

UNIVERSITE D'AIX-MARSEILLE

ED 251 – SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et
continentale - UMR CNRS 7263

Thèse présentée pour obtenir le grade universitaire de docteur

Discipline : Ecologie

Mathilde HERVÉ

Mieux conserver la biodiversité en intégrant l'agriculture et
en explorant les changements globaux dans l'aménagement
du territoire

Version soumise à l'évaluation des rapporteurs



Soutenue le 16/02/2018 devant le jury :

Thomas HOUET	Directeur de recherches, Université de Rennes 2	Rapporteur
Pascal MARTY	Professeur, ENS de Lyon	Rapporteur
Christine VOIRON	Professeur, Université Nice Sophia Antipolis	Examinatrice
Philip ROCHE	Directeur de recherches, IRSTEA	Examineur
Thierry TATONI	Professeur, Aix Marseille Université	Directeur de thèse
Cécile ALBERT	Chargée de recherches, CNRS	Directrice de these

Résumé

Les méthodes actuelles utilisées pour définir les enjeux de conservation de la biodiversité peinent à prendre en compte deux aspects. D'une part, les espaces agricoles et les pratiques qui y ont lieu sont à la fois réservoir et pression pour la biodiversité et il est donc difficile de les relier à des enjeux de conservation. Et d'autre part, les dynamiques spatiales et temporelles peuvent également influencer les enjeux de conservation, en modifiant l'occupation du sol et donc la présence, la qualité et la connectivité des habitats. Ce travail de recherche a pour objectif de proposer des solutions pour ces deux aspects.

Nous avons d'abord voulu identifier des pratiques agricoles favorables à la biodiversité à partir de la littérature scientifique et de l'expérience d'acteurs de terrain. Afin de comprendre l'ensemble des enjeux inhérents au développement de telles pratiques, nous avons également étudié des leviers pour leur mise en place (motivations et sources d'informations pour les agriculteurs). Nous avons pu confirmer la difficulté à mesurer un effet général de certaines pratiques sur la biodiversité. Néanmoins, l'hétérogénéité, dans les pratiques, les types de culture et les éléments semi-naturels environnants est un aspect favorisant la biodiversité, d'après les résultats scientifiques et les acteurs de terrain. Inciter au développement de telles pratiques nécessite de s'appuyer sur les avantages pour les agriculteurs, notamment au travers des services écosystémiques et sur une multitude de supports de diffusion. Nous avons, par ailleurs, montré l'importance de prendre en compte l'agriculture, au travers des types de culture et des pratiques dans l'identification d'enjeux de conservation.

Concernant la prospective, nous avons présenté les limites des scénarios existants, construits à large échelle à l'aide de modèles numériques complexes ou co-construits avec des acteurs locaux, pour explorer les changements futurs à l'échelle régionale. Nous avons donc proposé une méthode alliant ces deux types de scénarios pour la région Provence Alpes Côte d'Azur. Les scénarios issus de cette combinaison ont pu être utilisés pour explorer l'impact des changements sur les continuités écologiques, à l'aide d'un indice de connexité, pour trois espèces. L'application des scénarios aux analyses de continuités écologiques revêt un intérêt particulier pour les questions d'aménagement, par exemple pour mesurer l'effet, cumulé ou non, de certains projets. Avant tout transfert vers des projets appliqués, il convient néanmoins de poursuivre la recherche sur cette méthode, notamment en la complétant avec d'autres mesures de continuités écologiques.

Mots clés : biodiversité, continuités écologiques, agriculture, prospective

Abstract

Actual ways to define priorities for biodiversity conservation experience difficulties to take into account two aspects. On one hand, agricultural areas and practices that take place in these areas are both reservoir and source of pressure for biodiversity and rely them to conservation priorities is difficult. On other hand, spatial and temporal dynamics could influence conservation priorities, modifying land-cover and land-use and then the presence, the quality and the connectivity of habitats. This research work have for objective to propose solutions for these two aspects.

First, we wanted to identify biodiversity-friendly agricultural practices, from scientific literature and experts' knowledge. To understand all the issues related to the development of these practices, we also studied the levers to their application (farmers' motivation and source of information). We confirm the difficulty to measure a general effect of some practices on biodiversity. Nevertheless, the heterogeneity, in practices, crops types and semi-natural elements, favor the biodiversity, from scientific results and experts' knowledge. Encourage the development of these practices need to rely on benefits for farmers, in particular through the ecosystem services and through various substrate for information spread. Furthermore, we show the importance to taking into account agriculture, from crops types and practices, in the identification of conservation priorities.

Regarding the prospective, we introduced the limits from existing scenarios, built at global scale with numeric and complex models or co-constructed with local stakeholders, to explore changes at regional scale. We proposed a method coupling these two types of scenarios for the Provence Alpes Côte d'Azur Region. Scenarios from this coupling was used to measure the impact of changes on ecological networks, with an indicator of connectedness, for three species. The application of scenarios to ecological networks' analyses have a particular interest for land planning questions, for example to measure the, cumulative or not, effect of some projects. Before transfer to applied projects, research on this method have to be continued, in particular completing it with others measures of ecological networks.

Keywords: biodiversity, ecological networks, agriculture, prospective

Avant-Propos

Cette thèse a été réalisée au sein de l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale. Elle a été financée par le Labex OT-Med (no ANR-11-LABX-0061), dans le cadre du projet SIMBIOSE (Designing alternative regional scenarios for land-use and agricultural innovative management and biodiversity conservation). Ce Labex est soutenu par les financements du Gouvernement Français "Investissements d'Avenir", programme de l'Agence Nationale pour la Recherche et par le projet A*MIDEX (no ANR-11-IDEX-0001-02).

Ce manuscrit présente la synthèse des travaux de recherche réalisés au cours de cette thèse. Il se compose d'une introduction, de cinq chapitres et d'une conclusion. Les quatre premiers chapitres sont basés sur des articles à différents niveaux de maturité. Le second chapitre est un article publié dans la revue *Journal for Nature Conservation*. Les chapitres I et III sont des articles en préparation pour la revue *Agriculture, Ecosystems and Environment* et pour la revue *Global Change Biology*. La première partie du chapitre IV est un article en préparation pour la revue éditée par l'IRSTEA, *Sciences Eaux & Territoires*. Chaque partie du manuscrit possède donc sa propre bibliographie et ses propres annexes.

Remerciements

« Pour l'avenir, il ne s'agit pas de le prévoir, mais de le rendre possible »

Antoine de Saint Exupéry

Quand je cherchais comment commencer ces lignes, je suis tombée sur cette citation, qui illustre bien mon sujet qui parle d'avenir. Saint Exupéry, c'est aussi le nom de l'école de mon village, là où tout a commencé !

Rendre possible l'avenir, c'est aussi grâce à toutes les personnes qui ont contribué d'une quelconque manière à l'aboutissement de ces trois années de thèse.

Tout d'abord, merci à **Cécile Albert** et **Thierry Tatoni** pour leur confiance, pour avoir créé ce sujet sur-mesure ! Cécile, quand j'ai commencé, tu m'as dit qu'il y avait des échos dans nos parcours et je trouve que c'est un joli clin d'œil d'être ta première étudiante en thèse quand toi aussi tu as aussi la première de Wilfried, ton encadrant. Merci pour tes conseils toujours avisés et pour ton soutien. Merci encore de me faire confiance pour la suite avec ces projets qui démarrent !

Je tiens à remercier aussi **Alberte Bondeau**, **Sylvie Vanpeene** et **Claude Napoleone** pour leur investissement dans ma thèse. Vos idées enrichissantes, de disciplines variées ont toujours permis des échanges fructueux pour l'avancée de ma thèse.

Je remercie également les membres du jury qui ont accepté d'être examinateurs de cette thèse : **Thomas Houet**, **Pascal Marty**, **Christine Voiron** et **Philip Roche**.

Je souhaite aussi, remercier toutes les personnes qui se sont prêtées au jeu en participant aux ateliers que nous avons organisés, dans les Alpilles (Merci au Parc Naturel Régional pour son aide et son accueil), au pied du Mont Ventoux (merci au Syndicat Mixte pour l'aide à l'organisation et à Yves pour son accueil à la Mairie de Lagnes) et au pied de la Sainte Victoire (merci au Grand Site pour m'avoir épaulée !).

L'équipe IMBE de l'Arbois, avec **Maryse**, notre maman-travail, **Mori** et mes autres collègues, les post-docs (**Marianela**, **Aggeliki**, **Anne Sophie**), les autres thésards (de paléo surtout !) et les étudiants de Master 2 qui sont passés par là, **Ana-Paula** et **Simon** avec qui j'ai partagé mon bureau et de grandes discussions. Merci à mes étudiants de Master 1 (**Marion**, **Ilan**, **Vivien** et **Lucas**), pour leur contribution à mes travaux. Difficile exercice que de franchir la barrière entre encadrant et étudiant, réussi avec le style de Cécile apparemment (trop la classe !) ! Merci à **Nathalie** pour ton aide sur la partie SHS qu'on ne maîtrisait pas !

Merci à tous ceux qui m'ont donné un coup de main pour la relecture : **Maman**, **Julie**, **Emilie**, **Hub**... Je remercie également **Jorge Perez** (Photoikos.com) pour sa très belle photo du coquelicot et de la Sainte Victoire qui fait la couverture de ce manuscrit. Les photos de Mathieu Berroneau (www.matthieu-berroneau.fr) et de mon amie Muriel Garneri illustrent également ce manuscrit.

Bien sûr, les amis, qui m'ont soutenue et qui ont fini par comprendre qu'il fallait arrêter de poser les questions qui fâchent « Alors ta thèse ça avance ? », « quand est-ce que tu soutiens qu'on vienne te voir ? ». Désolée pour ceux que j'ai refusé plusieurs fois de voir (**Julie** !), pardon à ceux à qui j'ai oublié de répondre et merci à ceux qui m'ont changé les idées ! Merci à **Audrey** pour les défis sportifs et équestres que j'ai relevé grâce à toi. Participer à une épreuve unique au monde (et finir sur le podium !) et à des épreuves européennes, au cours d'une thèse, n'est pas donné à tout le monde ! Forte du conseil de mon directeur, « tu peux partir en vacances, mais il faut que tu aies toujours ta thèse dans un coin de la tête », cette thèse n'a pas été que des sacrifices ! J'ai pu investir ce travail de recherche tout en ménageant des moments de détente et de plaisir et mes amis cavaliers ont bien supporté mes commentaires du paysage sur les randos et les concours ! C'était pour la bonne cause !

Merci à ma famille évidemment. Regarde **Maman**, « ça » a fini par finir ! « Sa thèse, sa p***** de thèse », (en référence au film Tanguy), je l'ai entendu quelque fois, toujours sur le ton de l'humour bien sûr (**Hanh, Caco et Gwendo**) ! **Papa**, même si tu ne comprendras sans doute pas tout, j'espère que cela achèvera de te convaincre que les « écolos ne sont pas là [que] pour [vous] faire ch*** », avec leurs crapauds aux attributs bleus pour paraphraser tes collègues. Merci à vous pour tout, vraiment. Un petit clin d'œil à **Jean-Luc** aussi pour ses échanges toujours passionnés sur les questions d'agriculture et d'écologie !

Je me sens obligée de remercier **Nuage** aussi. Merci pour ces moments d'évasion, pour ces remises en question, pour ces podiums, pour ces kilomètres, sous le soleil, sous les étoiles, sous la pluie ou sous la neige, des sommets du Verdon aux collines du Morvan, des sommets des Pyrénées aux vallées de l'Aveyron...

Enfin, merci à **Ludo**. Merci pour avoir fini par comprendre, j'espère, de quoi parle mon sujet. Merci d'avoir supporté mes absences pour me ressourcer et merci d'être là, depuis tout ce temps. A nous de rendre possible l'avenir maintenant...

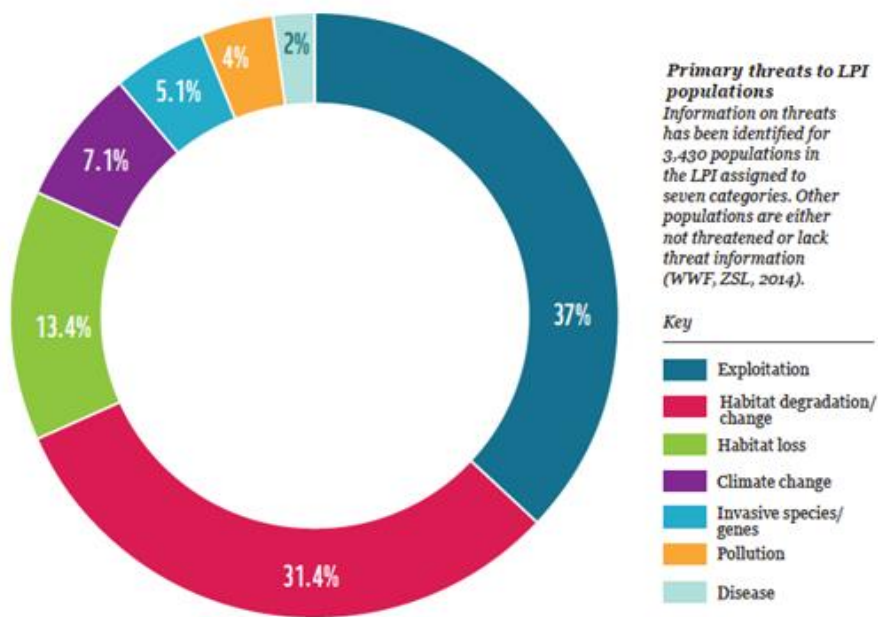
Table des matières

Introduction	1
Chapitre I : Définir le lien entre pratiques agricoles et biodiversité	39
Article : Good agricultural practices for biodiversity: from scientific proof to practitioners' know-how	43
Introduction	44
Material and Methods	45
Insights from the scientific literature	45
Analysis of technical reports for farmers	46
Interviews with stakeholders	47
Results	50
Insights from the scientific literature	50
Analysis of technical reports for farmers	52
Interviews with stakeholders	55
Discussion	60
A loose definition of biodiversity... ..	60
... and a loose definition of practices... ..	60
... mean a loose link between practices and biodiversity	61
Scientific proof and technical know-how mainly agree... ..	62
... and biodiversity-friendly practices are spread by various ways	63
Conclusion and future prospects	63
Acknowledgments	64
References	65
Supplementary material	70
Chapitre II : Evaluer la sensibilité des méthodes d'identification des enjeux de conservation	81
Article : On the importance of taking into account agricultural practices when defining conservation priorities for regional planning	85
Abstract	85
1. Introduction	85
2. Methods	86
2.1 The study region	86
2.2 Defining conservation priorities	86
2.3 Sensitivity analysis	87
2.4 Similarity indices	88
3. Results	89
3.1 Conservation priorities in the study region	89

3.2 Sensitivity analysis	89
4. Discussion	90
4.1 How reliable is the definition of spatial conservation priorities? ...	90
4.2 Accounting for agriculture when defining conservation priorities .	91
4.3 Concluding remarks	92
Acknowledgments	92
References	92
Supplementary material	95
 Chapitre III : Utiliser les scénarios technologiques pour explorer les changements d'occupation du sol et dériver des scénarios de biodiversité	103
Article : What land-use change scenario for which biodiversity scenario?	107
Introduction	108
LUCC projections the most frequently used to derive biodiversity scenarios	111
Review of the literature	111
Data gathering	111
Drivers and scope of the projections	112
Temporal trends in LUCC projections: broad range of possible futures (1970 – 2080)	114
Expected change in the extent of croplands & grasslands to 2080	114
Expected change in the extent of forest to 2080	116
Expected change in the extent of urban areas to 2080	117
Differences in the main trends among families of projections	118
Spatial trends in LUCC projections	119
Where are the changes occurring?	119
Recommendations for the development of LUCC-based regional biodiversity scenarios	121
Select a broad range of projections	121
Downscaling and regional specificities	121
Toward practices scenarios rather than LUCC projections	122
Accounting for spatial arrangement of changes	123
Conclusion: Make it possible to include more processes in biodiversity models .	124
Acknowledgments	125
References	126
Figures and tables	143
Supplementary material	148
 Chapitre IV : Apports de la co-construction de scénarios avec les acteurs locaux	155
Partie I : Apports de la combinaison de scénarios co-construits et scénarios technologiques	159
Article : Vers une meilleure prise en compte des enjeux de biodiversité et des continuités écologiques grâce aux scénarios prospectifs	161
Introduction	162

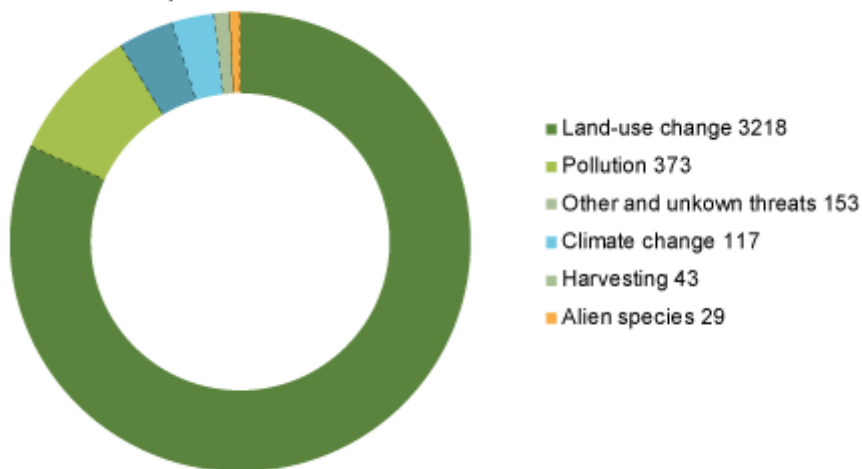
Quels scénarios pour anticiper les territoires de demain et à quelle échelle ?	164
Apports des scénarios pour améliorer l'identification d'enjeux de conservation de biodiversité et de continuités écologiques	169
Conclusion et perspectives	170
Figure	173
Références	174
Partie II : Combinaison et confrontation des différents types de scénarios en région PACA	177
Matériel et méthodes	177
Résultats	187
Discussion	195
Références	197
Annexes	201
Chapitre V : Intégrer les changements d'occupation et d'usage du sol futurs dans l'identification des enjeux de conservation	205
Introduction	207
Matériel et Méthodes	211
Territoire d'étude	211
Choix des espèces pour ce territoire	211
Analyse des continuités écologiques – approche par connexité	215
Occupation du sol – de l'actuel à l'horizon 2030	217
Résultats	223
Carte d'occupation du sol future	223
Analyses de continuités actuelles et futures	223
Discussion	227
Traduction des scénarios co-construits	227
Enjeux de continuités	231
Perspectives	235
Références	237
Annexes	243
Conclusion et perspectives	247
Liste des acronymes utilisés	271

Introduction



WWF Living Planet Report 2014 page 20

→ **Threats to biodiversity**
Number of species affected



SOURCE: The 2010 Norwegian Red List for Species.
Norwegian Biodiversity Information Centre, 2010 / www.environment.no

Fig. 0.1 : a. impact des activités humaines sur les espèces incluses dans l'Indice Planète Vivante (LPI, Living Planet Index) du WWF (2014) au niveau global b. Nombres d'espèces impactées par les activités anthropiques sur la liste rouge des espèces norvégiennes. Source : Norwegian biodiversity information Centre, 2010.

Enrayer la perte de biodiversité...

La biodiversité connaît aujourd'hui sa sixième grande crise d'extinction, conséquence de l'impact de l'Homme sur son environnement (Leakey & Lewin 1992; Barnosky *et al.* 2011; Ceballos *et al.* 2015). Une partie de la communauté scientifique propose de décrire une nouvelle période géologique, l'anthropocène, commencée à la fin du XVIIIème siècle, dans laquelle les activités anthropiques sont devenues le forçage dominant (Crutzen & Stoermer 2000; Crutzen 2002). En effet, dès 1780, Buffon décrit, dans « les époques de la Nature », comment l'Homme modifie les espèces, animales et végétales, pour son usage et témoigne de la « puissance sur la Nature » que l'Homme exerce (Buffon 1780). L'impact de l'Homme sur l'environnement n'a eu de cesse de s'intensifier depuis. En effet, avec une population mondiale grandissante, les besoins en ressources et en énergie augmentent, libérant des gaz à effet de serre dans l'atmosphère avec les conséquences climatiques que nous connaissons. Les ressources naturelles sont exploitées de plus en plus intensivement et les espaces naturels s'amenuisent pour répondre aux besoins de logement, de déplacement et de production de la société. Ainsi, si l'on regarde plus en détail l'impact de l'Homme sur la biodiversité, 37% des menaces sont liées à l'exploitation directe des ressources (pêche par exemple) et près de 45% sont liées à l'impact sur les habitats (destruction, fragmentation, dégradation, Fig. 0.1a.). Au travers de l'artificialisation du sol et de la conversion de zones naturelles pour la production agricole, l'Homme réduit les habitats disponibles et agit sur leur taille et leur isolement. Ainsi, le changement d'occupation et d'usage du sol est l'une des menaces majeures sur les espèces en danger (ex. de la liste rouge des espèces norvégiennes, Fig. 0.1b.).

Dès la fin du 19ème siècle, une prise de conscience globale de la nécessité et de l'urgence de protéger les espèces et leurs habitats commence à naître, avec la création du Parc National de Yellowstone (1872). En France, les mesures de protection débutent plus tardivement (création des Parcs Nationaux en 1960), mais de nombreuses actions sont menées depuis, avec des protections plus ou moins strictes et intégratives des activités humaines (réseau Natura 2000, Parcs Naturels Régionaux, Zones Nationales d'Intérêt Ecologique Floristique et Faunistique...). En 2002, au sommet mondial pour le développement durable de Johannesburg, les pays du monde entier s'engagent à « assurer, d'ici 2010, une forte réduction du rythme actuel de perte de diversité biologique aux niveaux mondial, régional et national ». En 2010, année mondiale de la biodiversité, le constat est sans appel : l'objectif principal ainsi que ses 21 objectifs secondaires n'ont pas été atteints au niveau mondial (Gilbert 2009; CBD 2010). L'Europe, dont l'ambition était plus grande en termes d'objectifs, connaît le même échec (European Environment Agency 2015). L'artificialisation des sols, une des menaces qui pèse sur les habitats, ne ralentit pas. En effet, selon le baromètre de la Nature, publié en 2010, l'artificialisation des terres en France s'accélère fortement, de 61 000 ha par an entre 1992 et 2003 à 86 000 ha par an depuis 2006 (Terres Sauvages 2010). Au niveau de la région Provence Alpes Côte d'Azur (PACA), les résultats sont moins alarmants avec le ralentissement de l'artificialisation (2 900ha puis 1 400ha sur les mêmes périodes) mais qui continue néanmoins.

