de la majorité des écosystèmes. Notre société fait face à un paradoxe complexe défini par la nécessité de satisfaire des conditions de vie décentes d'une population mondiale croissante tout en limitant les impacts négatifs sur les écosystèmes. Le concept de service écosystémique a été proposé pour accompagner la résolution de ce paradoxe et de nombreuses attentes reposent sur ce concept. Mon travail de thèse a pour objectifs d'évaluer les apports actuels de la cartographie des services écosystémiques pour caractériser les patrons spatiaux et déterminants de la multifonctionnalité des territoires.

- Dans le chapitre I nous proposons une **analyse des associations entre le service de production agricole et quatre services de régulation** au niveau des surfaces agricoles de la région Rhône-Alpes (France). Ce travail nous permet de revenir sur la définition des compromis et synergies entre services écosystémiques aussi bien que sur le concept de bouquet de services écosystémiques. Par ailleurs, en s'inspirant du concept de niche écologique pour les espèces, nous évaluons l'adéquation spatiale entre la fourniture de services écosystémiques et les caractéristiques socio-écologiques des milieux (i.e. leur niche socio-écologique). Nos résultats révèlent une grande variabilité dans les associations entre le service de production agricole et les services de régulation. Cette observation souligne le poids des modalités de gestion agricole dans l'orientation des associations entre services écosystémiques. Par ailleurs, nous soulevons de nombreuses interrogations vis-à-vis de la robustesse des analyses courantes des bouquets de services écosystémiques.
- **L'influence de la résolution spatiale des données de modélisation sur la cartographie des services écosystémiques** est évaluée dans le chapitre II. Pour cela nous comparons les cartes utilisées dans le premier chapitre avec les informations apportées par un projet de cartographie de services écosystémiques à haute résolution spatiale sur la région de Grenoble (projet ESNET). Cette analyse alimente une réflexion sur les limites des modèles utilisés pour cartographier les services écosystémiques.
- Dans le but d'améliorer la modélisation des services écosystémiques fournis par les terres agricoles, nous développons dans le chapitre III, **une approche basée sur la télédétection pour cartographier l'utilisation des terres agricoles** dans la région de Grenoble. L'utilisation conjointe de données satellitaires MODIS et RapidEye nous permet de déterminer les successions culturales sur 5 années à la résolution de la parcelle agricole. Validée par les données du registre parcellaire graphique, l'utilisation de ces données spatialement explicites améliore significativement notre capacité de cartographie de la production agricole et pourrait être utilisée pour cartographier de nombreux autres services écosystémiques.
- Alors que le chapitre III est focalisé sur l'utilisation de la télédétection pour la cartographie de l'utilisation des terres agricoles, le chapitre IV propose une synthèse des autres utilisations des données de télédétection pouvant potentiellement contribuer à la modélisation des services écosystémiques. Ce travail est une **mise en correspondance entre les capacités des approches de télédétection et les besoins des modélisateurs** de services écosystémiques, sur la base d'une analyse bibliographique d'un large panel d'études de cartographie des services écosystémiques.

Abstract

Societal changes over the last century have strongly affected the majority of ecosystem dynamics. Our society is facing a complex paradox: how to maintain decent livelihoods for the world population while limiting negative effects of human activities on ecosystems? The concept of ecosystem services has been proposed to contribute to the solving of this paradox and it holds strong expectations. My PhD research aims at assessing the contribution of ecosystem services mapping to the definition of patterns and drivers of landscape multifunctionality.

- **Chapter 1 analyses the spatial associations between the agricultural production service and four regulating services over the agricultural lands** of the Rhône-Alpes region (France). This work allows us to insist on the ways trade-off and synergies between ecosystem services are defined as well as on the characterization of bundles of ecosystem services. Furthermore, taking advantage of the "ecological niches" concept usually applied to biodiversity, we assess spatial matching between the supply of ecosystem services and the socio-ecological specificities of associated areas, i.e. their social-ecological niche. Our results highlight a large variability concerning associations between agricultural production and regulating services, which illustrates the strong influence of farming practices (e.g., in terms of intensity) in defining the strength of associations between multiple services. In addition, we raised the issue of the robustness of standard statistical analyses to consistently identify bundles of ecosystem services.
- **Chapter II assesses the influence of spatial resolution of modeled data on ecosystem services mapping.** To this end, we compare the maps used in the first chapter with high spatial resolution data provided at Grenoble area scale (in the context of the ESNET project). Based on this comparison, we discuss the limits of models used to map ecosystem services.
- To improve the mapping of ecosystem services supplied by agricultural areas, we propose, in chapter III, **a remote sensing-based approach to map agricultural land uses at high resolution** on Grenoble region. Simultaneous use of MODIS and Rapideye satellite data allows us to determine cropping successions for 5 years at farming plot scale. These spatially explicit data significantly improved our abilities to map agricultural productions and may be used to map several other ecosystem services.
- To complete the third chapter, chapter IV gives a synthesis of remote sensing approaches that could be used to map ecosystem services, focusing on methods that are not linked to land uses identification. Based on a wide panel of ecosystem services mapping studies, we highlight data currently needed to map ecosystem services. Then **we bridge these needs and the potential of remote sensing approaches for ecosystem services modelers.**