Par ailleurs, l'Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire a donné une ampleur internationale aux services écosystémiques produits par la biodiversité (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Notion proposée dans les années 1970-1990 (Westman 1977; Randall 1988; Pearce & Moran 1994), les services écosystémiques désignent les bénéfices que l'Homme retire des écosystèmes comme le stockage de carbone dans les sols et dans le bois ou la pollinisation. La production de ces services dépend de la biodiversité présente dans un écosystème. Ils sont répartis dans quatre catégories : les services supports (nécessaires à la production de tous les autres services comme la formation du sol), les services d'approvisionnement (toutes les ressources exploitables par l'homme : aliments, bois,

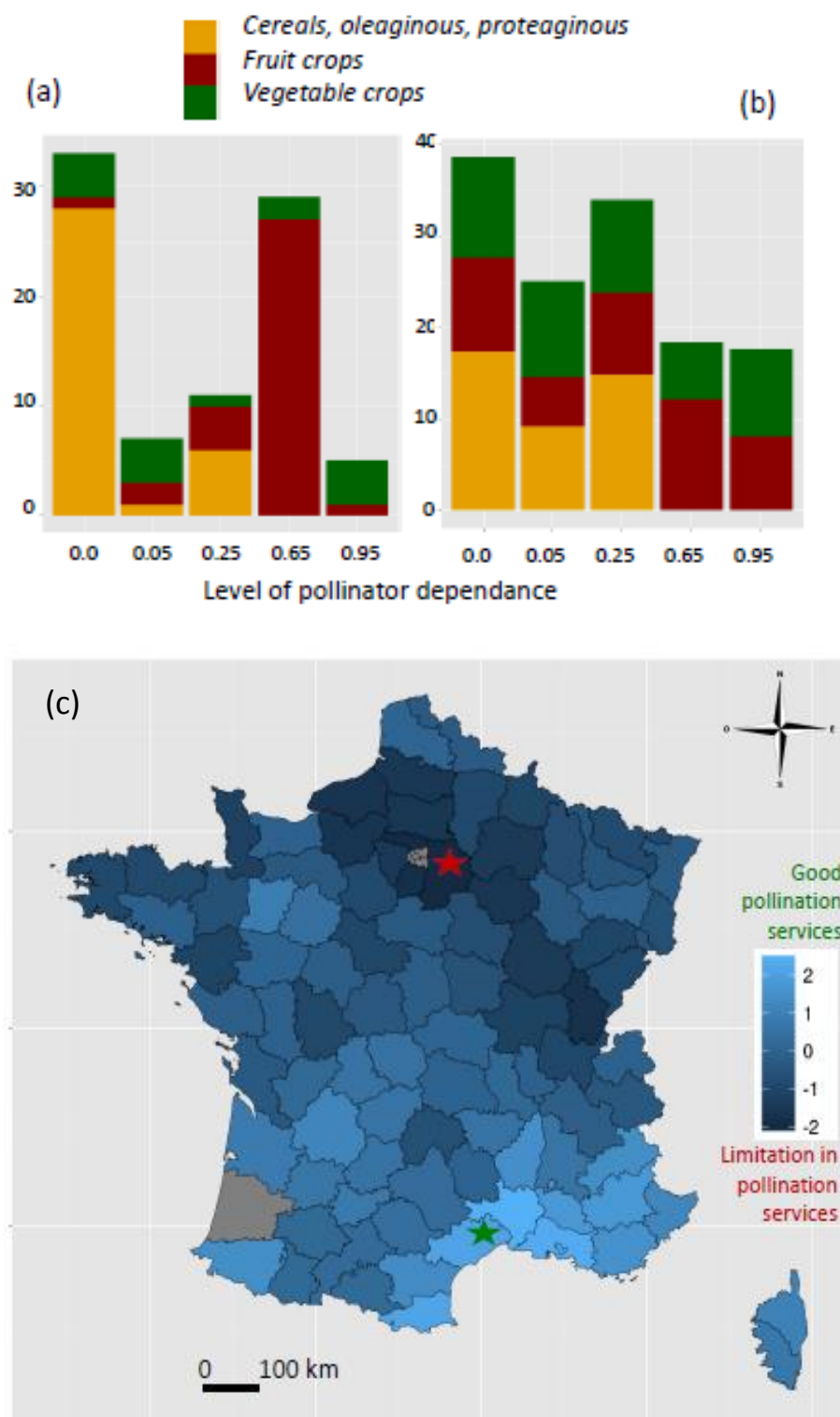


Fig. 0.2 : a. Nombres de cultures et b. total de la surface cultivée ($\log(10^9 \text{ ha})$) par niveau de dépendance à la pollinisation (entre 0 et 95%) pour les grands types de cultures (céréales et autres grandes cultures, fruits, légumes). c. Carte du niveau de service de pollinisation en fonction des départements. D'après les travaux de Gabrielle Martin (MNHN – CESCO).

matériaux pour la construction...), les services de régulation (qualité de l'air, régulation des inondations, des maladies...) et les services culturels et sociaux qui renvoient à des bénéfices non-matériels (esthétique, récréationnel...). La contribution de ces services à l'ensemble des activités anthropiques est estimée à 33 trillions de dollars par an (Costanza *et al.* 1997). Les services liés à la régulation (climat, gaz, inondations) représentent 10% de cette somme et sont un enjeu particulièrement fort dans le contexte des changements globaux (stockage de carbone, régulation du climat). Préserver la biodiversité et les services écosystémiques est donc un des plus grands défis des années à venir.

Face à l'inefficacité des mesures prises ces dernières années et aux menaces grandissantes attendues avec les changements globaux (Sala *et al.* 2000; Pereira *et al.* 2010), il est nécessaire de proposer de nouveaux modes de préservation de la biodiversité et des services écosystémiques.

Au travers de la biodiversité ordinaire et de la biodiversité liée aux espaces agricoles...

Ainsi, on assiste ces dernières années à un changement de paradigme dans la conservation de la biodiversité, d'une conservation ciblée uniquement sur les espèces patrimoniales (espèces rares, en voie de disparition, porte-drapeaux) vers une conservation de la biodiversité dans son ensemble, en incluant la biodiversité ordinaire. C'est le premier objectif proposé par le groupe 2 (« Préserver la biodiversité et les ressources naturelles ») du Grenelle de l'Environnement, au travers d'une « gestion intégrée du territoire qui préserve la biodiversité ordinaire ». Elle est définie comme la « biodiversité qui nous entoure au quotidien, dans les jardins, sur des parcelles agricoles, au bord des routes et chemins, dans les parcs urbains... ». De par son abondance et les interactions entre ses entités, cette facette de la biodiversité contribue fortement au fonctionnement des écosystèmes et à la production des services écosystémiques (Chevassus-au-Louis, Salles & Pujol 2009).

En outre, la biodiversité ordinaire est majoritairement composée par la biodiversité des milieux agricoles, qui représente 50% des espèces sauvages (animales et végétales) européennes (Stoate *et al.* 2009). Les oiseaux de milieux agricoles ont notamment été les premières espèces visées par une convention internationale de protection des espèces sauvages, en 1902 (Convention de Paris 1902). De plus, cette convention vise les espèces utiles à l'agriculture et reflète ainsi une prise de conscience précoce de l'importance de la biodiversité pour l'agriculture et des services écosystémiques qu'elle apporte. En effet, au travers notamment de la pollinisation et de la régulation des pestes (maladies ou ravageurs de culture), la biodiversité contribue à la production agricole. Alexandra-Maria Klein et ses collaborateurs (2007) ont montré que 35% du volume de nourriture produite dépend de la pollinisation. De nombreuses cultures sont principalement dépendantes de la pollinisation assurée par des espèces animales, comme le cacao ou la vanille ou pour les cultures plus tempérées, les courges et les citrouilles (Klein *et al.* 2007). En France, 40% des surfaces cultivées en fruits et en légumes sont dépendantes de la pollinisation à plus de 65% (Fig. 0.2). En outre, la biodiversité assure aussi un rôle important dans la production au travers de la structure du sol et des cycles de nutriments qui y ont lieu (Zhang *et al.* 2007). On peut noter le rôle des lombrics, largement reconnu ou celui d'un couvert végétal, entre les rangs de vignes ou de vergers, permettant d'éviter l'érosion du sol et de retenir davantage l'eau (David *et al.* 2014). Ce couvert végétal ainsi que tout autre habitat semi-naturel à proximité de parcelles agricoles, comme les haies, permet d'abriter de nombreuses espèces dites auxiliaires de cultures. Elles permettent de lutter contre les ravageurs de cultures (insectes ou animaux) et contre certaines maladies. L'exemple le plus connu est celui de la coccinelle, mais d'autres espèces sont également très étudiées comme les pinces-oreilles (Debras *et al.* 2007), les guêpes

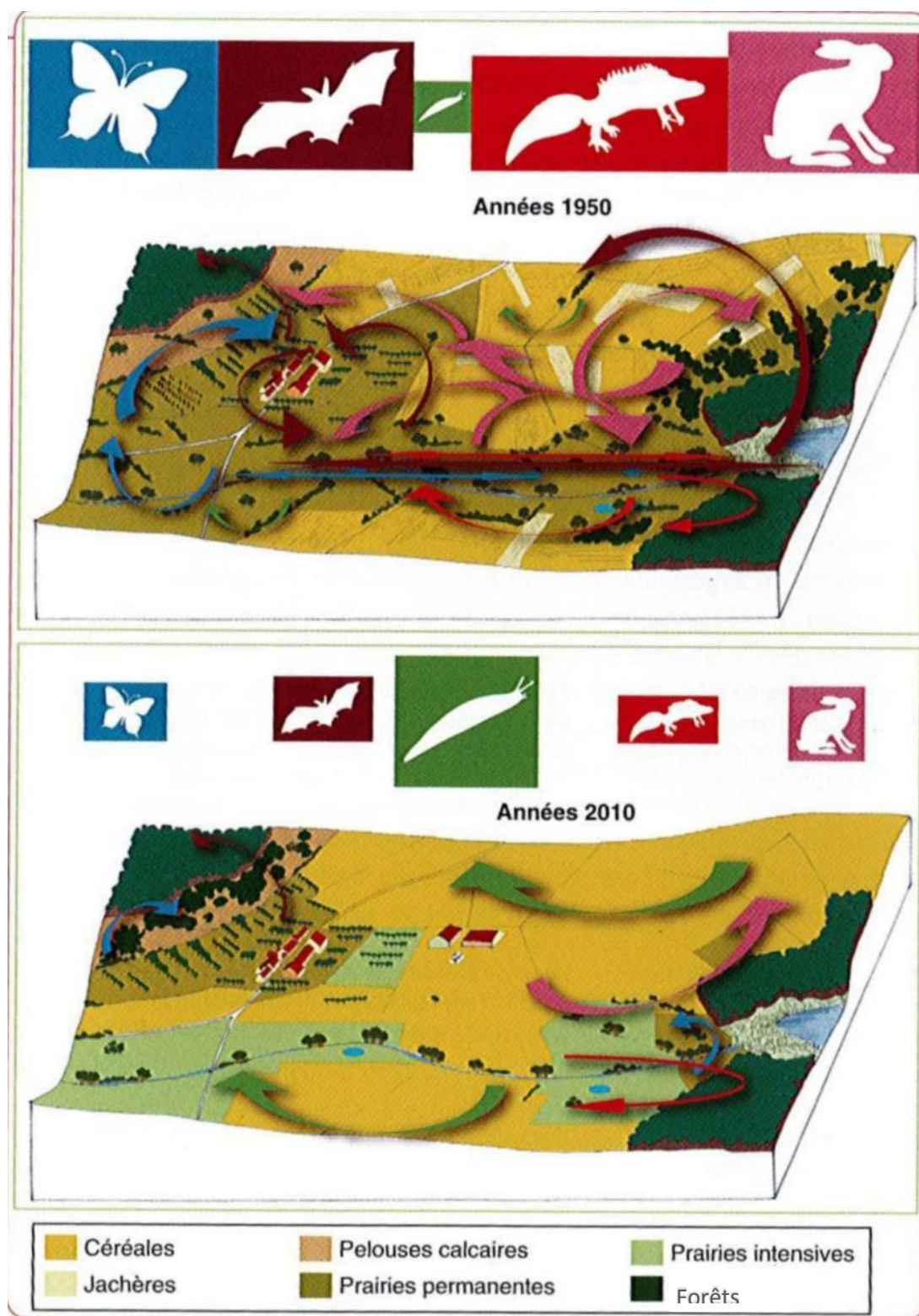


Fig. 0.3 : Evolution des formes de biodiversité dans les paysages lorrains entre 1950 et 2009 (figure extraite de Durand et al. 2013a). La taille respective des pictogrammes pour 1950 et 2009 reflète l'évolution de la tailles des populations du cuivré des marais (bleu), du petit rhinolophe (bordeaux), des limaces (vert), du triton crêté (rouge) et du lièvre (rose). Les flèches (couleurs en fonction de l'espèce) indiquent la mobilité des différentes espèces.

parasitoïdes ou les oiseaux qui sont visés dans la convention de Paris de 1902. Ces espèces peuvent être favorisées par certaines pratiques agricoles, comme les haies qui offrent des endroits pour nicher et se poser aux oiseaux, ou intégrées artificiellement dans les parcelles à partir d'élevage (très courant pour les insectes).

Cependant, face aux changements que l'agriculture a connus depuis la seconde guerre mondiale, les habitats semi-naturels à proximité des parcelles agricoles sont en déclin. En effet, avec la révolution verte et le remembrement, les paysages agricoles français se sont simplifiés. La mécanisation, permettant l'exploitation de surfaces plus vastes et la diminution progressive du nombre d'exploitants ont poussé à regrouper les parcelles entre elles. Souvent, les éléments paysagers les séparant, comme les haies ou les canaux, ont été supprimés. Ainsi, les haies ont disparu pour faciliter le passage des engins agricoles de grande taille. 835 000km de haies et de talus ont été détruits entre 1945 et 1983 (Philippe & Polombo 2009), générant une perte d'habitat importante pour les espèces qui y vivent. De plus, la perte de ces habitats et des espèces animales et végétales associées génère également un effet indirect pour les espèces de niveau trophique supérieur. En effet, les espèces prédatrices, comme certaines araignées ou oiseaux, trouvent dans les bords de champs les ressources nécessaires qui leur permettent de survivre (Wilson *et al.* 1999). Si la disparition de ces habitats ne les affecte pas directement (habitats différents), il y a un effet indirect quant à la disparition de leurs ressources alimentaires.

De plus, les cultures se sont homogénéisées (monoculture à grande échelle et perte de la diversité spécifique des cultivars) conduisant à une simplification importante des paysages.

D'un autre côté, les terres les moins productives et les plus difficiles à exploiter ont été peu à peu abandonnées. En raison de leur éloignement et de leur topographie, les zones de montagne ont peu à peu été délaissées par l'agriculture mais connaissent d'autres usages, notamment en lien avec le tourisme (Mottet *et al.* 2006). Les paysages méditerranéens connaissent les mêmes changements, avec l'abandon des terres trop éloignées et peu ou pas irriguées et l'abandon des terrasses de cultures qui ne sont pas exploitables mécaniquement (Debussche, Lepart & Dervieux 1999). L'arrêt de pratiques agricoles conduit alors à une fermeture des milieux et à une perte d'habitat pour les espèces de milieux ouverts (Regos *et al.* 2016).

D'une manière plus générale, la disparition d'habitats semi-naturels, l'augmentation de la taille des parcelles exploitées et la fermeture de milieux agricoles ouverts dans un paysage à dominance forestière contribuent à fragmenter et isoler les habitats. En effet, l'hétérogénéité, entre espaces agricoles de différentes cultures et espaces naturels est un élément très fort pour la biodiversité en milieux agricoles (Fahrig *et al.* 2011). Cela permet aux espèces qui ont besoin de plusieurs types d'habitats pour compléter leur cycle biologique de s'y établir, comme les crapauds qui ont besoin de zones humides et forestières. Les habitats semi-naturels en bord de parcelles agricoles permettent également aux espèces de se déplacer entre les habitats pour se nourrir ou se reproduire. Ainsi, la simplification des paysages agricoles a conduit à un déclin important de la biodiversité (Fig. 0.3).

Dans le même temps, l'utilisation d'intrants chimiques (engrais et pesticides) s'est intensifiée (Fig. 0.4). Entre 1960 et 1980, la consommation mondiale de pesticides s'est accrue de 217% sur la première décennie puis de 328% jusqu'en 1980 (Assouline 1989). L'effet direct des intrants chimiques de par leur toxicité est largement reconnu (Geiger *et al.* 2010), notamment pour les insectes (en particulier les abeilles, Le Féon *et al.* 2010) mais également sur les oiseaux et les mammifères (Shore, Fletcher & Walker 2003).

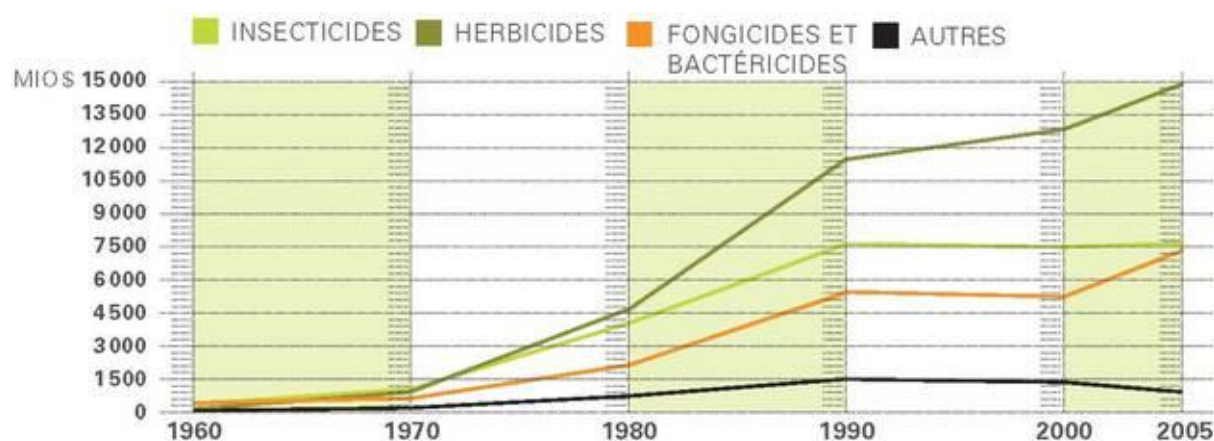


Fig. 0.4 : Augmentation de l'utilisation mondiale de pesticides (en millions de dollars). Source : Public Eye/ Clerici

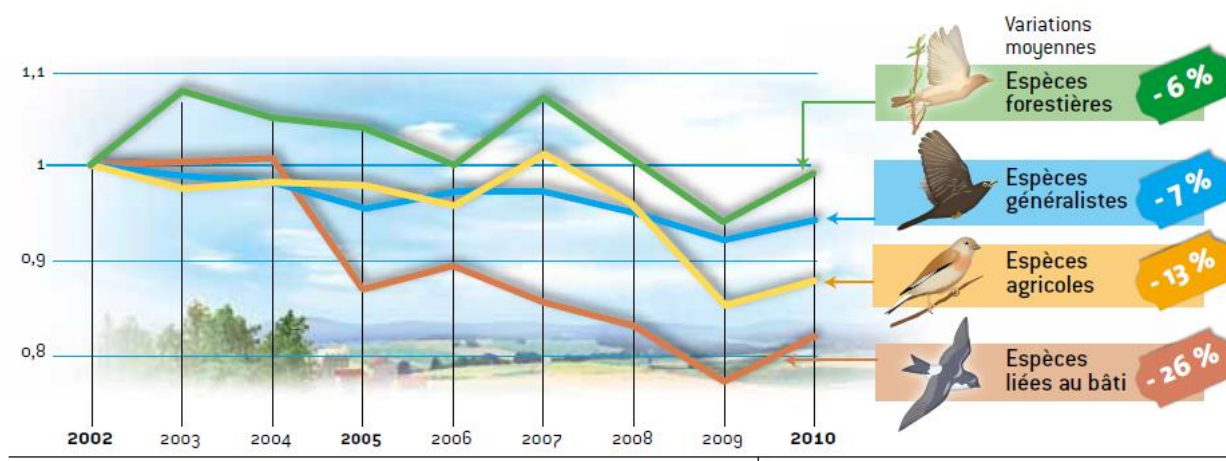


Fig. 0.5 : Indice d'abondance des populations d'oiseaux communs en fonction de leur type d'habitat en région PACA (source : MNHN/CEN PACA, Baromètre de la Nature PACA).

La mécanisation a eu, elle aussi, un impact important sur la mortalité des oiseaux, notamment ceux qui nichent directement dans les champs, car la fauche mécanique et les labours détruisent les nids (Vickery *et al.* 2001). L'augmentation des fréquences de fauche et de leur précocité (en lien avec des productions plus importantes liées à une utilisation d'engrais et l'irrigation intensive) entraîne un impact majeur sur les espèces d'oiseaux (Balázs, Dennis & Pointereau 2012).

Par ailleurs, si les habitats agricoles sont dégradés par l'intensification des pratiques, ils sont également détruits au profit de l'urbanisation et de l'artificialisation. En région PACA, les espaces agricoles ont diminué de 20% entre 1970 et 2000 (Surface Agricole Utile productive, Pailler, Chauvot & Baccaïni 2011). Les espaces agricoles, à l'interface entre les surfaces déjà urbanisées et les espaces naturels sont particulièrement touchés par l'expansion de l'urbanisation. La forte demande en logement, en réponse à l'augmentation de la population, conduit peu à peu à la diminution des espaces agricoles. En région PACA, 48.5% des biens agricoles vendus entre 2005 et 2009 sont destinés à être urbanisés (résidentiel, loisir et activités économiques, Pailler, Chauvot & Baccaïni 2011).

L'ensemble de ces changements a conduit à des conséquences très fortes sur la biodiversité et l'environnement en général (Stoate *et al.* 2009). Ainsi, de nombreuses espèces dépendantes des espaces agricoles sont en déclin, notamment les oiseaux (Fig. 0.5; Gregory *et al.* 2005; Devictor & Jiguet 2007; Jiguet 2008). L'agriculture a donc à la fois un impact positif et un impact négatif sur la biodiversité, en fonction des pratiques utilisées (Donald 2004).

... et des dynamiques écologiques

Par ailleurs, l'efficacité insuffisante des mesures actuelles de protection, par le biais d'aires protégées définies et cloisonnées a également conduit à la prise de conscience de la nécessité d'intégrer les dynamiques écologiques à la conservation de la biodiversité.

En effet, les travaux de MacArthur et Wilson (1967) sur les systèmes insulaires démontrent l'importance de l'existence de liens entre les populations pour éviter les extinctions. Appliqués aux autres écosystèmes, ces travaux permettent à l'écologie du paysage d'émerger, qui sera qualifiée comme 3^{ème} phase de la conservation de la nature par Boardman (1981). Basée sur la transposition du modèle insulaire aux autres types d'habitats, le modèle patch-corridor-matrix (Forman 1995) est un des modèles conceptuels de l'écologie du paysage. Le patch ou tache d'habitat est équivalent à une île, entourée d'une matrice (l'eau) dans laquelle l'espèce ne peut survivre. Si cette tache d'habitat est isolée, la population de l'espèce qui s'y trouve va peu à peu s'éteindre, faute de ressources et/ou d'échanges génétiques avec d'autres populations. Il est donc impératif de maintenir des corridors entre les taches d'habitat pour assurer la connectivité et le déplacement des individus. Par ailleurs, la matrice séparant les taches d'habitat peut être définie de manière plus ou moins perméable au déplacement des individus afin de représenter au mieux les dynamiques paysagères.

De plus, maintenir la connectivité est un enjeu majeur dans le contexte des changements globaux actuels qui impliquent de forts impacts sur les habitats. En effet, face à la fragmentation, la dégradation ou la destruction des habitats induites par les activités anthropiques, il est nécessaire d'assurer des liens entre les populations restantes pour permettre leur maintien. Par ailleurs, il est probable que les écosystèmes et la répartition des espèces soient modifiés par les changements climatiques (Burrows *et al.* 2011). Ainsi, la connectivité permettrait aux espèces de se déplacer pour suivre les habitats qui leur sont favorables et/ou de s'adapter aux nouvelles conditions de vie au travers des échanges génétiques entre populations (Heller & Zavaleta 2009).

10

Néanmoins, les changements d'usages et d'occupation du sol ont affecté la connectivité tout autant que les habitats. En milieu agricole, la disparition des haies et autres structures paysagères a eu un impact fort sur la connectivité (fig. 0.3, Nupp & Swihart 2000; Jacquemyn, Butaye & Hermy 2003; Donald & Evans 2006).

La biodiversité ordinaire et les dynamiques écologiques sont donc aujourd'hui menacées par les changements qui concernent les espaces agricoles mais aussi les autres types d'habitats, au travers de l'urbanisation (Seto *et al.* 2011; Doxa *et al.* 2017) ou de l'homogénéisation des forêts par des plantations (Brockerhoff *et al.* 2008). Au vu de l'importance de ces deux facettes pour la biodiversité, il est urgent de proposer de nouveaux outils juridiques pour compléter les modes de conservation utilisés jusque-là.

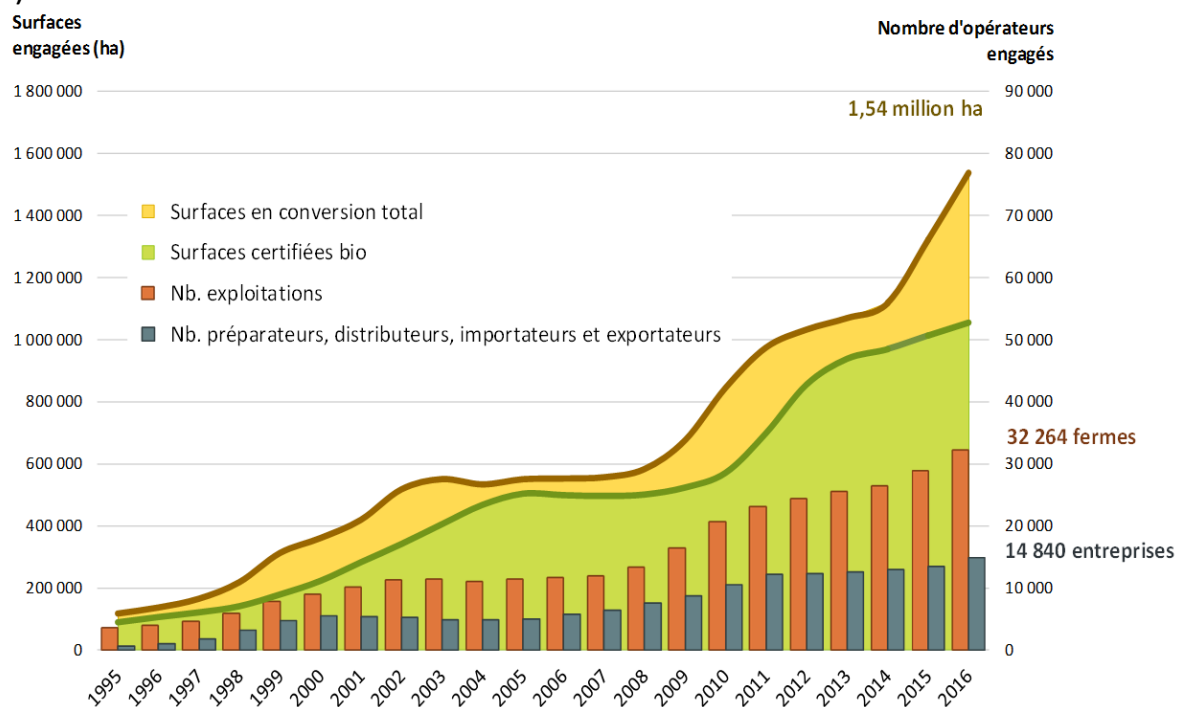
Aménager le territoire pour protéger la biodiversité ordinaire et les continuités écologiques...

Ainsi, dès 1965, de nouvelles initiatives de protection intégrant les enjeux paysagers sont mises en place de manière coordonnée au niveau européen : le diplôme Européen des espaces protégés (1965) puis le réseau européen des réserves biogénétiques (1976). Néanmoins, les mesures de protection ciblant particulièrement les réseaux écologiques sont plus récentes, avec le projet EECNET finançant, entre 1996 et 2012, des projets participant à la mise en place d'un réseau écologique paneuropéen (Jongman 1995). Dans le même temps, les continuités écologiques commencent à être intégrées dans l'aménagement du territoire et l'aménagement urbain (Jongman 1995).

En France, les réseaux écologiques sont pris en compte dans la conservation plus récemment, notamment au travers de l'objectif 5 de la stratégie Nationale pour la biodiversité 2011-2020 qui vise également la biodiversité ordinaire. Cet objectif définit la Trame Verte et Bleue (TVB) comme une « Démarche structurante qui consiste à inscrire la préservation et la restauration des continuités écologiques dans les décisions d'aménagement du territoire » (Ministère de l'écologie, du Développement durable et de l'énergie 2012). Elle vise à la fois les habitats terrestres (composante verte) et les habitats aquatiques (composante bleue). Elle devient un véritable outil juridique au travers des lois Grenelle I (*LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement* 2009) et Grenelle II (*LOI n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement* 2010). La loi Grenelle II fixe le cadre d'application de cet outil. Ainsi, la Trame Verte et Bleue est définie au niveau national, à l'aide d'orientations déterminées par l'Etat et un comité national TVB (Décret n° 2014-45 2014). Elle s'applique également au niveau régional, dans le cadre de Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE) et plus récemment dans le cadre des Schémas Régionaux d'Aménagement, de Développement Durable et d'Egalité des Territoires (SRADDET, *Décret n° 2016-1071 du 3 août 2016 relatif au schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires* 2016). Ces deux schémas permettent de définir les enjeux régionaux pour les continuités écologiques et les mesures contractuelles mobilisables pour la préservation ou la remise en état de ces continuités. Ils sont élaborés dans une démarche participative et soumis à enquête publique. En région PACA, le SRCE a été adopté en novembre 2014 (Fig. 0.6).

Au niveau local, le SRCE et le SRADDET doivent être pris en compte dans les nouvelles révisions des documents de planification comme les Plans Locaux d'Urbanismes (PLU) au niveau communal ou intercommunal (PLUi) ou les Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT) au niveau de groupes de communes. Par exemple, le territoire du pays d'Aix en Provence a défini, dans le cadre de son SCoT,

(a)



(b)

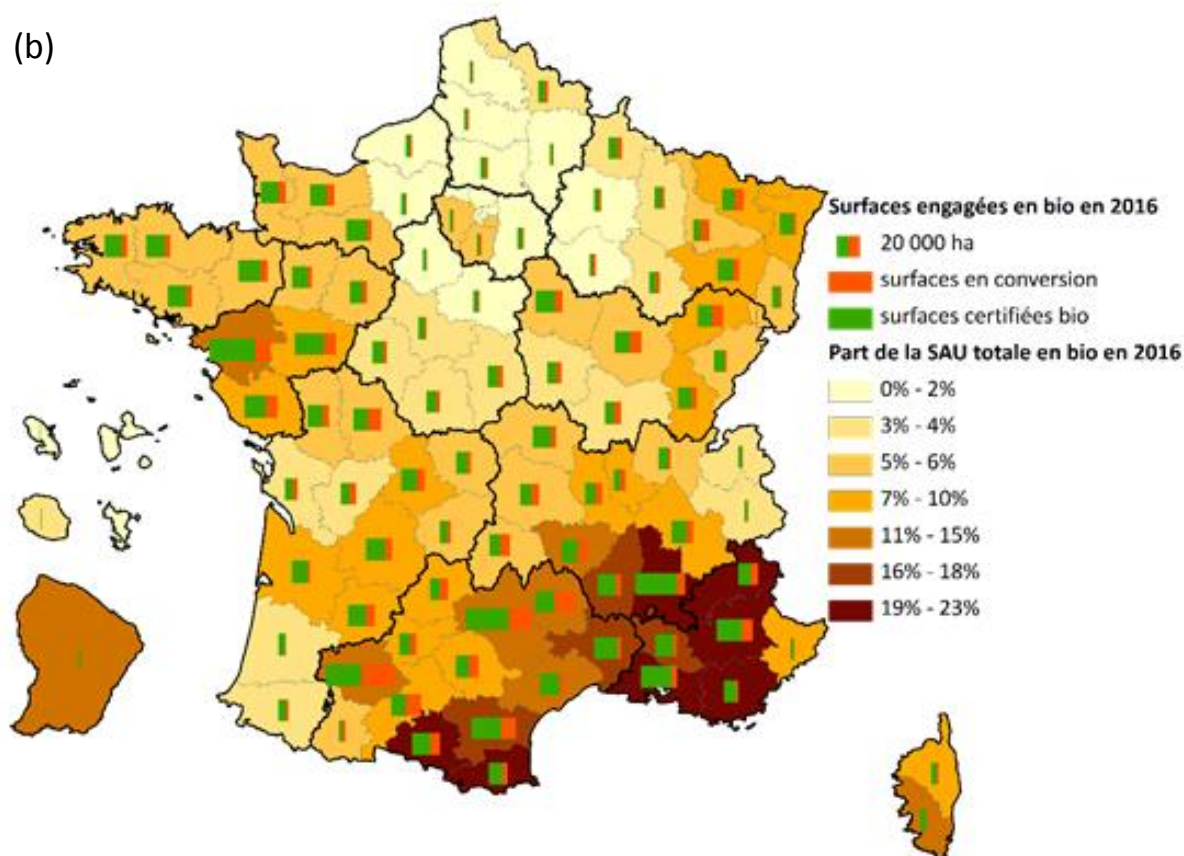


Fig. 0.7 : a. Evolution des opérateurs et des surfaces certifiées et en cours de conversion à l'agriculture biologique entre 1995 et 2016 (Source : Agence BIO/OC). b. Surfaces certifiées et en cours de conversion et part dans la Surface Agricole Utile de chaque département en 2016 (Sources : agence BIO/OC, Agreste 2016)

une « trame agricole, naturelle et paysagère structurante » ainsi que des corridors terrestres et aquatiques fonctionnels à préserver et des corridors terrestres et aquatiques à restaurer (Communauté du Pays d'Aix 2015).

...notamment au travers de pratiques agricoles favorables

Comme vu précédemment, la contribution des espaces agricoles à la biodiversité et aux continuités écologiques commence à être prise en compte dans l'aménagement du territoire. En effet, les structures agro-écologiques (haies, fossés, arbres isolés etc.) peuvent être protégées de manière contractuelle grâce à des baux ruraux environnementaux (*Décret n° 2007-326 du 8 mars 2007 relatif aux clauses visant au respect de pratiques culturelles pouvant être incluses dans les baux ruraux* 2007).

Par ailleurs, les enjeux plus généraux, liés à la biodiversité dans les milieux agricoles sont également mieux intégrés. Ainsi, les enjeux environnementaux sont inclus dans la Politique Agricole Commune, pilier des politiques agricoles en Europe, depuis 1992 au travers des Mesures Agro-Environnementales (MAE). Outil contractuel, elles visent à encourager les agriculteurs pour la mise en place de pratiques respectueuses de l'environnement. En 2003, l'application d'une conditionnalité des aides généralise la mise en place de pratiques agricoles favorables à l'environnement. En effet, jusqu'alors, les agriculteurs pouvaient obtenir des aides diverses, liées à leur production, sans conditions sur le respect de l'environnement, du sanitaire ou du bien-être animal. La conditionnalité génère des pénalités sur les aides lorsque les pratiques ne respectent pas les Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales (BCAE). En France, ces critères sont : le maintien d'une bande tampon le long des cours d'eau, la maîtrise de l'irrigation, la protection des eaux souterraines contre la pollution, le maintien d'un couvert sur les sols, la limitation de l'érosion, le maintien des résidus de culture et le maintien des « particularités topographiques » comme les haies, les bosquets ou les mares. La conditionnalité intègre donc bien les pressions de l'agriculture sur l'environnement et notamment sur les continuités écologiques, au travers des bandes tampons et des structures agro-écologiques. Cependant, bien que la démarche témoigne d'une volonté d'atteindre les agriculteurs qui hésitent à changer leurs pratiques, les faibles pénalités (pouvant aller jusqu'à une diminution de 20% des aides dans le cas de manquements volontaires aux BCAE) conduisent à une efficacité limitée de cette mesure. Dans le même temps, le Contrat d'Agriculture Durable (CAD) est créé pour développer la multifonctionnalité de l'agriculture et la contribution de l'exploitation agricole à la préservation des ressources naturelles et à l'occupation et l'aménagement de l'espace rural. Le CAD est ensuite remplacé par les Mesures Agro-Environnementales territorialisées (MAEt) en 2007. Elles définissent au niveau régional, un cahier des charges concernant notamment l'agriculture biologique.

Ainsi, bien que contractuelles, ces mesures permettent d'encourager à la mise en place de pratiques agricoles plus favorables à l'environnement et à la biodiversité au travers des aides financières accordées aux agriculteurs. Par ailleurs, la sensibilisation du grand public et des consommateurs à l'impact de certaines pratiques agricoles, tant sur l'environnement que sur la santé en général, permet aussi de généraliser ces pratiques. Par exemple, l'agriculture biologique connaît une forte expansion en France (Fig. 0.7 a.) et en région PACA (première région de France en termes de part de Surface Agricole Utile (SAU) en agriculture biologique avec 19.4%, Fig. 0.7 b.).

Certains auteurs parlent ainsi d'une intensification écologique de l'agriculture (Griffon 2006; Bonny 2010). Au travers d'une meilleure utilisation des ressources naturelles et des services écosystémiques, il serait possible d'augmenter la productivité de l'agriculture tout en respectant l'environnement. C'est le principe de l'agro-écologie (Altieri 1987; Gliessman 2014). Par exemple, l'agroforesterie et la permaculture permettent d'associer des cultures entre elles pour obtenir un meilleur rendement sur

une même surface (Holmgren 2002). Ainsi, ces nouvelles pratiques permettraient de répondre aux deux enjeux majeurs du futur : nourrir le monde et préserver l'environnement.

Néanmoins, il est nécessaire de bien connaître les relations entre biodiversité et activités anthropiques pour pouvoir cibler les pratiques anthropiques à favoriser et les zones à préserver. En effet, le manque de connaissances sur les continuités écologiques en milieux agricoles a notamment conduit à une faible prise en compte de ces enjeux dans les SRCE actuels (Sordello 2017), malgré la demande portée par les orientations nationales (Décret n° 2014-45 2014). De même, l'instabilité des mesures contractuelles concernant les pratiques agricoles favorables à l'environnement et à la biodiversité conduisent à une fragilisation de la mise en place de telles pratiques (Durand *et al.* 2013b)

Identifier les nouveaux enjeux de conservation

Dans le cadre de la déclinaison de la TVB au niveau régional ou local ou de la définition de mesures contractuelles pour préserver la biodiversité en milieux agricoles, identifier les enjeux de conservation est un nouveau challenge. En effet, ces nouvelles mesures ne sont plus basées que sur un seul critère, par exemple la présence d'une espèce patrimoniale, mais sur de multiples critères, touchant à différentes espèces et enjeux de pression (Brown *et al.* 2015). Plusieurs approches peuvent être utilisées et combinées pour définir et hiérarchiser les enjeux de conservation.

Les approches « à dire d'experts »

Tout d'abord, les enjeux de conservation peuvent être identifiés de manière participative en utilisant une approche « à dire d'experts ». Ainsi, les spécialistes de différents domaines partagent leurs connaissances sur les enjeux correspondant à leur spécialité (Mihók *et al.* 2015). Cette approche permet d'avoir des informations fines mais est très dépendante du niveau d'expertise des acteurs impliqués. Par ailleurs, dans le cadre de l'identification d'enjeux multiples comme pour la TVB, cela implique de réunir un panel assez large de spécialistes. Dans l'élaboration des SRCE, la consultation d'experts est intervenue dans la majorité des cas, pour aider à l'identification des réservoirs de biodiversité ou des corridors (Sordello *et al.* 2017). Par exemple, pour le SRCE de la région Bretagne, le tracé des corridors écologiques a été réalisé à partir des travaux de concertation d'experts.

Les approches basées sur la modélisation d'enjeux de conservation

Cependant, dans la plupart des cas, l'expertise de spécialistes a servi de base à l'élaboration de méthodologies de modélisation des enjeux de conservation. Ces méthodologies permettent de proposer un modèle intégrant plusieurs critères déterminant la localisation et/ou la priorisation d'enjeux pour la biodiversité. Ce sont par exemple les approches dites « Human Footprint » ou empreinte écologique qui visent à confronter les enjeux de biodiversité et les pressions anthropiques (Sanderson *et al.* 2002). Elles incluent plusieurs paramètres sur la biodiversité, concernant les espèces ou les habitats (qualité, connectivité etc) et sur les activités anthropiques (urbanisation, voies de transport, intensité des pratiques agricoles). Elles permettent ainsi de prioriser les enjeux de conservation entre les zones qui combinent une forte biodiversité et d'importantes pressions anthropiques par rapport à celles où seuls les enjeux de biodiversité ou seules les pressions anthropiques sont fortes. Cette approche a notamment été utilisée dans le cadre du SRCE Languedoc Roussillon à partir des travaux de Vimal *et al.* (2012).

Une autre approche de modélisation peut se faire au travers des analyses de connectivité. A partir de données sur la structure du paysage (occupation du sol, présence de barrières à la dispersion comme les voies de transport etc.) et de données sur les traits de vie des espèces (type d'habitat, distance de

dispersion etc.), il est possible de proposer des cartes de connectivité, basées sur la connectivité structurelle ou sur les besoins pour plusieurs espèces ou un groupe d'espèces sélectionnées. Il existe plusieurs approches basées sur les habitats (par exemple, méthode de dilatation-érosion, Allag-Dhuisme *et al.* 2010), sur la distance séparant les habitats (Hanski 1998; Moilanen & Nieminen 2002), sur la perméabilité de la matrice (McRae *et al.* 2008) ou combinant ces différents paramètres. Dans l'élaboration des SRCE, diverses méthodes ont été employées en fonction des régions (Amsallem, Deshayes & Bonneville 2010).

Compte tenu des nombreux paramètres possibles, la combinaison de telles approches avec une évaluation « à dire d'experts » permet de représenter au mieux les enjeux inhérents au territoire, comme par exemple dans le cas du SRCE Auvergne. En effet, les experts ont permis d'utiliser des indicateurs pertinents en tenant compte des données mobilisables pour l'analyse et ont ensuite évalué la pertinence des résultats modélisés en fonction de leurs connaissances du terrain (SRCE Auvergne 2015).

Par ailleurs, le choix de la méthode est très dépendant de l'échelle. Pour des études à échelle large, les analyses de connectivité permettent surtout d'identifier des zones dans lesquelles une des analyses plus détaillées pourront être menées (Moilanen *et al.* 2005). En effet, les approches au niveau national ou régional requièrent une première phase de priorisation pour déterminer les sites sensibles au sein desquels une analyse plus fine enjeux de biodiversité pourra être réalisée. L'identification de ces sites peut s'appuyer sur l'avis d'experts ou sur des approches de modélisation comme celles présentées ci-dessus.

Cependant, l'ensemble de ces approches se basent sur des données statiques et parfois caduques en raison de leur date de production. L'ancienneté des données disponibles est une des lacunes soulignées dans l'élaboration de plusieurs SRCE (Sordello 2017). Par ailleurs, les données d'occupation du sol présentent aussi plusieurs limites en termes de précision (résolution, attribution de la typologie, Sordello 2017). De plus, ces données omettent, par définition, des informations importantes pour la biodiversité liées aux usages (par exemple, l'intensité de la production agricole ou de l'exploitation forestière qui impactent davantage la biodiversité que le type forestier ou le type de culture) et il est donc nécessaire de les compléter.

De plus, certains SRCE, comme en Aquitaine, soulignent la rapidité d'évolution des territoires, en décalage avec le temps d'élaboration du SRCE (Sordello 2017). En effet, les données d'occupation du sol fixent le territoire à un temps donné et ne tiennent pas compte des changements inhérents aux activités anthropiques et aux dynamiques naturelles.

Les approches de prospective

Pourtant, il est nécessaire d'intégrer cet aspect dynamique dans les approches de planification, notamment dans le contexte des changements globaux. Ainsi, la Bourgogne a inclus dans la réalisation de son SRCE, une étude plus qualitative de prospective sur « l'évolution de l'occupation du sol pour évaluer les changements d'affectation des espaces naturels et semi-naturels » (SRCE Bourgogne 2016). La prospective explore l'évolution des paysages pour divers horizons futurs (2050 ou 2100 par exemple) à l'aide de scénarios basés sur des orientations socio-économiques et d'aménagement du territoire ou des dynamiques naturelles (ex : recolonisation de la forêt suite à l'abandon de l'agriculture).

De nombreuses études développent au niveau global des scénarios pour évaluer l'impact des changements climatiques ou des changements d'occupation ou d'usage du sol sur la biodiversité (Sala *et al.* 2000; Pereira *et al.* 2010; Newbold *et al.* 2015). Des études locales existent également et permettent d'explorer des changements beaucoup plus fins d'occupation et d'usage du sol (Fonderflick *et al.* 2010; Anselme *et al.* 2010). Néanmoins, dans ce contexte de biodiversité, les scénarios de changement d'occupation et d'usage du sol restent moins étudiés que les scénarios de changement climatique (Titeux *et al.* 2016). Par ailleurs, les limites des données d'occupation et d'usage du sol (résolution et typologie) se posent également dans le cas des scénarios de biodiversité (Prestele *et al.* 2016; Alexander *et al.* 2017).

Les approches prospectives peuvent aussi être participatives et impliquent dans ce cas de nombreux acteurs du territoire. Cela permet d'accéder à des informations différentes de celles des cartes d'occupation des sols, avec des éléments mieux spatialisés, des connaissances sur les usages et les pratiques et apporter aussi une appropriation des enjeux par les acteurs du territoire (Kok, Biggs & Zurek 2007; Lamarque *et al.* 2013). Cependant, elles doivent être développées à une échelle locale.

Les approches de prospective permettent donc d'intégrer les évolutions possibles d'un territoire et leurs conséquences sur les enjeux de conservation. Cependant, les scénarios explorent des possibilités sans réellement prédire les changements qui auront lieu et leurs résultats doivent donc être analysés avec précaution. Par exemple, il est possible d'explorer des changements d'occupation ou d'usage potentiels pour proposer des actions de gestion (Houet, Vacquié & Sheeren 2015).

Problématique et objectifs

Nous avons vu qu'il existe une pluralité d'approches pour définir les enjeux de conservation, intégrant de nombreux paramètres (échelle spatiale, espèces ciblées etc.) mais que ces différentes méthodes ont des limites. L'objectif général de cette thèse est donc de proposer une meilleure articulation des enjeux de biodiversité liés aux espaces agricoles et aux changements futurs avec les questions actuelles d'aménagement du territoire.

La Région PACA a été choisie comme site d'étude de cette thèse pour trois raisons.

Tout d'abord, elle possède de forts enjeux de biodiversité. En effet, une partie de cette région est identifiée comme un hot-spot de biodiversité pour le bassin Méditerranéen (Médail & Quézel 1997), identifié comme un secteur clé pour la conservation de la biodiversité mondiale (Myers *et al.* 2000).

De plus, elle présente une agriculture relativement peu intensive, avec une forte proportion d'agriculture biologique et un indicateur de qualité environnementale élevé (High Nature Value, Pointereau *et al.* 2007). Par ailleurs, les activités agricoles y étant anciennes, elles ont structuré les paysages et la biodiversité. Par exemple, les milieux de garrigues et leur biodiversité sont liés au pastoralisme et à son maintien.

Pour finir, le bassin Méditerranéen a été identifié comme une zone à fort potentiel de changements d'usage et d'occupation du sol et la région PACA est donc susceptible de connaître d'importantes modifications (Kuemmerle *et al.* 2016). Récemment, la région a connu des changements qui se sont accélérés, notamment au travers de l'urbanisation (Doxa *et al.* 2017), de l'intensification des espaces agricoles en plaine et de l'abandon de l'agriculture dans les zones plus éloignées (Debussche, Lepart & Dervieux 1999). Les enjeux de conservation sont donc majeurs dans cette région, qui présente à la fois une forte biodiversité et de fortes pressions.

Ainsi, la Région PACA s'est dotée d'un SRCE, adopté en 2014 (fig. 0.6). On note cependant deux limites :

- L'absence de prise en compte des espaces agricoles, ni comme espace contribuant à la biodiversité, comme c'est le cas dans certains SRCE (SRCE Rhône-Alpes 2014; SRCE Bourgogne 2016), ni comme source de pression (SRCE PACA 2013). Pourtant, la méthode est inspirée des travaux de Vimal et al. (2012), réalisés dans le cadre du SRCE Languedoc-Roussillon et comprenant l'agriculture comme une pression anthropique. Des séminaires de concertations ont été réalisés entre les acteurs du monde agricole et les naturalistes pour identifier au mieux les enjeux communs à ces deux domaines. Cependant, ils ont souffert d'une faible participation. De plus, face à la difficulté du monde scientifique à produire un indicateur de l'impact de l'agriculture sur la biodiversité, le choix de ne pas inclure l'agriculture a été fait afin de ne pas biaiser l'analyse avec des informations erronées.
- L'utilisation de données datées. En effet, le SRCE, approuvé en 2014, s'appuie sur les données d'occupation du sol provenant de Corine Land Cover et datées de 2006. Face à la rapidité des changements survenant dans la région et aux changements attendus dans le futurs, intégrer des données plus récentes ainsi qu'une évaluation des changements d'occupation et d'usage du sol attendus complèterait l'identification des zones à enjeux de biodiversité.

Pour pouvoir remédier à ces limites, 4 questions se posent :

- (1) Quelles sont les pratiques agricoles favorables à la biodiversité et pourquoi sont-elles appliquées par les agriculteurs ?

En effet, comment intégrer l'agriculture dans l'identification d'enjeux de conservation sans avoir des connaissances sur son influence sur la biodiversité.

Cette question est traitée dans le chapitre I, Définir le lien entre pratiques agricoles et biodiversité. Les pratiques agricoles les plus favorables à la biodiversité seront identifiées en fonction de 3 compartiments d'information : le niveau scientifique au travers d'études publiées, le niveau des gestionnaires et le niveau des agriculteurs à l'aide d'enquête de terrain et d'une étude de documents techniques. L'objectif est de déterminer si les pratiques identifiées comme favorables sont similaires en fonction de ces compartiments. Il s'agira aussi de repérer les leviers nécessaires à une meilleure application sur le terrain, au travers des motivations des agriculteurs et de la diffusion des informations à propos de ces pratiques.

- (2) Quelle est la sensibilité des méthodes d'identification d'enjeux de conservation aux données concernant les activités anthropiques ?

S'il nous semble important d'intégrer au mieux les pressions anthropiques existantes, il est possible que certains impacts influent peu sur l'identification d'enjeux, car ceux-ci concernent des zones sur lesquelles d'autres impacts sont déjà pris en compte. En outre, comme pour toute modélisation, il est nécessaire de produire une méthode représentant au mieux les enjeux existants tout en restant simple dans la mise en œuvre et l'interprétation des résultats. Cela nécessite de connaître la sensibilité de la méthode aux paramètres et aux données.

Le chapitre II, Evaluer la sensibilité des méthodes d'identification des enjeux de conservation, teste donc la sensibilité d'une méthode basée sur l'empreinte écologique qui a été développée dans le cadre

des SRCE PACA et Languedoc Roussillon (Vimal *et al.* 2012). En effet, intégrer des activités différentes pourrait induire des enjeux de conservation différents, par leur intensité ou par leur localisation sur le territoire. Il peut alors être pertinent de tester l'impact de l'agriculture qui est une pression négligée dans la plupart des SRCE et notamment dans le SRCE PACA. Par ailleurs, quantifier l'impact des activités anthropiques est difficile. S'il existe des données dans la bibliographie, en particulier sur l'impact des routes (Forman 2003), la question de l'agriculture reste peu étudiée et il est difficile de donner un indicateur lié à un type de culture. En outre, certaines études montrent que ce sont les pratiques qui influencent le plus la biodiversité (Reidsma *et al.* 2006). Il apparaît donc important d'intégrer des informations sur les pratiques agricoles comme par exemple au travers de l'indicateur Haute Valeur Environnementale (Pointereau *et al.* 2007).

(3) Quels scénarios utiliser pour explorer les évolutions du territoire ?

Deux chapitres traitent de la possibilité d'utiliser des scénarios de changement d'occupation et d'usage du sol pour produire des scénarios de biodiversité.

Le chapitre III, *Utiliser les scénarios technologiques pour explorer les changements d'occupation du sol et dériver des scénarios de biodiversité*, analyse des scénarios dits « technologiques » produits à large échelle. En effet, évaluer l'impact des changements d'occupation et d'usage du sol et des changements climatiques au travers de scénarios globaux de biodiversité est un champ de recherche en pleine croissance. Cependant, les scénarios liés aux changements climatiques restent les plus étudiés (Titeux *et al.* 2016). Ce chapitre fait le bilan des scénarios d'occupation et d'usage du sol les plus employés pour produire des scénarios de biodiversité. L'objectif est d'analyser leur utilisation potentielle à l'échelle de la région Méditerranéenne et de la région PACA. Il s'agit d'identifier les apports et les limites de ce genre de scénarios pour explorer la biodiversité future à échelle fine.

Le chapitre IV, *Apports de la co-construction de scénarios avec les acteurs locaux*, traite des scénarios co-construits dans une démarche participative avec des acteurs locaux. Face aux limites de l'utilisation de scénarios technologiques à l'échelle locale identifiées dans le chapitre précédent, il est nécessaire de produire des scénarios plus localement. Ce chapitre détaille la méthodologie de co-construction de scénarios employée et ses résultats pour trois sites de la région PACA. Il présente aussi l'intérêt de combiner les approches technologiques et co-construites pour proposer des scénarios de biodiversité adaptés à l'échelle étudiée.

(4) Comment intégrer les changements d'occupation et d'usage du sol dans les méthodes d'identification d'enjeux de conservation ?

Le chapitre V, *Intégrer les changements d'occupation et d'usage du sol dans l'identification d'enjeux de conservation*, propose une réponse à cette question au travers de l'identification de continuités écologiques. Ainsi, les résultats des scénarios technologiques et co-construits sont combinés pour être intégrés dans une analyse de connectivité sur un site donné. Il est alors possible de confronter les cartes actuelles et futures de connectivité pour un groupe d'espèces choisies. Cela permet, in fine, de hiérarchiser les enjeux actuels de conservation en connaissant leurs possibilités de changements à l'avenir.

Une dernière partie conclura cette thèse et apportera en plus des perspectives vers de futures recherches et applications des travaux menés ici.

- Alexander, P., Prestele, R., Verburg, P.H., Arneth, A., Baranzelli, C., Batista e Silva, F., Brown, C., Butler, A., Calvin, K., Dendoncker, N., Doelman, J.C., Dunford, R., Engström, K., Eitelberg, D., Fujimori, S., Harrison, P.A., Hasegawa, T., Havlik, P., Holzhauser, S., Humpenöder, F., Jacobs-Crisioni, C., Jain, A.K., Krisztin, T., Kyle, P., Lavalle, C., Lenton, T., Liu, J., Meiyappan, P., Popp, A., Powell, T., Sands, R.D., Schaldach, R., Stehfest, E., Steinbuks, J., Tabeau, A., van Meijl, H., Wise, M.A. & Rounsevell, M.D.A. (2017) Assessing uncertainties in land cover projections. *Global Change Biology*, **23**, 767–781.
- Allag-Dhuisme, F., Amsallem, J., Barthod, C., Deshayes, M., Graffin, V., Lefeuve, C., Salles, E., Barnetche, C., Brouard-Masson, J., Delaunay, A., Garnier, C.C. & Trouvilliez, J. (2010) Guide méthodologique identifiant les enjeux nationaux et transfrontaliers relatifs à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques et comportant un volet relatif à l'élaboration des schémas régionaux de cohérence écologique - Proposition issue du comité opérationnel Trame verte et bleue.
- Altieri, M.A. (1987) *Agroecology: The Scientific Basis Of Alternative Agriculture*, 2 edition. Westview Press, Boulder, Colo.
- Amsallem, J., Deshayes, M. & Bonneville, M. (2010) Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales. *Sciences Eaux & Territoires*, 40–45.
- Anselme, B., Bousquet, F., Lyet, A., Etienne, M., Fady, B. & Le Page, C. (2010) Modelling of spatial dynamics and biodiversity conservation on Lure mountain (France). *Environmental Modelling & Software*, **25**, 1385–1398.
- Assouline, G. (1989) L'évolution technologique de l'industrie des phytosanitaires : quelles interactions avec l'agriculture ? *Économie rurale*, **192**, 42–48.
- Balázs, K., Dennis, P. & Pointereau, P. (2012) Farmland indicators in Europe. *Biodiversity indicators for European Farming Systems - A Guidebook*, Felix Herzog, Katalin Balázs, Peter Dennis, Jürgen Friedel, Ilse Geijzendorffer, Philippe Jeanneret, Max Kainz, Philippe Pointereau, pp. 15–24. ART-Schriftenreihe, Confédération Suisse.
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B. & Ferrer, E.A. (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, **471**, 51–57.
- Boardman, R. (1981) *International Organization and the Conservation of Nature*. Springer.
- Bonny, S. (2010) L'intensification écologique de l'agriculture
- Brockhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P. & Sayer, J. (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, **17**, 925–951.
- Brown, C.J., Bode, M., Venter, O., Barnes, M.D., McGowan, J., Runge, C.A., Watson, J.E.M. & Possingham, H.P. (2015) Effective conservation requires clear objectives and prioritizing actions, not places or species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **112**, E4342–E4342.
- Buffon, G.L.L. comte de. (1780) *Les époques de la nature*. De l'Imprimerie royale.

- Burrows, M.T., Schoeman, D.S., Buckley, L.B., Moore, P., Poloczanska, E.S., Brander, K.M., Brown, C., Bruno, J.F., Duarte, C.M., Halpern, B.S., Holding, J., Kappel, C.V., Kiessling, W., O'Connor, M.I., Pandolfi, J.M., Parmesan, C., Schwing, F.B., Sydeman, W.J. & Richardson, A.J. (2011) The Pace of Shifting Climate in Marine and Terrestrial Ecosystems. *Science*, **334**, 652–655.
- CBD (ed). (2010) *Perspectives Mondiales de La Diversité Biologique 3*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Quebec, Canada.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., Garcia, A., Pringle, R.M. & Palmer, T.M. (2015) Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, **1**, e1400253–e1400253.
- Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.-M. & Pujol, J.-L. (2009) Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes Contribution à la décision publique.
- Communauté du Pays d'Aix. (2015) PADD du SCoT du Pays d'Aix.
- Convention de Paris. (1902) *Convention Internationale Du 19 Mars 1902. Oiseaux Utiles À L'agriculture*.
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & Belt, M. van den. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**.
- Crutzen, P.J. (2002) Geology of mankind. *Nature*, **415**, 23–23.
- Crutzen, P.J. & Stoermer, E. (2000) The 'Anthropocene'. *Global Change Newsletter*, **41**, 17–18.
- David, M., Follain, S., Ciampalini, R., Le Bissonnais, Y., Couturier, A. & Walter, C. (2014) Simulation of medium-term soil redistributions for different land use and landscape design scenarios within a vineyard landscape in Mediterranean France. *Geomorphology*, **214**, 10–21.
- Debras, J.-F., Dussaud, A., Rieux, R. & Dutoit, T. (2007) Recherche prospective sur le rôle « source » des haies en production fruitière intégrée. Le cas des perce-oreilles : *Forficula auricularia* L. et *Forficula pubescens* Gené. *Comptes Rendus Biologies*, **330**, 664–673.
- Debussche, M., Lepart, J. & Dervieux, A. (1999) Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography*, **8**, 3–15.
- Décret N° 2007-326 Du 8 Mars 2007 Relatif Aux Clauses Visant Au Respect de Pratiques Culturelles Pouvant Être Inclues Dans Les Baux Ruraux. (2007)
- Décret n° 2014-45. (2014) *Document-Cadre Portant Adoption Des Orientations Nationales Pour La Préservation et La Remise En Bon État Des Continuités Écologiques*.
- Décret N° 2016-1071 Du 3 Août 2016 Relatif Au Schéma Régional D'aménagement, de Développement Durable et D'égalité Des Territoires. (2016)
- Devictor, V. & Jiguet, F. (2007) Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **120**, 179–184.
- Donald, P.F. (2004) Biodiversity Impacts of Some Agricultural Commodity Production Systems. *Conservation Biology*, **18**, 17–38.

- Donald, P.F. & Evans, A.D. (2006) Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 209–218.
- Doxa, A., Albert, C.H., Leriche, A. & Saatkamp, A. (2017) Prioritizing conservation areas for coastal plant diversity under increasing urbanization. *Journal of Environmental Management*, **201**, 425–434.
- Durand, L., Capière, M., Carpentier, A.S. & Baudry, J. (2013a) Fédérer pour intégrer la préservation de la biodiversité dans la production agricole en Lorraine. *Concilier agricultures et gestion de la biodiversité - Dynamiques sociales, écologiques et politiques*. Matière à débattre et à décider., Editions Quae, pp. 93–103. Versailles.
- Durand, L., Capière, M., Carpentier, A.S. & Baudry, J. (2013b) Rapprochement progressif des législations agricoles et environnementales au niveau européen. *Concilier agricultures et gestion de la biodiversité - Dynamiques sociales, écologiques et politiques*. Matière à débattre et à décider., Editions Quae, pp. 93–103. Versailles.
- European Environment Agency. (2015) *L'environnement en Europe: état et perspectives 2015 : synthèse*. Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M. & Martin, J.L. (2011) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, **14**, 101–112.
- Fonderflick, J., Lepart, J., Caplat, P., Debussche, M. & Marty, P. (2010) Managing agricultural change for biodiversity conservation in a Mediterranean upland. *Biological Conservation*, **143**, 737–746.
- Forman, R.T.T. (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press.
- Forman, R.T.T. (2003) *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W. & Inchausti, P. (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, **11**, 97–105.
- Gilbert, N. (2009) Efforts to sustain biodiversity fall short: but the issue is gaining attention as nations prepare for next year's summit. *Nature*, **462**, 263–264.
- Gliessman, S.R. (2014) *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food Systems, Third Edition*. CRC Press.
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A.W., Noble, D.G., Foppen, R.P. & Gibbons, D.W. (2005) Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **360**, 269–288.
- Griffon, M. (2006) *Nourrir la planète*. Odile Jacob.
- Hanski, I. (1998) Metapopulation dynamics. *Nature*, **396**, 41–49.

- Heller, N.E. & Zavaleta, E.S. (2009) Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, **142**, 14–32.
- Holmgren, D. (2002) *Permaculture: Principles and Pathways Beyond Sustainability*. Holmgren Design Services, Hepburn, Vic.
- Houet, T., Vacquié, L. & Sheeren, D. (2015) Evaluating the spatial uncertainty of future land abandonment in a mountain valley (Vicdessos, Pyrenees - France): Insights from model parameterization and experiments. *Journal of Mountain Science*, **12**, 1095–1112.
- Jacquemyn, H., Butaye, J. & Hermy, M. (2003) Influence of Environmental and Spatial Variables on Regional Distribution of Forest Plant Species in a Fragmented and Changing Landscape. *Ecography*, **26**, 768–776.
- Jiguet, F. (2008) Suivi Temporel des Oiseaux Communs. Bilan 2007 pour la France. *Ornithos*, 73–83.
- Jongman, R.H.G. (1995) Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, **32**, 169–183.
- Klein, A.-M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. & Tscharntke, T. (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **274**, 303–313.
- Kok, K., Biggs, R. & Zurek, M. (2007) Methods for developing multiscale participatory scenarios: insights from southern Africa and Europe. *Ecology and Society*, **13**, 8.
- Kuemmerle, T., Levers, C., Erb, K., Estel, S., Jepsen, M.R., Daniel Müller, Plutzer, C., Stürck, J., Verkerk, P.J., Verburg, P.H. & Reenberg, A. (2016) Hotspots of land use change in Europe. *Environmental Research Letters*, **11**, 064020.
- Lamarque, P., Artaux, A., Barnaud, C., Dobremez, L., Nettiér, B. & Lavorel, S. (2013) Taking into account farmers' decision making to map fine-scale land management adaptation to climate and socio-economic scenarios. *Landscape and Urban Planning*, **119**, 147–157.
- Le Féon, V., Schermann-Legionnet, A., Delette, Y., Aviron, S., Billeter, R., Bugter, R., Hendrickx, F. & Burel, F. (2010) Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **137**, 143–150.
- Leakey, R.E. & Lewin, R. (1992) *The Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind*. Doubleday.
- LOI N° 2009-967 Du 3 Août 2009 de Programmation Relative À La Mise En Œuvre Du Grenelle de L'environnement. (2009)
- LOI N° 2010-788 Du 12 Juillet 2010 Portant Engagement National Pour L'environnement. (2010)
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) *Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- McRae, B.H., Dickson, B.G., Keitt, T.H. & Shah, V.B. (2008) Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution and conservation. *Ecology*, **89**, 2712–2724.

- Médail, F. & Quézel, P. (1997) Hot-Spots Analysis for Conservation of Plant Biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **84**, 112–127.
- Mihók, B., Kovács, E., Balázs, B., Pataki, G., Ambrus, A., Bartha, D., Czirá, Z., Csányi, S., Csépanyi, P., Csősz, M., Dudás, G., Egri, C., Erős, T., Gőri, S., Halmos, G., Kopek, A., Margóczy, K., Miklay, G., Milon, L., Podmaniczky, L., Sárvári, J., Schmidt, A., Sipos, K., Siposs, V., Standovár, T., Szigetvári, C., Szemethy, L., Tóth, B., Tóth, L., Tóth, P., Török, K., Török, P., Vadász, C., Varga, I., Sutherland, W.J. & Báldi, A. (2015) Bridging the research-practice gap: Conservation research priorities in a Central and Eastern European country. *Journal for Nature Conservation*.
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005) *Ecosystems and Human Well-Being*. Island Press, Washington Covelo London, USA, UK.
- Ministère de l'écologie, du Développement durable et de l'énergie. (2012) Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020.
- Moilanen, A., Franco, A.M., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B. & Thomas, C.D. (2005) Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **272**, 1885–1891.
- Moilanen, A. & Nieminen, M. (2002) Simple Connectivity Measures in Spatial Ecology. *Ecology*, **83**, 1131–1145.
- Mottet, A., Ladet, S., Coqué, N. & Gibon, A. (2006) Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **114**, 296–310.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853–858.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Boerger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Diaz, S., Echeverria-Londono, S., Edgar, M.J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M.L.K., Alhusseini, T., Ingram, D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D.L.P., Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H.R.P., Purves, D.W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., Mace, G.M., Scharlemann, J.P.W. & Purvis, A. (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, **520**, 45–+.
- Nupp, T.E. & Swihart, R.K. (2000) Landscape-Level Correlates of Small-Mammal Assemblages in Forest Fragments of Farmland. *Journal of Mammalogy*, **81**, 512–526.
- Paillet, P., Chauvot, N. & Baccaïni, B. (2011) Les terres agricoles face à la pression de l'urbanisation : une résistance et des enjeux différenciés. *Agreste*, 1–4.
- Pearce, D.W. & Moran, D. (1994) *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan, London.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarrés, J.F., Araújo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W.L., Chini, L., Cooper, H.D., Gilman, E.L., Guénette, S., Hurtt, G.C., Huntington, H.P., Mace, G.M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R.J., Sumaila, U.R. & Walpole, M. (2010) Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science*, **330**, 1496–1501.

- Philippe, M.-A. & Polombo, N. (2009) Soixante années de remembrement : Essai de bilan critique de l'aménagement foncier en France. *Etudes foncières*, 43–49.
- Pointereau, P., Paracchini, M.L., Terres, J.M., Jiguet, F., Bas, Y. & Biala, K. (2007) *Identification of High Nature Value Farmland in France through Statistical Information and Farm Practice Surveys*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Prestele, R., Alexander, P., Rounsevell, M.D.A., Arneth, A., Calvin, K., Doelman, J., Eitelberg, D.A., Engström, K., Fujimori, S., Hasegawa, T., Havlik, P., Humpenöder, F., Jain, A.K., Krisztin, T., Kyle, P., Meiyappan, P., Popp, A., Sands, R.D., Schaldach, R., Schngel, J., Stehfest, E., Tabeau, A., Van Meijl, H., Van Vliet, J. & Verburg, P.H. (2016) Hotspots of uncertainty in land-use and land-cover change projections: a global-scale model comparison. *Global Change Biology*, **22**, 3967–3983.
- Randall, A. (1988) What Mainstream Economists Have to Say About the Value Biodiversity. *Biodiversity*, National Academies Press (US), p. Wilson, E. O., Peter, F. M.
- Regos, A., Domínguez, J., Gil-Tena, A., Brotons, L., Ninyerola, M. & Pons, X. (2016) Rural abandoned landscapes and bird assemblages: winners and losers in the rewilding of a marginal mountain area (NW Spain). *Regional Environmental Change*, **16**, 199–211.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M. & Alkemade, R. (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **114**, 86–102.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000) Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**, 1770–1774.
- Sanderson, E.W., Malanding, J., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V. & Woolmer, G. (2002) The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience*, **52**, 891–904.
- Seto, K.C., Fragkias, M., Güneralp, B. & Reilly, M.K. (2011) A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion. *PLoS ONE*, **6**, e23777.
- Shore, R.F., Fletcher, M.R. & Walker, L.A. (eds). (2003) Agricultural pesticides and mammals in Britain. *Conservation & conflict: mammals & farming in Britain* Linnean Society occasional publications., Westbury Publishing, pp. 37–50. Tattersall, F., Manley, W., Otley, West Yorkshire.
- Sordello, R. (2017) Trame verte et bleue : bilan des besoins, enjeux et actions de connaissance identifiés par les Schémas régionaux de cohérence écologique. *Naturae*, 1–22.
- Sordello, R., Billon, L., Amsellem, J. & Vanpeene, S. (2017) Bilan technique et scientifique sur l'élaboration des Schémas régionaux de cohérence écologique - Méthodes d'identification des composantes de la TVB.
- SRCE Auvergne. (2015) Annexe 2 - Méthodologie d'identification de la Trame Verte et Bleue.
- SRCE Bourgogne. (2016) Plan d'action stratégique.

- SRCE PACA. (2013) *CAHIER 2 : Démarche Itérative D'élaboration Du SRCE, Une Approche Technique Enrichie Par Les Contributions Des Acteurs Locaux*. Provence-Alpes-Côte d'Azur.
- SRCE Rhône-Alpes. (2014) *Rapport Technique*.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzog, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, **91**, 22–46.
- Terres Sauvages. (2010) *Baromètre National de La Nature*.
- Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J.-B., Regos, A., Geijzendorffer, I.R., Cramer, W., Verburg, P.H. & Brotons, L. (2016) Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Global Change Biology*, **22**, 2505–2515.
- Vickery, J. a., Tallowin, J. r., Feber, R. e., Asteraki, E. j., Atkinson, P. w., Fuller, R. j. & Brown, V. k. (2001) The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 647–664.
- Vimal, R., Pluvinet, P., Sacca, C., Mazagol, P.O., Etlicher, B. & Thompson, J.D. (2012) Exploring spatial patterns of vulnerability for diverse biodiversity descriptors in regional conservation planning. *Journal of Environmental Management*, **95**, 9–16.
- Westman, W.E. (1977) How Much Are Nature's Services Worth? *Science (New York, N.Y.)*, **197**, 960–964.
- Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C. & Bradbury, R.B. (1999) A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **75**, 13–30.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K. & Swinton, S.M. (2007) Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, **64**, 253–260.

Chapitre I : Définir le lien entre pratiques agricoles et biodiversité

Ce chapitre présente un article en cours de préparation pour la revue Agriculture, Ecosystems and Environment.

Good agricultural practices for biodiversity: from scientific proof to practitioners' know-how

Mathilde Hervé^{1*}, Ilan Badaoui¹, Vivien Boucher¹, Lucas Margris¹, Marion Pérard¹, Thierry Taton¹,
Alberte Bondeau¹, Cécile Albert¹

1- Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Aix Marseille
Université, CNRS, IRD, Avignon Université, Aix en Provence

*Corresponding Author

Email address: hervemathilde@hotmail.fr

Introduction

For centuries, agriculture has shaped European landscapes, leading to an adapted biodiversity (Potts et al., 1991). About half the species inhabiting Europe depend on agriculture-based semi-natural habitats (Stoate et al., 2009). This biodiversity provides a large bundle of ecosystem services, in particular some that are essential regarding crop production, such as pollination or pest control, but also other regulatory or cultural services, such as carbon sequestration or landscape aesthetics (Moonen and Bàrberi, 2008). In Mediterranean Europe, this win-win situation is particularly acute given that agriculture is very ancient and traditionally favorable to biodiversity (Zeder, 2008). Given the complex dependencies between agriculture (practices and production) and biodiversity, conserving farmland biodiversity appears as a major component of the development of a sustainable agriculture. Practices and biodiversity should go hand in hand to produce enough food and other goods and services, and promote human health and wellbeing for an increasing human population.

During the last century, technological improvements (e.g. harvesting machinery, synthetic fertilizers) combined with an increase in food demand have however led to drastic changes in agricultural practices throughout Europe (Smith et al., 2010). On the most profitable lands agriculture has been broadly industrialized (Jepsen et al., 2015), while land abandonment has been frequent in areas less well suited for agriculture (e.g. mountain regions, the Mediterranean Basin), overall leading to a decline in cropland areas in Europe (Kuemmerle et al., 2016; Smith et al., 2010). These profound changes in the agricultural systems are a major threat to farmland biodiversity (Henle et al., 2008; Stoate et al., 2009), as illustrated by the decline of common farmland birds (Devictor et al., 2008; Jiguet, 2008).

A growing awareness of this rapid decline of farmland biodiversity, in addition to other related environmental issues (e.g. pollution, human health, ...) have led to the development of incentives for the adoption of more environmental-friendly agricultural practices (Hobbs, 2003). For instance, the reform of the European Common Agricultural Policy (CAP) in 1992 (Kleijn and Sutherland, 2003) has introduced an Agri-Environmental Program (AEP) to promote environmental-friendly agricultural practices. The European-wide Natura 2000 program has also been launched to preserve biodiversity taking into account local constraints of human activities and in particular agriculture (Santana et al., 2013). Moreover, there is also an increasing popularity for products derived from sustainable agricultural practices all around the world (Lockie et al., 2002) that encourage farmers to change their practices and could enhance biodiversity. But for the moment, there is only a mixed support for the concrete effects of these different political schemes on biodiversity, and they are still little applied (Delattre et al., 2013; Kleijn et al., 2006; Kleijn and Sutherland, 2003). This low implementation could be due to a lack of accompaniment and advices in the application of the scheme or to an insufficient financial help to apply this scheme (Stoate et al., 2009). Moreover, efficiency of AEP seems to be link to precise design adapted to local conditions and failures are often link to unsuitable AEP (Pe'er et al., 2017)

Given the urgency of the situation, governments are in demand for more support from the scientific community to define appropriate measures to enhance biodiversity through synthetic information about good practices that should be promoted to make agriculture more sustainable and environmental-friendly (e.g. call for experts, EKLIPSE, 2017). Despite an indicators' race to feed this demand with convenient indicators linking biodiversity to practices, few are actually efficient in enhancing biodiversity in agricultural landscapes (Billeter et al., 2008; Büchs et al., 2003; Kadoya and

Washitani, 2011), and too many methods to identify conservation priorities still neglect practices by relying on land-cover based indicators only (Hervé et al., 2016).

Given the complexity of the links between agriculture and biodiversity, and given the profusion of scientific studies relating some agricultural practices to some facets of biodiversity, meeting the above-mentioned challenges of identifying biodiversity-practices and having them concretely applied by farmers, would require answering four main questions:

- Based on the scientific literature, what are the agricultural practices that would best enhance biodiversity?
- Based on technical references produced to advise farmers, what are the agricultural practices they should apply to enhance biodiversity?
- Based on environmental planners, farm advisors and farmers' interviews, what are the practices they recommend or apply to enhance biodiversity, and why?
- Are the 'good practices' identified at the three levels the same? If not, where are the locks and levers to make them converge?

In order to address these questions, we first made a review of the scientific literature on the effects of agricultural practices on biodiversity, we analyzed a set of technical references produced to advise farmers on what practices to apply, and we conducted a set of interviews with environmental planners, farm advisors and farmers. The study was conducted in southern Mediterranean France in three complementary sites.

Material and Methods

Insights from the scientific literature

Search strategy, inclusion and exclusion criteria

We focused our literature review on the relationships between agricultural practices (and associated landscape properties around fields) and biodiversity measures. Early 2014, we searched in the ISI Web of Science using the search terms "Agricultural AND Mediterranean AND Biodiversity AND Landscape" and based on full text.

We selected the most appropriate publications by checking their title, abstract or the full text when necessary, and included studies that matched the following criteria: i) Studies available as full text, without limit on the publication year or on number of citations; ii) Studies that considered biodiversity measures (abundance, diversity, specific richness...) for fauna and flora, apart from soil fauna; and iii) Studies that dealt with crops grown under a Mediterranean or temperate climate. We then completed this selection by some more recent publications satisfying these same criteria (see Supplementary Material Table S1 for the list of publications).

Then, we made two different zooms. On the one hand, we selected studies in Europe and developed countries (principally North America) in temperate regions to extract information at global scale. This selection was done to ensure a relative homogeneity in terms of climatic conditions and crop types in order to have more comparability among the effect of practices on biodiversity. Nevertheless, some practices designed by general terms refer to different actual practices depending on countries or regions. For example, organic agriculture depends on national legislation and can largely differ among

countries regarding the quantity and type of chemicals inputs allowed for instance. On the other hand, we made a specific focus on papers conducted in countries with a Mediterranean climate. Indeed, agricultural practices conducted in Mediterranean regions are known to be quite extensive and to harbor a rich biodiversity (Blondel et al., 2010). These two levels of analysis allow to test the regional effect of agricultural impact on biodiversity.

Data extraction

From the studies that met the inclusion criteria, we extracted the following information:

- Type of biodiversity measures (ex: abundance, measures of diversity, specific richness...)
- Species or type of organisms considered (ex: bird, carabid, little bustard...)
- Type of agricultural variables analyzed (ex: chemicals inputs, landscape heterogeneity, hedge...)
- Effect of the agricultural variable on the biodiversity measures (positive, null or negative)
- Type of agricultural production (ex: crops, vineyard, orchard, pastures...)
- Spatial scale of measures (farm, field...)
- Geographical localization (Country or region)
- Journal of publication

For each agricultural variable, we then determined its dominant effect on biodiversity measures (positive, negative or null), regarding all the biodiversity measures and all the studied species or organisms groups.

Data analysis

For each variable, all the effects were collected from the scientific publications as positive, negative, or null. These effects were then combined to define the general effect of a given variable, i.e. the result with the absolute majority (e.g. to be considered as positive, 'positive' needed to be supported by more results –not studies, a study could show various and different results- than the number of results supporting both 'negative' and 'null'). Finally, we assessed a percentage of agreement as the proportion of observed effects that agreed with the general effect (Table 1).

Analysis of technical reports for farmers

Beyond our review of the scientific literature, our study was conducted in southern Mediterranean France in the Provence Alpes Côte d'Azur region (PACA). This French administrative region belongs to the Mediterranean biodiversity hotspot (Médail and Quézel, 1997), the local biodiversity is particularly related to agricultural practices (Blondel et al., 2010), and agricultural practices are less industrial in this region than in other French regions. In particular, PACA is the first region in France regarding the organic agriculture and is an area of high Natural Value (Pointereau et al., 2007).

We selected a number of technical reports (reports, flyers and presentations in technical sessions) made to inform stakeholders, farmers, and/or the general public on which practices to apply in order to enhance farmland biodiversity. In order to have technical reports adapted to the region, we focused our selection on technical reports advised by the local agricultural or environmental planning structures (see below). We gathered 13 reports (Table S1) during our interviews with planners (see below), or when visiting their websites or offices (documents at the front desk). This selection of technical reports is thus not exhaustive, but allows a first identification of practices recommended by planners to enhance biodiversity.

Interviews with stakeholders

In order to obtain a good representation of the study region, stakeholders have been selected in three different sites in the PACA region (Sainte Victoire, Alpilles, Mont Ventoux, see Fig S1). Our study thus present two nested scales: the local scale and the regional scale. The sites have been selected for five main reasons. 1) They all present high stakes in terms of connectivity and biodiversity conservation for the region (SRCE PACA, 2014). 2) They are all areas with a high potential for future land change (Fig. S1). 3) They are contrasted in terms of the agriculture they host (vineyards, pastures and fodder, vs. arable crops). 4) They are contrasted in terms of the main types of land change expected (urbanization, reforestation or development of permanent crops). 5) They all belong to a structure related to environment and land planning ('Grand Site', existing 'Regional Natural Park', or 'Regional Natural Park' under construction); structures that have been of a great help to facilitate our contacts with local stakeholders.

Stakeholders' selection

We interviewed two different types of stakeholders. On the one hand we interviewed planners whose advice people on agricultural practices. In order to obtain diverse views of the link between agricultural practices and biodiversity, we selected planners from different structures (Table 1), either related to biodiversity conservation (e.g. Natural Regional Park, hereafter 'environmental planners') or to agricultural development (e.g. Agriculture Chambers, hereafter 'farm advisors'). We aimed at interviewing at least one planner from each type for each site from local structures such as departmental agriculture chamber, and two planners from each type from regional structures (Table 1).

	Regional	Sainte Victoire	Alpilles	Mont Ventoux
Environment	Regional Scientific Council of Natural Patrimony (CRSPN, 1), Regional Center of Forest Property (CRPF, 1), National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture (IRSTEA, 1)	Grand Site Sainte Victoire (1)	Regional Natural Park Alpilles (2)	Joint association for Development and Equipment of Mont Ventoux (SMAEMV, 1)
Agriculture	Mediterranean Alps Pastoral Studies Project Centre (CERPAM, 1), Rural Land Organization PACA (SAFER PACA, 1)			Initiative Center for Price Agriculture and Rural Environment (CIVAM, 1), Agriculture Chamber (1)

Table 1: Interviewed planners, in different structures at regional level and for the three sites.

On the other hand, we interviewed farmers. We aimed at interviewing at least five farmers from each site to represent at best the diversity of crop types, practices, and farm size in these sites.

During April and May 2017, we contacted 80 different stakeholders, among which we managed to interview 24 people, 10 planners and 14 farmers (Table 2).

	Regional	Sainte Victoire	Alpilles	Mont Ventoux	TOTAL
Planners	4	1	2	3	10
Farmers	--	5	3	6	14
TOTAL	4	6	5	9	24

Table 2: Interviewed stakeholders, from the regional level and the three sites.

For planners, the interviews we obtained covered the three sites (Sainte Victoire: 1, Alpilles: 2, Mont Ventoux: 3) and the regional level (4). They also covered the two types of planners, but only four were farm advisors (2 from local, and 2 from regional structures), the other being environmental planners (Table 1). For farmers, the interviews we obtained covered the three sites (Sainte Victoire: 5, Alpilles: 3, Mont Ventoux: 6), and characteristics of the interviewees' farms were well representative of the agriculture in the region in terms of average size and crop types (Fig S2).

Method followed for the interviews

Stakeholders were interviewed with the semi-directive method. This method allows to approach the desired themes while letting the participants free of what they say about it and how (Blanchet et al., 2007). Results are only qualitative but this approach reduces the potential bias that could emerge if the interviewers' ideas are reflected on each questions. In addition, all associations made by the participants to the addressed questions can be discussed and not only those anticipated by the interviewers. Questions were adapted to planners and farmers.

Our survey contained four parts:

- 1- Defining biodiversity. To both: "What is biodiversity?"
- 2- Recommended or applied practices to enhance biodiversity. To planners: "What are the agricultural practices you (your structure) recommend that farmers conduct to protect and enhance biodiversity on their farms?" To farmers: "What are the agricultural practices you apply to enhance biodiversity on your farm?"
- 3- Motivations to apply such practices (farmers only): "What are your motivations to apply these practices on your farm?"
- 4- Sources of information about biodiversity-friendly practices (farmers only): "What are the type of (form of) information farmers use to get updated on recommended practices?"

Discourse analysis

Each interview was recorded and transcribed into text corpus, distributed among each question. Before running the analyses, the texts were cleaned in three steps: i) we neutralized parasites words (common nouns or adverbs like "things" or "really", see Table S3); ii) we grouped nouns and adjectives that have a particular meaning when considered together (like "organic agriculture" or "personal convictions"); iii) we defined a lexicon to group synonyms and terms with the same meaning under a single synthetic word through the lemmatization (e.g. "parent" and "brother" under "family", see Table S4). This step group also different forms of a lexical item (conjugated forms with infinitive verbs and plural forms with singular forms).

Texts were then analyzed in R with the IraMuTeQ interface (R interface for multidimensional analysis of texts and questionnaires). For each corpus, analyses were run on words with more than 3 uses, and only on 'actives forms' (i.e. words kept for the analyses) that were principal verbs (see Table S5), common nouns, adjectives and non-recognized forms. Non-recognized forms include words that are

not in the lexicon, such as groups of words defined in step 2, specific terminology used in stakeholders' discourses (i.e. "truffle-field") or organisms' name (i.e. INRA, French Research Institute for Agronomy). These forms are particularly important to focus on sources of information and on specific terms for agriculture.

To answer the first question (definition of biodiversity), we have performed a Factorial Correspondence Analysis (FCA), a multivariate graphical technique designed to explore relationships among categorical variables which is classically used for text mining (Bertin and Atanassova, 2015; Morin, 2006). Based on the analysis of a contingency table, FCA allows to summarize the data by displaying the dependencies between rows (observations: words) and columns (variables: type of interviewees) in a low dimensional space (often two-dimensional) of orthogonal axes (called factors). In this system proximity between observations or between variables is interpreted as strong similarity, and proximity between observations and variables is interpreted as strong relationship. This first FCA was run on the 27 words frequently (>3 occurrences) used to define biodiversity against the type of stakeholders using them (farmers, environmental planners or farm advisors).

To answer the second question (recommended/applied biodiversity-friendly practices), we used a Mann-Whitney U test on practices cited by each type of stakeholders to compare if the practices recommended by planners and applied by farmers are the same. This test compares two samples in order to test if they are from the same population and is adapted to small samples (more than 4 values) and with no normal distribution. Here, we test the hypothesis: "the practices are similarly recommended/applied by farm advisors and farmers". The test compares the distribution of values (sum of practices applied/recommended for each stakeholders) and calculates the probability that the hypothesis was true (p-value). If $p\text{-value} < 0.05$, the hypothesis is false and the two samples are different.

To answer questions 3 (motivations) and 4 (sources of information), we also performed FCAs based on the words frequently used by farmers to explain their motivations for applying biodiversity-friendly practices (14 words) or to describe sources of relevant information regarding these practices (46 words) against sites (Sainte Victoire, Alpilles and Mont Ventoux).

Results

Insights from the scientific literature

General results

From the review of the scientific literature, 135 publications were analyzed. Among these, 89 studies show results at the national level (principally France (29), the United Kingdom (23) and Spain (21)), while 31 are at the international level (mainly European). For studies localized in France, 15 are conducted at the regional level. Eighty of the publications are found in three journals only: *Agriculture, Ecosystems & the Environment* (45), *Journal of Applied Ecology* (19) and *Biological conservation* (16); while the last two are very focused on applied research; the first one is principally oriented towards experimental and observational basic research. The selected publications also explore practices in various crop types (Fig. 1a.), mainly annual crops and pastures.

Biodiversity under investigation

The 135 selected papers investigate a diversity of organisms and a broad set of indices reflecting various facets of biodiversity. Regarding the type of organisms, most studies focused on animals (85%), especially insects and birds (respectively 44% and 33%, Fig. 1b), before herptiles and mammals. Within the insects, pollinators and beetles are the most frequently studied (resp. 12% and 9%), with many studies focusing on pests, auxiliaries and pollinators in a context of functional diversity. Regarding the biodiversity measures, half the studies measured changes in the abundance of one or few taxa, while about 32% measured changes in species richness (and alpha diversity) for a given group (Fig. 1c.). Only few studies recorded other types of measures such as beta (3%) or gamma (2%) diversity, or even the specific composition (1%). Effect of practices on movement is studied in only 4 papers (Delattre et al., 2013; Donald and Evans, 2006; Hinsley and Bellamy, 2000; Watling et al., 2011).

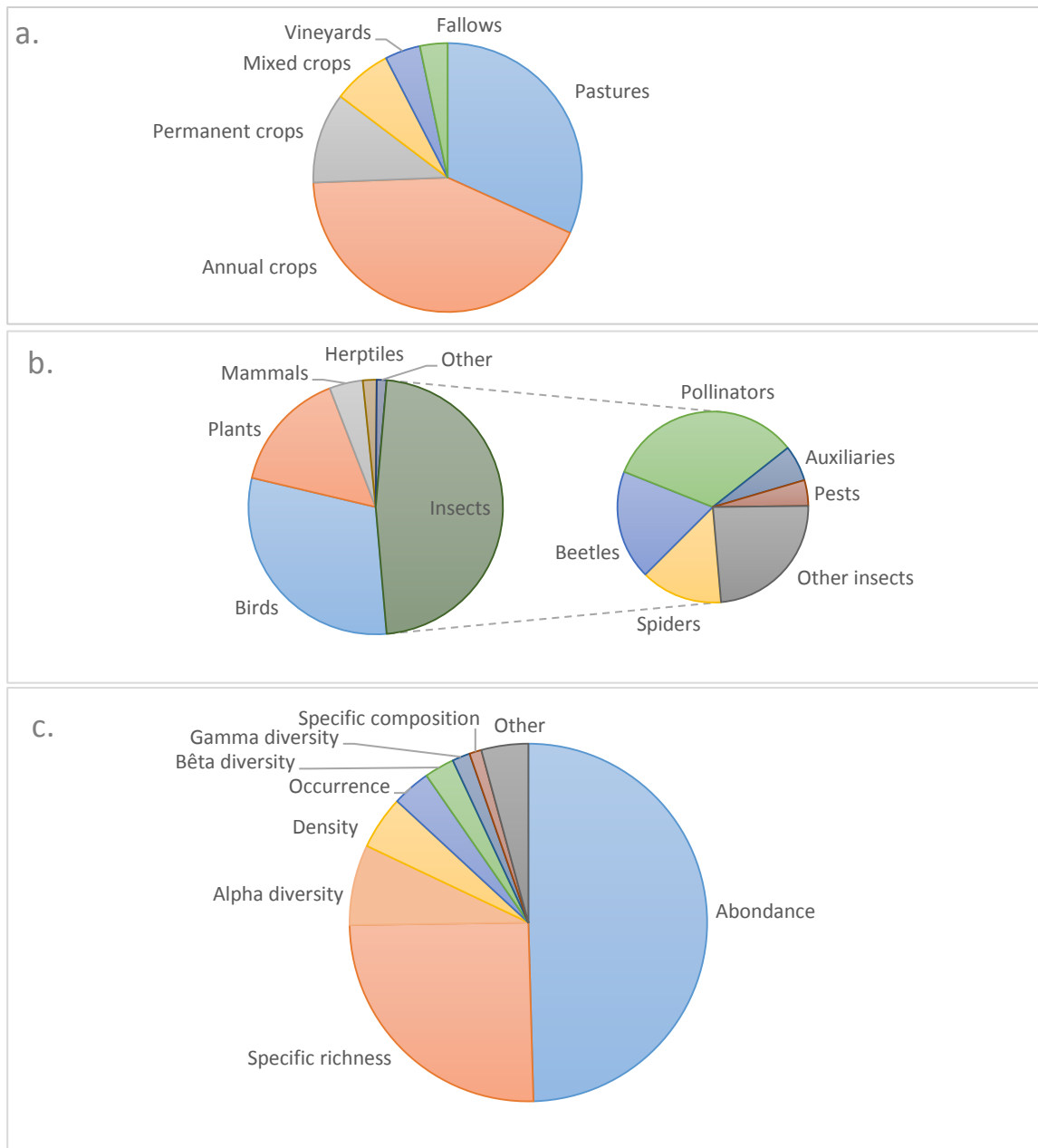


Figure 1: a. main crops types studied in the 135 papers from the scientific literature. b. Proportion of uses of different organisms groups and biodiversity measures (c.) for all the publications reviewed (135).

Biodiversity-friendly and non-friendly practices

We recorded 27 different variables used to characterize agricultural practices or associated landscape elements (Table S6). 24 variables are used in 90 studies conducted at the global level and 22 variables are used in 48 studies conducted at the Mediterranean level (see Table S6). Three studies focus both on global level and Mediterranean level (Table S6) and results for each level were separated. To obtain a robust estimate of the effects of these practices on biodiversity, we kept only the variables measured in at least 10% of the publications at each level. Eight variables were kept at the global level and nine at the Mediterranean level (Table 3); seven of these variables are common to the two levels.

We found two main type of effects: globally positive and globally negative practices. On the one hand, the proximity to or the quality of semi-natural habitats, have a general positive effect on biodiversity (80% of agreement at the global level agree, and 71% at the Mediterranean level). Landscape heterogeneity and the presence of hedgerows also have a positive effect at the two levels (agreement: 65% and 75% resp.). Finally, the presence of natural edges around fields, like sodded bands, show a positive general effect but only at the global level (69% of agreement). The presence of wooded elements (e.g. solitary trees, groves) in or around fields, show a positive effect but only at the Mediterranean level (78% of agreement, against 53% at the global level). On the other hand, the intensification of practices and the use of chemical inputs have a negative effect on biodiversity, at the two levels (agreement: 67% and 78% resp.). Intensification is a broad term that could refer to various types of practices across countries (Stoate et al., 2001), but in most studies it means practices with more chemicals inputs, less semi-naturals habitats, more irrigation and less crops diversity.

Other elements, like fields' surface and the natural closing of the vegetation due to land abandonment (only found at the Mediterranean level) show a neutral effect on biodiversity.

<i>Global level (Total = 90)</i>				<i>Mediterranean level (Total = 48)</i>		
<i>Quantified variable</i>	<i>Number of papers</i>	<i>General effect</i>	<i>% of agreement with the general effect</i>	<i>Number of papers</i>	<i>General effect</i>	<i>% of agreement with the general effect</i>
<i>Organic farming</i>	28	+	64	11	+	61
<i>Features of semi-natural habitats</i>	25	+	80	6	+	71
<i>Natural edges</i>	25	+	69	--	--	--
<i>Landscape heterogeneity</i>	22	+	69	13	+	66
<i>Agriculture intensification</i>	19	-	78	10	-	75
<i>Chemical inputs</i>	15	-	67	6	-	75
<i>Wooded elements</i>	14	+	53	9	+	78
<i>Hedgerows</i>	14	+	65	7	+	75
<i>Natural closing in of the vegetation</i>	--	--	--	8	Null	--
<i>Fields' surface</i>	--	--	--	5	Null	--

Table 3: Effect variables (agricultural practices and landscape elements links to agricultural fields) on biodiversity at global scale (top) and Mediterranean scale (bottom).

Analysis of technical reports for farmers

In the different technical reports we collected, we found 17 different practices recommended to enhance biodiversity and environment quality. Overall, we found a good agreement between these practices and the review of the scientific literature with 8 of 17 the practices already identified in Table

1 (Table 4). The most frequently recommended practices (e.g. reducing the use of chemicals inputs, sodding in and around fields, and maintenance of hedgerows) are also those that have the greatest rates of agreement regarding their positive effect on biodiversity in our scientific review. Three of the recommended practices appear only in a small number of studies (< 10%) from the literature review (in *italic*, Table 4). Crops residues are studied in only one paper, at Mediterranean level and show a positive effect on carabid diversity (Trichard et al., 2013). Crop diversity is measured in two studies at global level but show a general null effect (Billeter et al., 2008; Chateil et al., 2013). Weeds management show a negative general effect for the two levels (in 4 papers at global level and two papers at Mediterranean level). The other more refined practices about soil and crop management appear in none of the papers despite being frequently recommended in the technical reports.

Type of practices	Scientific review	Technical reports		Recommendations /Applications by stakeholders		
		Recommended practices (17)	Number of documents (13)	Environmental planners (6p., %)	Farm advisors (4p., %)	Farmers (14p., %)
<i>Landscape's features</i>	Features of semi-natural habitats	Keeping refuge areas	6	100	100	100
	Landscape heterogeneity	Agricultural mosaic	5	83	100	86
		Landscape with small fields (<10ha or 150m width)	4	67	50	86
	Hedgerows	Keeping or planting hedgerows	7	33	50	43
<i>Chemicals inputs</i>	Chemicals inputs	Decrease the use of fungicides	8	50	50	93
		Decrease the use of insecticides	8	50	50	93
		Decrease the use of chemical fertilizers	6	0	50	93
<i>Grass cover management</i>	Field edges	Sodding in or around fields	7	50	25	79
	<i>Weeds management</i>	Mechanical (rather than chemical) actions against weeds	5	0	0	43
<i>Soil management</i>	--	Reduce the duration of barre soil	3	0	25	64
	--	Reduce soil management and avoid tillage	6	0	50	86
	--	Use of organic fertilizers	3	0	50	100
	<i>Crops residuals</i>	Use of crop residuals	3	0	0	57
<i>Crop management</i>	--	Association of different crops in the same field	5	0	25	36
	<i>Crop diversity</i>	Crops diversification (in the neighbourhood)	2	0	0	57
	--	Plantation of honey plant	5	33	25	43
	--	Encourage messicole plants	4	50	0	29

Table 4: The 17 recommended practices from the technical reports and their applications by actors (environmental planners, farm advisors and farmers). Practices founded in scientific literature are compare to recommended practices. Practices noted in italic (scientific review) were not retained in Table 3 because present only in very few studies.

Interviews with stakeholders

Definition of biodiversity by the stakeholders

This corpus contains 537 unique terms (actives and additional) which have 2027 occurrences. 61% of terms are used once.

The FCA on stakeholders' definition of biodiversity is structured along two main axis of variation that explain respectively 61.6 and 38.1% of the variance. It shows that they use many different words to define biodiversity (Fig. 2). Interestingly, together these words reflect well the complexity and multi-dimensionality of biodiversity, in particular its multiple levels (e.g. species, ecosystems, landscapes) and components (e.g. fauna and flora, above and below-ground) and its functioning (e.g. equilibrium, regulation of pests, and effects on crops). Moreover, the two aspect of biodiversity, ordinary vs exceptional are also mentioned.

If some of the words, such as "species", "diversity", or "environment" are frequently used by all the types of stakeholders (distributed in the center part of the graph), we found that each class of stakeholders has its own picture and uses its own vocabulary to define biodiversity. There is indeed a distinction between the terms employed by environmental planners (in the left part) and all the stakeholders involved in agriculture (right part of the graph), and a secondary one observed among farm advisors and farmers. On the one hand, environmental planners and farm advisors have a more global vision of biodiversity, but their definition differs depending on whether the focus of their job is more on conservation planning or the improvement of crop production. While environmental planners talk about "Wholeness" or "Habitat", farm advisors depict biodiversity as an asset for agriculture that needs to be "preserve[d]" for the services it provides (e.g. "pest" management). On the other hand, farmers also associate biodiversity to crop production (e.g. "Auxiliary", "Crop") and agro-ecological infrastructures ("Tree"), but they also see it as life and its components ("Flora", "Fauna", "Life"). Study site have no effect on words used for describe biodiversity.

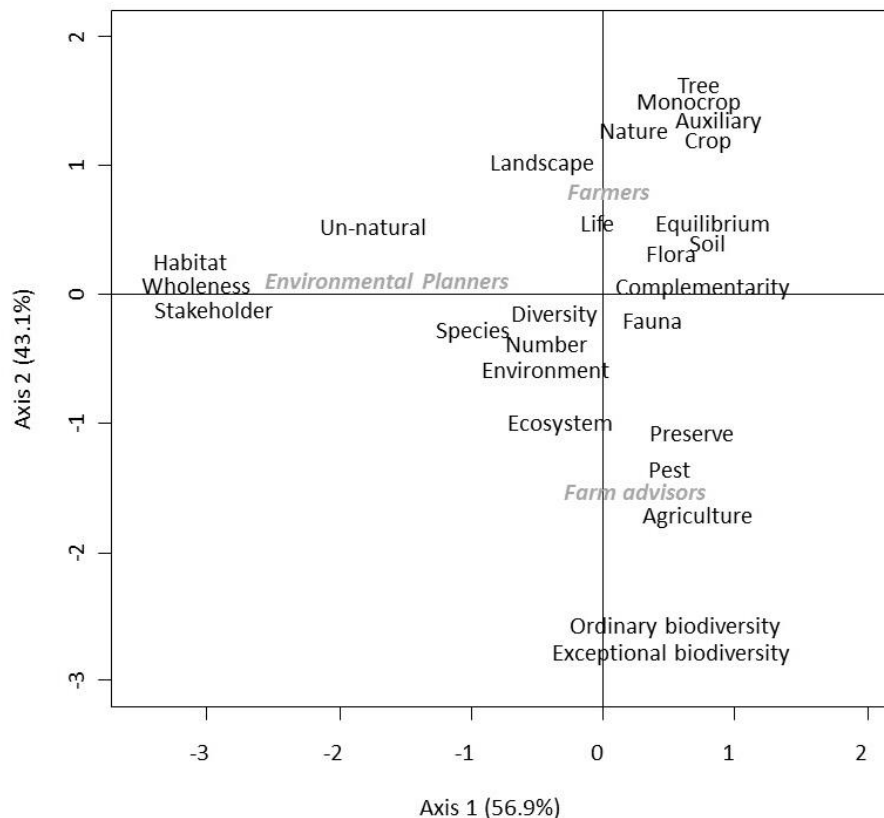


Figure 2: Factorial correspondence analysis of words used to define biodiversity, depending on type of stakeholders.

Application of biodiversity-friendly practices in the field

When asked what practices they apply or recommend, farmers and planners (environmental planners and farm advisors) cited different practices ($p\text{-value} = 1.457 \times 10^{-5}$ Mann-Whitney U test).

Planners (from both types) mainly talked about three practices related to landscape's structure: the conservation of refuge areas, the landscape mosaic and the reduction of field size, mentioned by respectively 100%, 90% and 60% of involved planners (Table 4). Half of the planners interviewed (from both types) also recommend decreasing the use of fungicides and insecticides, and 40% recommend sodding grass in and around fields and planting hedgerows. 10 practices concerning crop management (4 practices), soil management (4 practices), mechanic action against weeds and reduced use of chemicals fertilizers appear to be little cited by planners (less than 30%).

Regarding farmers, recommended practices are well applied with 9 practices used by more than 75% of interviewed farmers, 3 by more than 90% and 2 by all the farmers (Table 4). These last two are keeping refuge areas and use organic fertilizers. Reducing chemicals inputs is applied by 93% of farmers involved and practices to favor landscape heterogeneity and to reduce tillage by 86% of farmers. Sodding grass in and around fields is applied by 79% of farmers. Nevertheless, favoring messicole plants and associating different crops are not really applied by the farmers interviewed (29% and 36% resp.). Other practices are applied by about half of interviewees (between 43% and 64%).

Motivations for applying these practices

For the question 3, 514 forms are counted (active and additional) with 1827 occurrences. 61% of these forms are used only once.

When asked the reasons for which they are willing to apply biodiversity-friendly practices in their fields, farmers talk about four main types of motivations: “personal convictions” (used 18 times in text corpus), “health” (cited 6 times) for themselves and their families and “economic reasons” (cited 5 times) that are related to production and to the market (Fig. 3a). Overall, biodiversity and the environment are also a reason for which they apply these practices in their fields (“Nature” is the second most cited word with 9 uses).

There is strong differences between the three study sites. Farmers from Alpilles site use less words to describe their motivations and only characterize them by “personal conviction”, “health” and “economy”. “Family” is only cited by farmers from Mont Ventoux but in most of interviews with 8 uses. “Nature” is also principally used by farmers from this site (used 8 times).

All the interviewed farmers have not choose to applied biodiversity-friendly agricultural practices for environmental reasons but they globally “decide” to a healthy way of life.

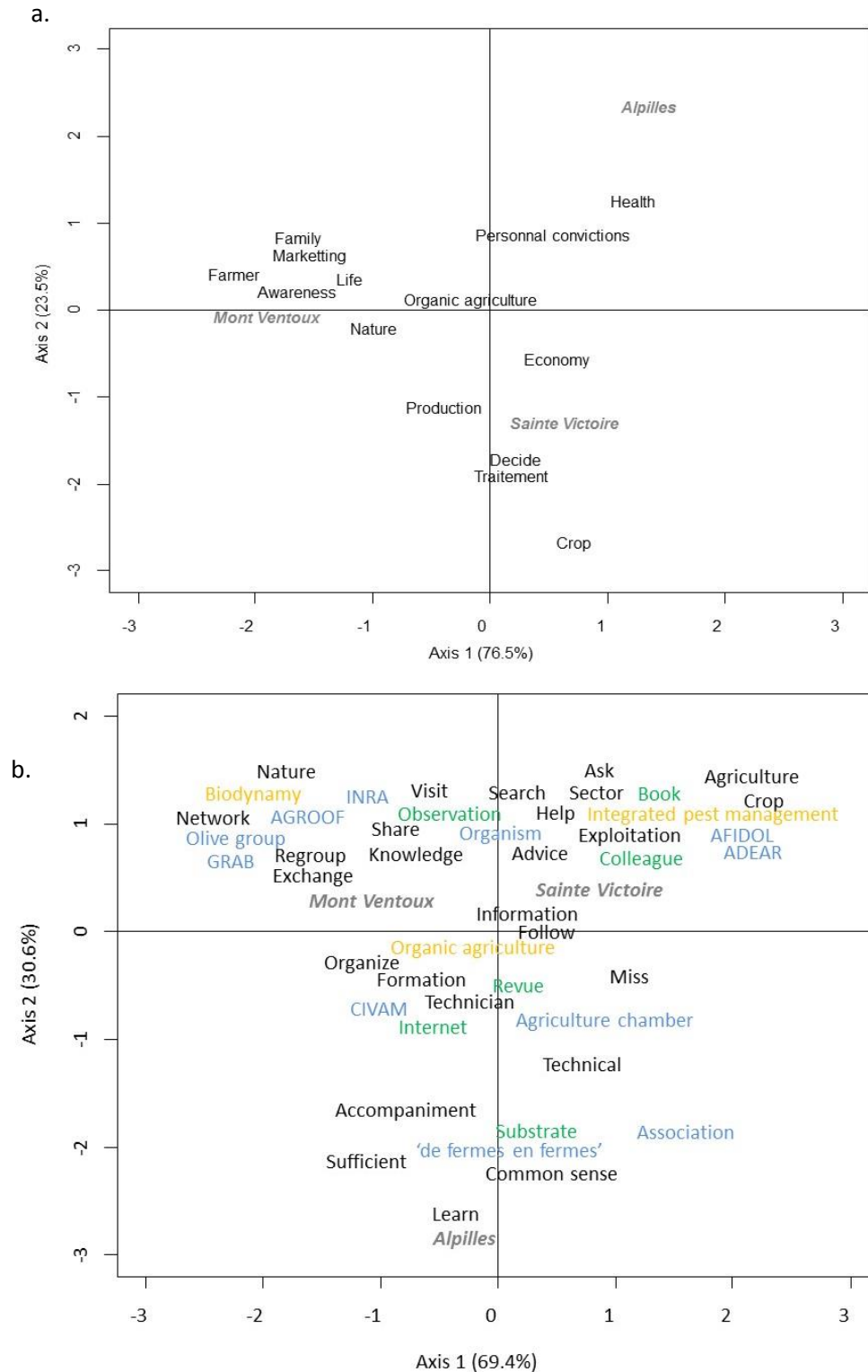


Figure 3: Factorial correspondence analysis of words used by farmers to characterize their motivations for applying biodiversity-friendly agricultural practices (a) and the source of information about these practices (b) depending on study sites. Blue words refer to structures, organisms or networks that advise farmers at different levels, see Table S7 for acronym's detail. Green words regroup different substrates of information, besides accompaniment organisms. Words in yellow refers to types of farm managements for which farmers are usually involved in dedicated professional networks.

Types and sources of information

To better promote biodiversity-friendly agricultural practices, we need to understand how farmers take note of these practices (Fig 3b). For the question 4, the corpus contains 725 unique forms (both types) which have 3132 occurrences. 57% of these forms are used only once.

Our results show that farmers are informed by “formations” (cited 20 times) and follow-up done by “technicians” (cited 17 times) for all the sites.

Various animation structures participate to the spread of information about biodiversity-friendly practices (in blue, Fig. 3b, see Table S7 for acronym detail). All these structures are cited 60 times and the most cited are CIVAM (11 uses, Initiative Center to Valorize Agriculture and rural environment) and Agriculture Chamber (10 uses). Moreover, some specific practices (in yellow) benefit from dynamic networks between technicians and farmers to propose specific formations and advices. Some sources refers to other type of substrate for information (in green, Fig. 3b): “revue”, “internet” or “books” used respectively 6, 5 and 4 times. Overall, these results show a high diversity of sources of information and accompaniment structure (46 words cited at least 3 times) which could be used to diffuse knowledge about biodiversity-friendly practices.

Accompaniment and advice structures are used specifically in some sites, like the GRAB (research group on organic agriculture) for farmers from Mont Ventoux site (cited 5 times, only for this site) or ADEAR (association for the development of agriculture and rural employment) for farmers from Sainte Victoire site (cited 4 times including 3 times by farmers from this site). The research institute for agronomy (“INRA”) is also a source of information, in particular for farmers from the Mont Ventoux site due to the proximity between the research center (in Avignon) and this site (cited 6 times by farmers from this site and 7 times in all the sites).

Nevertheless, a lack of information (“Miss”) is noted by farmers from the Sainte Victoire site (cited 6 times including 4 times cited by farmers from this site) and they have to “ask” and “search” for specific advice. Reversely, farmers noted a “sufficient” level of information for Alpilles and Mont Ventoux sites (cited 3 times).

Discussion

By combining different type of approaches (review and interviews) we managed to obtain a full picture of the effect of agricultural practices on biodiversity through the length of scientists, planners and farmers. Though the breath of our review and the number of interviews remain modest, our results make it possible to answer the four questions we asked according to two main axes developed below.

A loose definition of biodiversity...

Officially defined by the Convention on Biological Diversity in 1992, biodiversity refers to a complex notion that includes different levels (from the gene to the ecosystem) and facets (species richness, functional diversity, phylogenetic diversity) that can be observed at different scales (alpha=local communities, gamma=regional, or beta=turnover among local communities). We found back the complexity of this notion both in stakeholders' discourse and in the scientific literature.

The definitions given by our interviewees lead to a global picture of biodiversity with its multiple facets, except the genetic component. We also saw that different stakeholders may have pretty different definitions of the concept. Stakeholders linked to agriculture have a more utilitarian vision of biodiversity, associated to crop auxiliary for example. This is also underpinned by the importance of trees and hedges in stakeholders' speech. This vision underlines the interest to use ecosystem services as a way to promote biodiversity conservation (Ingram et al., 2012). Lugnot and Martin (2013) show that farmers and farm advisors cited more production ecosystem services, with a benefice on crop production and quality when plant biodiversity increase, than other types of ecosystem services.

In addition, various types of measures can be used to quantify biodiversity, for different groups of organisms, with potentially contrasted response to agricultural practices, thus making it difficult to find the appropriate indicator and to observe a strongly supported effect (Billeter et al., 2008; Duelli and Obrist, 2003). Birds (Herrando et al., 2014; Morelli et al., 2014) and arthropods (Cotes et al., 2011; Döring et al., 2003) are the most studied groups but other organisms have proved to be good indicators, like bats (Park, 2015).

Nevertheless, all the facets of biodiversity and the variety of response from different organisms complicate the measure of the impact of agricultural practices on biodiversity. Indeed, there are practices that have contrasted effects on different measures of biodiversity (e.g. specific richness or abundance) for the same organisms groups. For example, some studies show positive, negative and null effect of organic agriculture on carabid groups (Büchs, 2003). Moreover, this pattern seems to depend on a multitude of other biotic and abiotic parameters which could differ between regions and explain why Global and Mediterranean results are different. Measure impact of agricultural practices on biodiversity needs to be done carefully and to include, when possible, multiscale approach (Gonthier et al., 2014). However, this mixed effect of practices seems to be insufficiently taken into account in technical reports and in stakeholders' speeches.

... and a loose definition of practices ...

Practices studied in the scientific literature appoint principally 'global practices', like organic agriculture and intensification which integrate a large range of different actions (i.e. more or less chemicals inputs). In contrast, technical reports focus on finer actions (i.e. decrease the use of the different types of

chemicals inputs). Furthermore, we focused here on practices and not on crop types and crops types are not taking into account but they could interact with practices. For example, organic agriculture show a positive effect on pollinators abundance in arable crops (Feber et al., 1997) but a null effect in vineyards (Brittain et al., 2010).

Nevertheless, in ecological studies, it seems difficult to measure finer practices from existing databases and it often based on farmers' interview (Herzog et al., 2006). These interviews are dependent on farmers' sincerity and do not express fine practices at field's level in most of case (i.e. questions in Herzog et al., 2006 are related to farmers' average practice). Moreover, there is also a variability of these finer practices, dependent on farmers' decision (i.e. one year with grassy bands, one year without). Thus it's easier for scientists to use a less acute lens in order to be able to have several replicates of these practices, in particular across broader scales. Specific experimental studies, with all conditions controlled, like thus conducted by the research institute INRA could allow to measure fine agricultural practices and their effects on biodiversity.

Moreover, most studies show that effects measured on biodiversity reflect an interaction between agricultural practices and other variables. Interactions between hedge and the driving mode of production (organic, conventional...) are well attested (Bassa et al., 2012; Cotes et al., 2011) as interactions between landscape heterogeneity and organic agriculture (Diekötter et al., 2010; Gabriel et al., 2010; Winqvist et al., 2011).

... mean a loose link between practices and biodiversity

After all, some authors try to identify agricultural practices that could be used as a surrogate to measure biodiversity. Linking agricultural practices and biodiversity could allow to quantify biodiversity, without doing specific measures on abundance or diversity (Duelli, 1997). Thus, variables linked to intensification, like chemicals inputs, treatment's frequency or grazing intensity are recommended by Arndorfer, Pointereau & Friedel (2012) as reverse surrogate due to their negative relationship with biodiversity. Bailey et al. (2012) recommend to use edge length, woody elements and semi-natural habitats features (except density) which confirm our results from scientific literature, technical reports and applied practices. Conversely, crop types (arable or pastures) cannot be used as surrogate because they are difficult to link with biodiversity (Bailey et al., 2012). Surprisingly, agro-environmental measures are also rejected as surrogate for biodiversity (Arndorfer et al., 2012) because of a lack of homogeneous results.

Regarding the mixed or low support obtained by some elements, it has to be noted that we considered here all the types of organisms, biodiversity measures and crop types together, more refined results may lead to clearer effects in some cases. Nevertheless, biodiversity indicators used could be unsuitable to produce general measures, in particular at global scale. Some studies show that specific richness (Billeter et al., 2008) and other biotic indicator at fine scale (Feld et al., 2009) are unlikely to provide a biodiversity measure because they are linked to variables measured at larger scale in most of case. Finally, the measure scale impact also the effect on biodiversity (Feld et al., 2009). For exemple, Clough et al (2007) found a positive effect of organic agricultural on plant diversity (alpha diversity) at field's scale but a null effect at regional scale (Beta diversity).

Assessing the impact of agriculture on biodiversity face to a lack of knowledge, in particular for biodiversity measures more complex than specific richness or diversity. For example, effect of agricultural practices on species movement is few studied (Ernault et al., 2006; Guiller et al., 2016; Krewenka et al., 2011) despite their important contribution for connectivity and biodiversity conservation (Watling et al., 2011).

Nevertheless, use known relations between agriculture and biodiversity is a crucial issue for land planning. Refine agriculture with practices could precise effects for diverse species and use land-use rather than land-cover could improve land planning for biodiversity (de Chazal and Rounsevell, 2009). However, we show that both crop type and practices impact biodiversity so this two variable have to be taking into account in land planning. But access to data on practices, at least quantified and at best spatialized at more or less fine scale is very difficult. For example, in France, data on fields in organic agriculture are confidential, even at communal scale.

So land planning face to both a lack of knowledge on impacts of agriculture on biodiversity and a lack of fine data to reflect these impacts. Nevertheless, some indicators could be included in land planning. For example, High Nature Value is a surrogate for biodiversity-friendly practices (Pointereau et al., 2007) and is related to important rate of biodiversity, in particular birds (Aue et al., 2014; Doxa et al., 2012). This indicator could be combined to crops type in land planning and improve the identification of conservation priorities (Hervé et al., 2016). Moreover, different impact could be associate to crops types, depending on means practices applied at regional scale for each (Hervé et al., 2016). For example, arable crops could be associated to an important impact because of the intensity of production in the studied region. Reversely, less impact could be done to pastures.

Scientific proof and technical know-how mainly agree...

Contrary to our expectations, we show that farmers seem to well apply biodiversity-friendly practices (mean: 70%), except whose concerning crop management (mean: 41%). A great agreement is found, between scientific results, advices from planners and applications by farmers, for practices related to landscape management (keeping semi-natural habitats or landscape heterogeneity) or related to decrease chemicals inputs.

However, some practices aim by technical reports are not found in the scientific literature review. For example, only one study focus on one practices of Soil management (crop residues). This might be because we focused on the above-ground biodiversity only and this biodiversity is few affected by soil management. Nevertheless, soil biodiversity is an important component for agriculture and for ecosystem services. Sustainable practices from conservation agriculture (Jat et al., 2013) like no-tillage increase soil biodiversity and so carbon storage and soil fertility (Zuber and Villamil, 2016). Soil management practices are not advice by environmental planners, probably because soil biodiversity is not well known. However, some programs are conducted to improve the knowledge of agricultural practices on soil fauna and in particular on earthworm through the agricultural biodiversity observatory (Juvénal, 2013).

Nevertheless, most of practices are provided by farm advisors and the biodiversity targeted is very functional, through ecosystem services, and few practices aim to enhance biodiversity only for itself.

Some innovative practices, not found in literature, are applied by interviewed farmers. Indeed, some of them are involved in agroforestry or in biodynamics approaches. Despite their recent gain in popularity, due for instance to the incentives from the CAP reform to develop agroforestry (European Union, 2013), the impact of these practices on biodiversity remains little studied. Nevertheless, recent studies show encouraging positive results of agroforestry on biodiversity, in Europe (meta-analysis, Torralba et al., 2016) and under tropical climate (Sistla et al., 2016).

... and biodiversity-friendly practices are spread by various ways

Environmental planners and farm advisors play a role of intermediary in the information diffusion, as also showed in other studies (Lugnot and Martin, 2013). If there are various accompaniment structures, discussions between planners, advisors, farmers and scientists appear insufficient, as found in other studies (Lamarque et al., 2011; Lugnot and Martin, 2013). They highlight in particular that exchange from farmers to scientists are few common or inexistent.

In most cases, farmers favor a learning by themselves to know and apply new practices, by reading or listening, underpinned by their own experiences rather than formation organize by organisms. Nevertheless, the access to information and to accompaniment is mainly dependent on sites. In the three sites studied here, farmers have different access to information and different quality of accompaniment. Moreover, some farmers underline the importance of human relations between technicians and themselves, which could change the quality and the availability of information's about practices.

Moreover, the interviewees underline a lack of synthetic information about some specific practices (e.g. organic agriculture for olive production). However, stakeholders are crucial lay experts of field (Prior, 2003) and they have to be involved in the design of future studies regarding the relationships between biodiversity and agricultural practices. Moreover, involve stakeholders is a good way to promote some practices and to conduct to a better application of some practices or agro-environmental schemes as all the participative approach (Bierry and Lavorel, 2016).

However, stakeholders interviewed in this study are, for most of them, sensitized to biodiversity-friendly practices and more generally to environmental-friendly practices, through lifestyle choice and they are more aware to answer our interviews. Thus, some agricultural sectors are not represented in this study and they are characterized by more intensive practices in most of case: vineyards and arable crops. Additional interviews with farmers producing these crops types could complete this approach.

Conclusion and future prospects

This study identifies two main limits in information transmission. First, regarding scientific results, practices advised by environmental planners, farm advisors and technical reports seems to neglect the mixed effect of some practices on biodiversity and to avoid uncertainty about these effects. Indeed, these practices are recommend, without care on possible negative impact on some biodiversity. But promotes biodiversity-friendly practices needs to have a clear message notwithstanding farmers could not identify how apply these practices and finally, do nothing for biodiversity. Nevertheless, we can conclude from our results that the best compromise to enhance biodiversity in agricultural landscape seems to conserve heterogeneity, in crops type, semi-natural habitats and practices (Benton et al., 2003). Indeed, this heterogeneity allow to conserve the different facets of biodiversity, whose respond

positively or negatively to various practices. Second, stakeholders and in particular farmers underlined the lack of synthetic information about environmental and biodiversity-friendly practices and principally the lack of exchange between farmers and scientists. Improve these exchanges could enhance the application of biodiversity-friendly practices by farmers and enhance the knowledge of scientists.

Assessing the impact of agriculture on biodiversity allow to better take into account this human activity in land planning and in identification of conservation priorities (Hervé et al., 2016). Nevertheless, finer data are needed and they are not always available. Identify important practices for biodiversity and data related to these practices could improve actual data production for mapping land cover and land use. Moreover, these finer data could allow to model biodiversity repartition at different spatial scale, for actual conditions but also in diverse future scenarios. Indeed, model future biodiversity is a crucial challenge to understand how global change (climate and land cover/land use) could impact biodiversity (Pereira et al., 2010; Titeux et al., 2016)

Acknowledgements

This work is a contribution to the Labex OT-Med (no ANR-11-LABX-0061) funded by the French Government “Investissements d’Avenir” program of the French National Research Agency (ANR) through the A*MIDEX project (no ANR-11-IDEX-0001-02). This paper is also a contribution to the project DIVERCROP, funded through the ARIMNet2 2016 Call by the following funding agencies: ANR (France), IRESA (Tunisia), INIA (Spain), FCT (Portugal), ATRSNV (Algeria), MIPAAF (Italia) and MCST (Malta). ARIMNet2 (ERA-NET) has received funding from the European Union's Seventh Framework Programme for research, technological development and demonstration under grant agreement n° 618127. We would like to thank all the stakeholders interviewed.

References

- Arndorfer, M., Pointereau, P., Friedel, J.K., 2012. Management indicators, in: *Biodiversity Indicators for European Farming Systems - A Guidebook*. ART-Schriftenreihe, Confédération Suisse, pp. 71–78.
- Aue, B., Diekötter, T., Gottschalk, T.K., Wolters, V., Hotes, S., 2014. How High Nature Value (HNV) farmland is related to bird diversity in agro-ecosystems – Towards a versatile tool for biodiversity monitoring and conservation planning. *Agric. Ecosyst. Environ.* 194, 58–64. doi:10.1016/j.agee.2014.04.012
- Bailey, D., Herzog, F., Bogers, M., Lüscher, G., Fjellstad, W.J., 2012. Habitat indicators, in: *Biodiversity Indicators for European Farming Systems - A Guidebook*. ART-Schriftenreihe, Confédération Suisse, pp. 41–49.
- Bassa, M., Chamorro, L., Sans, F.X., 2012. Vegetation patchiness of field boundaries in the Mediterranean region: The effect of farming management and the surrounding landscape analysed at multiple spatial scales. *Landsc. Urban Plan.* 106, 35–43. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.02.005
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18, 182–188. doi:10.1016/S0169-5347(03)00011-9
- Bertin, M., Atanassova, I., 2015. Factorial Correspondence Analysis Applied to Citation Contexts. Presented at the Proceedings of the Second Workshop on Bibliometric-enhanced Information Retrieval (BIR 2015), CEUR Workshop Proceedings, Vienna, Austria, pp. 22–29.
- 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.* 18–23.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., Van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.* 45, 141–150. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x
- Blanchet, A., Gotman, A., Singly, F. de, 2007. *L'entretien, Série L'Enquête et ses méthodes*, ISSN 2104-7391. A. Colin, Paris.
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J.-Y., Boeuf, G. (Eds.), 2010. *The Mediterranean region: biological diversity in space and time*, 2nd ed. ed, Oxford biology. Oxford University Press, Oxford ; New York.
- Brittain, C., Bommarco, R., Vighi, M., Settele, J., Potts, S.G., 2010. Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. *Biol. Conserv.* 143, 1860–1867. doi:10.1016/j.biocon.2010.04.029
- Büchs, W., 2003. Biodiversity and agri-environmental indicators—general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 35–78. doi:10.1016/S0167-8809(03)00070-7
- Büchs, W., Harenberg, A., Zimmermann, J., Weiß, B., 2003. Biodiversity, the ultimate agri-environmental indicator?: Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 99–123. doi:10.1016/S0167-8809(03)00073-2
- Chateil, C., Goldringer, I., Tarallo, L., Kerbirou, C., Le Viol, I., Ponge, J.F., Salmon, S., Gachet, S., Porcher, E., 2013. Crop genetic diversity benefits farmland biodiversity in cultivated fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 171, 25–32. doi:10.1016/j.agee.2013.03.004
- Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kleijn, D., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Tscharncke, T., 2007. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *J. Appl. Ecol.* 44, 804–812. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01294.x

- Cotes, B., Campos, M., García, P.A., Pascual, F., Ruano, F., 2011. Testing the suitability of insect orders as indicators for olive farming systems. *Agric. For. Entomol.* 13, 357–364. doi:10.1111/j.1461-9563.2011.00526.x
- de Chazal, J., Rounsevell, M.D.A., 2009. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. *Glob. Environ. Change, Traditional Peoples and Climate Change* 19, 306–315. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.09.007
- Delattre, T., Vernon, P., Burel, F., 2013. An agri-environmental scheme enhances butterfly dispersal in European agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 166, 102–109. doi:10.1016/j.agee.2011.06.018
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., Couvet, D., 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 17, 252–261. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00364.x
- Diekötter, T., Wamser, S., Wolters, V., Birkhofer, K., 2010. Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137, 108–112. doi:10.1016/j.agee.2010.01.008
- Donald, P.F., Evans, A.D., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *J. Appl. Ecol.* 43, 209–218. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01146.x
- Döring, T.F., Hiller, A., Wehke, S., Schulte, G., Broll, G., 2003. Biotic indicators of carabid species richness on organically and conventionally managed arable fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 133–139. doi:10.1016/S0167-8809(03)00075-6
- Doxa, A., Paracchini, M.L., Pointereau, P., Devictor, V., Jiguet, F., 2012. Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: The role of High Nature Value farmland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 148, 83–88. doi:10.1016/j.agee.2011.11.020
- Duelli, P., 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agric. Ecosyst. Environ.* 62, 81–91. doi:10.1016/S0167-8809(96)01143-7
- Duelli, P., Obrist, M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 87–98. doi:10.1016/S0167-8809(03)00072-0
- EKLIPSE, 2017. Understanding Farmer Uptake: What measures are most promising to deliver on supporting biodiversity and ecosystem services in the next round of the Common Agricultural Policy (CAP)? [WWW Document]. URL <http://www.eklipse-mechanism.eu/activities> (accessed 11.15.17).
- Ernoul, A., Tremauville, Y., Cellier, D., Margerie, P., Langlois, E., Alard, D., 2006. Potential landscape drivers of biodiversity components in a flood plain: Past or present patterns? *Biol. Conserv.* 127, 1–17. doi:10.1016/j.biocon.2005.07.008
- European Union, 2013. Regulation (EU) No. 1307/2013 of the European Parliament and of the Council of 17 December 2013 Establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy and repealing Council Regulation (EC) No 637/2008 and Council Regulation (EC) No 73/2009, Official Journal of the European Union.
- Feber, R.E., Firbank, L.G., Johnson, P.J., Macdonald, D.W., 1997. The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. *Agric. Ecosyst. Environ.* 64, 133–139. doi:10.1016/S0167-8809(97)00031-5
- Feld, C.K., Martins da Silva, P., Paulo Sousa, J., De Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., Hering, D., Lavorel, S., Mountford, O., Pardo, I., Pärtel, M., Römbke, J., Sandin, L., Bruce Jones, K., Harrison, P., 2009. Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos* 118, 1862–1871. doi:10.1111/j.1600-0706.2009.17860.x
- Gabriel, D., Sait, S.M., Hodgson, J.A., Schmutz, U., Kunin, W.E., Benton, T.G., 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales: Scale matters in organic farming. *Ecol. Lett.* 13, 858–869. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x
- Gonthier, D.J., Ennis, K.K., Farinas, S., Hsieh, H.-Y., Iverson, A.L., Batáry, P., Rudolphi, J., Tscharrntke, T., Cardinale, B.J., Perfecto, I., 2014. Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281. doi:10.1098/rspb.2014.1358

- Guiller, C., Affre, L., Albert, C.H., Tatoni, T., Dumas, E., 2016. How do field margins contribute to the functional connectivity of insect-pollinated plants? *Landsc. Ecol.* 31, 1747–1761. doi:10.1007/s10980-016-0359-9
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R.F.A., Niemelä, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A., Young, J., 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 124, 60–71. doi:10.1016/j.agee.2007.09.005
- Herrando, S., Anton, M., Sardà-Palomera, F., Bota, G., Gregory, R.D., Brotons, L., 2014. Indicators of the impact of land use changes using large-scale bird surveys: Land abandonment in a Mediterranean region. *Ecol. Indic.* 45, 235–244. doi:10.1016/j.ecolind.2014.04.011
- Hervé, M., Albert, C.H., Bondeau, A., 2016. On the importance of taking into account agricultural practices when defining conservation priorities for regional planning. *J. Nat. Conserv.* 33, 76–84. doi:10.1016/j.jnc.2016.08.001
- Herzog, F., Steiner, B., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bukáček, R., De Blust, G., De Cock, R., Dirksen, J., Dormann, C.F., De Filippi, R., Frossard, E., Liira, J., Schmidt, T., Stöckli, R., Thenail, C., van Wingerden, W., Bugter, R., 2006. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *Eur. J. Agron.* 24, 165–181. doi:10.1016/j.eja.2005.07.006
- Hinsley, S., Bellamy, P., 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *J. Environ. Manage.* 60, 33–49. doi:10.1006/jema.2000.0360
- Hobbs, J.E., 2003. Incentives for the Adoption of Good Agricultural Practices (GAPs). Presented at the FAO consultation on Good Agricultural Practices, Rome, p. 33.
- Ingram, J.C., Redford, K.H., Watson, J.E.M., 2012. Applying Ecosystem Services Approaches for Biodiversity Conservation: Benefits and Challenges. *SAPIENS Surv. Perspect. Integrating Environ. Soc.*
- Jat, R.A., Sahrawat, K.L., Kassam, A.H., 2013. Conservation agriculture: global prospects and challenges. CABI, Boston, MA.
- Jepsen, M.R., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K., Verburg, P.H., Haberl, H., Vesterager, J.P., Andrič, M., Antrop, M., Austrheim, G., Björn, I., Bondeau, A., Bürgi, M., Bryson, J., Caspar, G., Cassar, L.F., Conrad, E., Chromý, P., Daugirdas, V., Van Eetvelde, V., Elena-Rosselló, R., Gimmi, U., Izakovicova, Z., Jančák, V., Jansson, U., Kladnik, D., Kozak, J., Konkoly-Gyuró, E., Krausmann, F., Mander, Ü., McDonagh, J., Pärn, J., Niedertscheider, M., Nikodemus, O., Ostapowicz, K., Pérez-Soba, M., Pinto-Correia, T., Ribokas, G., Rounsevell, M., Schistou, D., Schmit, C., Terkenli, T.S., Tretvik, A.M., Trzepak, P., Vadineanu, A., Walz, A., Zhllima, E., Reenberg, A., 2015. Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy* 49, 53–64. doi:10.1016/j.landusepol.2015.07.003
- Jiguet, F., 2008. Suivi Temporel des Oiseaux Communs. Bilan 2007 pour la France. *Ornithos* 73–83.
- Juvénal, T., 2013. Mise en place d'un Observatoire Agricole de la Biodiversité en Pays d'Aix - Establishment of an agricultural biodiversity observatory. *Nat. Provence - Rev. CEN PACA* 115–120.
- Kadoya, T., Washitani, I., 2011. The Satoyama Index: A biodiversity indicator for agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140, 20–26. doi:10.1016/j.agee.2010.11.007
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tscharnkte, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol. Lett.* 9, 243–254. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00869.x
- Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *J. Appl. Ecol.* 40, 947–969. doi:10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x

- Krewenka, K.M., Holzschuh, A., Tschardtke, T., Dormann, C.F., 2011. Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. *Biol. Conserv.* 144, 1816–1825. doi:10.1016/j.biocon.2011.03.014
- Kuemmerle, T., Levers, C., Erb, K., Estel, S., Jepsen, M.R., Daniel Müller, Plutzer, C., Stürck, J., Verkerk, P.J., Verburg, P.H., Reenberg, A., 2016. Hotspots of land use change in Europe. *Environ. Res. Lett.* 11, 064020. doi:10.1088/1748-9326/11/6/064020
- Lamarque, P., Tappeiner, U., Turner, C., Steinbacher, M., Bardgett, R.D., Szukics, U., Schermer, M., Lavorel, S., 2011. Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Reg. Environ. Change* 11, 791–804.
- Lockie, S., Lyons, K., Lawrence, G., Mummary, K., 2002. Eating “Green”: Motivations behind organic food consumption in Australia. *Sociol. Rural.* 42, 23–40. doi:10.1111/1467-9523.00200
- Lugnot, M., Martin, G., 2013. Biodiversity provides ecosystem services: scientific results versus stakeholders’ knowledge. *Reg. Environ. Change* 13, 1145–1155. doi:10.1007/s10113-013-0426-6
- Médail, F., Quézel, P., 1997. Hot-Spots Analysis for Conservation of Plant Biodiversity in the Mediterranean Basin. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 84, 112–127. doi:10.2307/2399957
- Moonen, A.-C., Bàrberi, P., 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 127, 7–21. doi:10.1016/j.agee.2008.02.013
- Morelli, F., Jerzak, L., Tryjanowski, P., 2014. Birds as useful indicators of high nature value (HNV) farmland in Central Italy. *Ecol. Indic.* 38, 236–242. doi:10.1016/j.ecolind.2013.11.016
- Morin, A., 2006. Intensive use of factorial correspondence analysis for text mining: application with statistical education publications. Presented at the ICOTS-7 (International Conference on Teaching Statistics), Salvador, Bahia, Brazil.
- Park, K.J., 2015. Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: Bats and their potential role as bioindicators. *Mamm. Biol. - Z. Für Säugetierkd.* 80, 191–204. doi:10.1016/j.mambio.2014.10.004
- Pe’er, G., Lakner, S., Müller, R., Passoni, G., Bontzorlos, V., Clough, D., Moreira, F., Azam, C., Berger, J., Bezak, P., Bonn, A., Hansjürgens, B., Hartmann, L., Kleemann, J., Lomba, A., Sahrbacher, A., Schindler, S., Schleyer, C., Schmidt, J., Schüler, S., Sirami, C., von Meyer-Höfer, M., Zinngrebe, Y., 2017. Is the CAP Fit for purpose? An evidence-based fitness-check assessment.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarrés, J.F., Araújo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W.L., Chini, L., Cooper, H.D., Gilman, E.L., Guénette, S., Hurtt, G.C., Huntington, H.P., Mace, G.M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R.J., Sumaila, U.R., Walpole, M., 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science* 330, 1496–1501. doi:10.1126/science.1196624
- Pointereau, P., Paracchini, M.L., Terres, J.M., Jiguet, F., Bas, Y., Biala, K., 2007. Identification of high nature value farmland in France through statistical information and farm practice surveys (No. Report-EUR 22786 EN). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Potts, G.R., Firbank, L.G., Carter, N., Darbyshire, J.F. (Eds.), 1991. The environmental and ecological importance of cereal fields, in: *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Blackwell Scientific Publications, Oxford ; Boston, pp. 3–21.
- Prior, L., 2003. Belief, knowledge and expertise: the emergence of the lay expert in medical sociology. *Sociol. Health Illn.* 25, 41–57. doi:10.1111/1467-9566.00339
- Santana, J., Reino, L., Stoate, C., Borralho, R., Carvalho, C.R., Schindler, S., Moreira, F., Bugalho, M.N., Ribeiro, P.F., Santos, J.L., Vaz, A., Morgado, R., Porto, M., Beja, P., 2013. Mixed effects of long-term conservation investment in Natura 2000 farmland. *Conserv. Lett.* n/a–n/a. doi:10.1111/conl.12077
- Sistla, S.A., Roddy, A.B., Williams, N.E., Kramer, D.B., Stevens, K., Allison, S.D., 2016. Agroforestry Practices Promote Biodiversity and Natural Resource Diversity in Atlantic Nicaragua. *PLOS ONE* 11, e0162529. doi:10.1371/journal.pone.0162529

- Smith, P., Gregory, P.J., van Vuuren, D., Obersteiner, M., Havlík, P., Rounsevell, M., Woods, J., Stehfest, E., Bellarby, J., 2010. Competition for land. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 365, 2941–2957. doi:10.1098/rstb.2010.0127
- SRCE PACA, 2014. Diagnostic & Plan d'action stratégique.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzog, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L., Ramwell, C., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *J. Environ. Manage.* 91, 22–46. doi:10.1016/j.jenvman.2009.07.005
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., Snoo, G.R. de, Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *J. Environ. Manage.* 63, 337–365. doi:10.1006/jema.2001.0473
- Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J.-B., Regos, A., Geijzendorffer, I.R., Cramer, W., Verburg, P.H., Brotons, L., 2016. Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Glob. Change Biol.* 22, 2505–2515. doi:10.1111/gcb.13272
- Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G., Plieninger, T., 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 230, 150–161. doi:10.1016/j.agee.2016.06.002
- Trichard, A., Alignier, A., Biju-Duval, L., Petit, S., 2013. The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic Appl. Ecol.* 14, 235–245. doi:10.1016/j.baae.2013.02.002
- Watling, J.I., Nowakowski, A.J., Donnelly, M.A., Orrock, J.L., 2011. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20, 209–217. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00586.x
- Winqvist, C., Bengtsson, J., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L.W., Eggers, S., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Liira, J., Pärt, T., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W.W., Bommarco, R., 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *J. Appl. Ecol.* 48, 570–579. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x
- Zeder, M.A., 2008. Domestication and early agriculture in the Mediterranean Basin: Origins, diffusion, and impact. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105, 11597–11604. doi:10.1073/pnas.0801317105
- Zuber, S.M., Villamil, M.B., 2016. Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biol. Biochem.* 97, 176–187. doi:10.1016/j.soilbio.2016.03.011

Supplementary Material

Reference	Taxa	Scale
Andersson, G.K.S. <i>et al.</i> (2013) Landscape heterogeneity and farming practice alter the species composition and taxonomic breadth of pollinator communities. <i>Basic and Applied Ecology</i> , 14 , 540–546.	Arthropods (pollinators)	Global
Armengot, L. <i>et al.</i> (2012) The β -diversity of arable weed communities on organic and conventional cereal farms in two contrasting regions. <i>Applied Vegetation Science</i> , 15 , 571–579.	Plants	Global
Armengot, L. <i>et al.</i> (2011) Landscape and land-use effects on weed flora in Mediterranean cereal fields. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 142 , 311–317.	Plants	Mediterranean
Arndorfer, M. <i>et al.</i> (2012) “Management indicators” in <i>Biodiversity indicators for European Farming Systems - A Guidebook</i> , Herzog, F. <i>et al.</i> pp. 71–78. ART-Schriftenreihe, Confédération Suisse.	Arthropods (pollinators), plants	Global, Mediterranean
Aviron, S. <i>et al.</i> (2007) Effects of agri-environmental measures, site and landscape conditions on butterfly diversity of Swiss grassland. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 122 , 295–304.	Arthropods (pollinators)	Global
Balázs, K. <i>et al.</i> (2012) “Farmland indicators in Europe” in <i>Biodiversity indicators for European Farming Systems - A Guidebook</i> , Herzog, F. <i>et al.</i> pp. 15–24. ART-Schriftenreihe, Confédération Suisse.	Birds	Global, Mediterranean
Báldi, A. <i>et al.</i> (1997) Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 66 , 121–129.	Arthropods	Global
Bassa, M. <i>et al.</i> (2011) Effects of farming management and landscape heterogeneity on plant species composition of Mediterranean field boundaries. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 141 , 455–460.	Plants	Mediterranean
Bassa, M. <i>et al.</i> (2012) Vegetation patchiness of field boundaries in the Mediterranean region: The effect of farming management and the surrounding landscape analysed at multiple spatial scales. <i>Landscape and Urban Planning</i> , 106 , 35–43.	Plants	Mediterranean
Batáry, P. <i>et al.</i> (2012) Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 146 , 130–136.	Arthropods (beetles), Plants	Global
Bengtsson, J. <i>et al.</i> (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis: Organic agriculture, biodiversity and abundance. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 42 , 261–269.	Birds, Arthropods (beetles), Plants	Global
Bennett, A.F. <i>et al.</i> (2006) Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. <i>Biological Conservation</i> , 133 , 250–264.	Birds, Arthropods (beetles, pollinators), Mammals, Herptiles	Global, Mediterranean
Benton, T.G. <i>et al.</i> (2002) Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 39 , 673–687.	Birds, Plants	Global
Benton, T. G. <i>et al.</i> (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? <i>Trends in Ecology & Evolution</i> , 18 , 182–188.	Birds, Arthropods (pollinators, spiders)	Global
Billeter, R. <i>et al.</i> (2008) Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 45 , 141–150.	Birds, Arthropods (pollinators), Plants	Global
Bouvier, J.-C. <i>et al.</i> (2005) Effects of apple orchard management strategies on the great tit (<i>Parus major</i>) in southeastern France. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , 24 , 2846–2852.	Birds	Mediterranean
Bouvier, J.-C. <i>et al.</i> (2011) Apple orchard pest control strategies affect bird communities in southeastern France. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , 30 , 212–219.	Birds	Mediterranean
Brittain, C. <i>et al.</i> (2010) Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. <i>Biological Conservation</i> , 143 , 1860–1867.	Arthropods (pollinators)	Mediterranean
Büchs, W. (2003) Biodiversity and agri-environmental indicators—general scopes and skills with special reference to the habitat level. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 98 , 35–78.	Birds, Plants, Arthropods (beetles, pollinators)	Global
Büchs, W. (2003) Biodiversity, the ultimate agri-environmental indicator? Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 98 , 99–123.	Arthropods	Global
Cardador, L. <i>et al.</i> (2011) Can intensive agricultural landscapes favour some raptor species? The Marsh harrier in north-eastern Spain. <i>Animal Conservation</i> , 14 , 382–390.	Birds	Mediterranean
Chaplin-Kramer, R. <i>et al.</i> (2013) Detecting pest control services across spatial and temporal scales. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 181 , 206–212.	Arthropods	Global
Chateil, C. <i>et al.</i> (2013) Crop genetic diversity benefits farmland biodiversity in cultivated fields. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 171 , 25–32.	Arthropods (beetles), Plants	Global
Chiatante, G. <i>et al.</i> (2013) Spatially explicit conservation issues for threatened bird species in Mediterranean farmland landscapes. <i>Journal for Nature Conservation</i> , 22 , 103–112.	Birds	Mediterranean
Chiron, F. <i>et al.</i> (2010) Effects of non-cropped landscape diversity on spatial dynamics of farmland birds in intensive farming systems. <i>Biological Conservation</i> , 143 , 2609–2616.	Birds	Mediterranean

Clough, Y. <i>et al.</i> (2007) Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 44 , 804–812.	Arthropods (beetles, Global pollinators), Plants
Clough, Y. <i>et al.</i> (2007) Organic versus conventional arable farming systems: Functional grouping helps understand staphylinid response. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 118 , 285–290.	Arthropods (beetles) Global
Cohen, M. <i>et al.</i> (2015) What is the plant biodiversity in a cultural landscape? A comparative, multi-scale and interdisciplinary study in olive groves and vineyards (Mediterranean France). <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 212 , 175–186.	Plants Mediterranean
Concepción, E.D. <i>et al.</i> (2008) Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. <i>Landscape Ecology</i> , 23 , 135–148.	Birds, Arthropods, Plants Mediterranean
Concepción, E.D. <i>et al.</i> (2012) Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 49 , 695–705.	Arthropods Global
Corbacho, C. <i>et al.</i> (2003) Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 95 , 495–507.	Birds, Plants Mediterranean
Cotes, B. <i>et al.</i> (2011) Testing the suitability of insect orders as indicators for olive farming systems. <i>Agricultural and Forest Entomology</i> , 13 , 357–364.	Arthropods (beetles) Mediterranean
Crowder, D.W. & Jabbour, R. (2013) Relationships between biodiversity and biological control in agroecosystems: Current status and future challenges. <i>Biological Control</i> .	Birds, Arthropods, Plants, Global Mammals, Herptiles
Dauber, J. <i>et al.</i> (2003) Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 98 , 321–329.	Arthropods (pollinators), Plants Global
Debras, J.-F. <i>et al.</i> (2006) Discrimination between agricultural management and the hedge effect in pear orchards (south-eastern France). <i>Annals of Applied Biology</i> , 149 , 347–355.	Arthropods Mediterranean
Delattre, T. <i>et al.</i> (2013) An agri-environmental scheme enhances butterfly dispersal in European agricultural landscapes. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 166 , 102–109.	Arthropods (pollinators) Global
Devictor, V. & Jiguet, F. (2007) Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 120 , 179–184.	Birds Mediterranean
Devictor, V. <i>et al.</i> (2008) Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. <i>Global Ecology and Biogeography</i> , 17 , 252–261.	Birds Mediterranean
Di Giulio, M. <i>et al.</i> (2001) Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 38 , 310–319.	Arthropods Global
Dib, H. <i>et al.</i> (2012) Entomological and functional role of floral strips in an organic apple orchard: Hymenopteran parasitoids as a case study. <i>Journal of Insect Conservation</i> , 16 , 315–318.	Arthropods (auxiliaries) Mediterranean
Diekötter, T. <i>et al.</i> (2010) Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 137 , 108–112.	Arthropods (beetles) Global
Donald, P.F. <i>et al.</i> (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. <i>Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences</i> , 268 , 25–29.	Birds Global
Donald, P.F. & Evans, A.D. (2006) Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 43 , 209–218.	Arthropods (pollinators) Global
Döring, T.F. <i>et al.</i> (2003) Biotic indicators of carabid species richness on organically and conventionally managed arable fields. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 98 , 133–139.	Arthropods (beetles) Global
Doxa, A. <i>et al.</i> (2010) Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 47 , 1348–1356.	Birds Mediterranean
Doxa, A. <i>et al.</i> (2012) Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: The role of High Nature Value farmland. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 148 , 83–88.	Birds Mediterranean
Duflot, R. <i>et al.</i> (2014) Landscape heterogeneity as an ecological filter of species traits. <i>Acta Oecologica</i> , 56 , 19–26.	Arthropods (beetles), Plants Global
Eggers, S. <i>et al.</i> (2011) Autumn-sowing of cereals reduces breeding bird numbers in a heterogeneous agricultural landscape. <i>Biological Conservation</i> , 144 , 1137–1144.	Birds Global
Ernoul, A. <i>et al.</i> (2006) Potential landscape drivers of biodiversity components in a flood plain: Past or present patterns? <i>Biological Conservation</i> , 127 , 1–17.	Birds, Plants Global
Fargue-Lelièvre, A. <i>et al.</i> (2011) Integrating farming techniques in an ecological matrix model: Implementation on the primrose (<i>Primula vulgaris</i>). <i>Ecological Modelling</i> , 222 , 1002–1015.	Plants Global
Feber, R.E. <i>et al.</i> (1997) The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 64 , 133–139.	Arthropods (pollinators) Global
Le Féon, V. <i>et al.</i> (2010) Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 137 , 143–150.	Arthropods (pollinators) Global
Le Féon, V. <i>et al.</i> (2013) Solitary bee abundance and species richness in dynamic agricultural landscapes. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 166 , 94–101.	Arthropods (pollinators) Global
Fischer, C. <i>et al.</i> (2011) Mixed effects of landscape complexity and farming practice on weed seed removal. <i>Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics</i> , 13 , 297–303.	Mammals Global
Freemark, K.E., Boutin, C. & Keddy, C.J. (2002) Importance of Farmland Habitats for Conservation of Plant Species. <i>Conservation Biology</i> , 16 , 399–412.	Plants Global
Fuller, R.J. <i>et al.</i> (2005) Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. <i>Biology Letters</i> , 1 , 431–434.	Birds, Arthropods (beetles), Plants, Mammals Global

Chapitre I

Gabriel, D. <i>et al.</i> (2010) Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales: Scale matters in organic farming. <i>Ecology Letters</i> , 13 , 858–869.	Birds, Arthropods (pollinators), Plants	Global
Gabriel, D. <i>et al.</i> (2013) Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 50 , 355–364.	Birds, Arthropods (pollinators), Plants	Global
Gibson, R.H. <i>et al.</i> (2007) Plant diversity and land use under organic and conventional agriculture: a whole-farm approach: Whole-farm diversity in different systems. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 44 , 792–803.	Plants	Global
González-Estébanez, F.J. <i>et al.</i> (2011) Effects of irrigation and landscape heterogeneity on butterfly diversity in Mediterranean farmlands. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 144 , 262–270.	Arthropods (pollinators)	Mediterranean
Guerrero, I. <i>et al.</i> (2010) Influence of agricultural factors on weed, carabid and bird richness in a Mediterranean cereal cropping system. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 138 , 103–108.	Birds, Arthropods (beetles), Plants	Mediterranean
Guiller, C., Affre, L., Albert, C.H., Tatoni, T. & Dumas, E. (2016) How do field margins contribute to the functional connectivity of insect-pollinated plants? <i>Landscape Ecology</i> , 31 , 1747–1761.	Plants	Mediterranean
Gusmeroli, F. <i>et al.</i> (2012) Effects of ecological, landscape and management factors on plant species composition, biodiversity and forage value in Alpine meadows. <i>Grass and Forage Science</i> , 68 , 437–447.	Plants	Mediterranean
Heikkinen, R.K. <i>et al.</i> (2004) Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural–forest mosaic. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 41 , 824–835.	Birds	Global
Hendrickx, F. <i>et al.</i> (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 44 , 340–351.	Arthropods (beetles, pollinators)	Global
Herrando, S. <i>et al.</i> (2014) Indicators of the impact of land use changes using large-scale bird surveys: Land abandonment in a Mediterranean region. <i>Ecological Indicators</i> , 45 , 235–244.	Birds	Mediterranean
Hinsley, S.A. & Bellamy, P.E. (2000) The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. <i>Journal of Environmental Management</i> , 60 , 33–49.	Birds	Global
Hiron, M. <i>et al.</i> (2013) Bird diversity relates to agri-environment schemes at local and landscape level in intensive farmland. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 176 , 9–16.	Birds	Global
Hodgson, J.A. <i>et al.</i> (2010) Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. <i>Ecology Letters</i> , 13 , 1358–1367.	Arthropods (pollinators)	Global
Hole, D.G. <i>et al.</i> (2005) Does organic farming benefit biodiversity? <i>Biological Conservation</i> , 122 , 113–130.	Birds, Arthropods (beetles, pollinators), Plants, Mammals	Global
Holzschuh, A. <i>et al.</i> (2010) How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? <i>Journal of Animal Ecology</i> , 79 , 491–500.	Arthropods (pollinators)	Global
Humbert, J.-Y. <i>et al.</i> (2009) Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 130 , 1–8.	Plants, Birds, Arthropods, Mammals, Herptiles	Global
Jeanneret, P. <i>et al.</i> (2003) Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 98 , 311–320.	Arthropods (beetles, pollinators)	Global
Jeanneret, P. <i>et al.</i> (2012) “Species diversity indicators” in <i>Biodiversity indicators for European Farming Systems - A Guidebook</i> , Herzog, F. <i>et al.</i> pp. 51–63. ART-Schriftenreihe, Confédération Suisse.	Arthropods (pollinators), Plants	Global
Jeanneret, P. <i>et al.</i> (2014) An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. <i>Ecological Indicators</i> , 46 , 224–231.	Fauna & Flora	Global
Jerez-Valle, C., García, P.A., Campos, M. & Pascual, F. (2014) A simple bioindication method to discriminate olive orchard management types using the soil arthropod fauna. <i>Applied Soil Ecology</i> , 76 , 42–51.	Arthropods	Mediterranean
Kadoya, T. & Washitani, I. (2011) The Satoyama Index: A biodiversity indicator for agricultural landscapes. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 140 , 20–26.	Birds, Arthropods, Herptiles	Global
Kleijn, D. & Sutherland, W.J. (2003) How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? <i>Journal of Applied Ecology</i> , 40 , 947–969.	Birds, Arthropods, Plants, Mammals	Global
Kleijn, D. <i>et al.</i> (2006) Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. <i>Ecology Letters</i> , 9 , 243–254.	Birds, Arthropods (pollinators), Plants	Global
Kremen, C. <i>et al.</i> (2002) Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i> , 99 , 16812–16816.	Arthropods (pollinators)	Global
Krewenka, K.M. <i>et al.</i> (2011) Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. <i>Biological Conservation</i> , 144 , 1816–1825.	Arthropods (pollinators)	Global
Kuussaari, M. <i>et al.</i> (2007) Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 122 , 366–376.	Arthropods (pollinators)	Global
Laan, R. <i>et al.</i> (1990) Effects of pool size and isolation on amphibian communities. <i>Biological Conservation</i> , 54 , 251–262.	Herptiles	Global

Littlewood, N.A. <i>et al.</i> (2012) Science into practice - how can fundamental science contribute to better management of grasslands for invertebrates? Grassland invertebrate conservation. <i>Insect Conservation and Diversity</i> , 5 , 1–8.	Arthropods	Global
Lüscher, G. <i>et al.</i> (2014) Responses of plants, earthworms, spiders and bees to geographic location, agricultural management and surrounding landscape in European arable fields. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 186 , 124–134.	Arthropods (pollinators), Plants	Global
Ma, M. <i>et al.</i> (2013) Impacts of edge density of field patches on plant species richness and community turnover among margin habitats in agricultural landscapes. <i>Ecological Indicators</i> , 31 , 25–34.	Plants	Global
Maalouly, M. <i>et al.</i> (2013) Codling moth parasitism is affected by semi-natural habitats and agricultural practices at orchard and landscape levels. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 169 , 33–42.	Arthropods	Mediterranean
Malagnoux, L. <i>et al.</i> (2015) Management strategies in apple orchards influence earwig community. <i>Chemosphere</i> , 124 , 156–162.	Arthropods (auxiliaries)	Mediterranean
Marini, L. <i>et al.</i> (2011) Mitigating the impacts of the decline of traditional farming on mountain landscapes and biodiversity: a case study in the European Alps. <i>Environmental Science & Policy</i> , 14 , 258–267.	Arthropods (pollinators), Plants	Mediterranean
Marja, R. <i>et al.</i> (2014) Environmentally friendly management as an intermediate strategy between organic and conventional agriculture to support biodiversity. <i>Biological Conservation</i> , 178 , 146–154.	Plants, Arthropods, Birds	Global
Marshall, E.J.P. & Arnold, G.M. (1995) Factors affecting field weed and field margin flora on a farm in Essex, UK. <i>Landscape and Urban Planning</i> , 31 , 205–216.	Plants	Global
Marshall, E.J.P. <i>et al.</i> (2006) Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 113 , 36–44.	Birds, Arthropods (beetles, pollinators), Plants	Global
McMahon, B.J. <i>et al.</i> (2012) Different bioindicators measured at different spatial scales vary in their response to agricultural intensity. <i>Ecological Indicators</i> , 18 , 676–683.	Birds, Arthropods, Plants	Global
Melnichuk, N. <i>et al.</i> (2003) Abundance and diversity of Carabidae (Coleoptera) in different farming systems. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 95 , 69–72.	Arthropods (beetles)	Global
Meyer-Aurich, A. <i>et al.</i> (2003) Consideration of biotic nature conservation targets in agricultural land use - a case study from the Biosphere Reserve Schorfheide-Chorin. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 98 , 529–539.	Birds, Herptiles	Global
Millán de la Peña, N. <i>et al.</i> (2003) Landscape context and carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) communities of hedgerows in western France. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 94 , 59–72.	Arthropods (beetles)	Global
De la Montaña, E. <i>et al.</i> (2011) Conservation planning of vertebrate diversity in a Mediterranean agricultural-dominant landscape. <i>Biological Conservation</i> , 144 , 2468–2478.	Birds, Mammals, Herptiles	Mediterranean
Moreby, S. J. <i>et al.</i> (1999) Influence of autumn applied herbicides on summer and autumn food available to birds in winter wheat fields in southern England. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 72 , 285–297.	Plants, Arthropods	Global
Morelli, F. <i>et al.</i> (2014) Birds as useful indicators of high nature value (HVN) farmland in Central Italy. <i>Ecological Indicators</i> , 38 , 236–242.	Birds	Mediterranean
Mouysset, L., Doyen, L. & Jiguet, F. (2012) Different policy scenarios to promote various targets of biodiversity. <i>Ecological Indicators</i> , 14 , 209–221.	Birds	Mediterranean
Mueller, C. <i>et al.</i> (2014) Comparing direct land use impacts on biodiversity of conventional and organic milk—based on a Swedish case study. <i>The International Journal of Life Cycle Assessment</i> , 19 , 52–68.	Plants	Global
Orłowski, G. (2005) Endangered and declining bird species of abandoned farmland in south-western Poland. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 111 , 231–236.	Birds	Global
Overmars, K.P. <i>et al.</i> (2014) Developing a methodology for a species-based and spatially explicit indicator for biodiversity on agricultural land in the EU. <i>Ecological Indicators</i> , 37 , Part A, 186–198.	Birds, Plants, Mammals, Herptiles	Global
Pino, J. <i>et al.</i> (2000) Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. <i>Landscape and Urban Planning</i> , 49 , 35–48.	Birds	Mediterranean
Pita, R. <i>et al.</i> (2009) Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 132 , 57–65.	Mammals	Mediterranean
Pocock, M.J.O. & Jennings, N. (2008) Testing biotic indicator taxa: the sensitivity of insectivorous mammals and their prey to the intensification of lowland agriculture. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 45 , 151–160.	Arthropods (beetles), Mammals	Global
Ponce, C. <i>et al.</i> (2011) Effects of organic farming on plant and arthropod communities: A case study in Mediterranean dryland cereal. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 141 , 193–201.	Arthropods (beetles)	Mediterranean
Potts, S.G. <i>et al.</i> (2006) Plant-pollinator biodiversity and pollination services in a complex Mediterranean landscape. <i>Biological Conservation</i> , 129 , 519–529.	Arthropods (pollinators), Plants	Mediterranean
Prieto-Benítez, S. <i>et al.</i> (2011) Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae): A meta-analysis. <i>Biological Conservation</i> , 144 , 683–691.	Arthropods	Global
Purtauf, T. <i>et al.</i> (2005) Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 108 , 165–174.	Arthropods (beetles)	Global

Chapitre I

Rey Benayas, J.M. <i>et al.</i> (2008) Creating Woodland Islets to Reconcile Ecological Restoration, Conservation, and Agricultural Land Use. <i>Frontiers in Ecology and the Environment</i> , 6 , 329–336.	Plants	Mediterranean
Ribeiro, R. <i>et al.</i> (2009) Biodiversity and Land uses at a regional scale: Is agriculture the biggest threat for reptile assemblages? <i>Acta Oecologica</i> , 35 , 327–334.	Herptiles	Mediterranean
Ricci, B. <i>et al.</i> (2011) Effects of hedgerow characteristics on intra-orchard distribution of larval codling moth. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 140 , 395–400.	Arthropods	Mediterranean
Roschewitz, I. <i>et al.</i> (2005) The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 42 , 873–882.	Plants	Global
Ruano, F. <i>et al.</i> (2004) Use of arthropods for the evaluation of the olive-orchard management regimes. <i>Agricultural and Forest Entomology</i> , 6 , 111–120.	Arthropods (beetles, pollinators)	Mediterranean
Rundlöf, M. <i>et al.</i> (2008) Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 45 , 813–820.	Arthropods (pollinators)	Global
Santana, J. <i>et al.</i> (2013) Mixed effects of long-term conservation investment in Natura 2000 farmland. <i>Conservation Letters</i>	Birds	Mediterranean
Söderström, B. & Pärt, T. (2000) Influence of Landscape Scale on Farmland Birds Breeding in Semi-Natural Pastures. <i>Conservation Biology</i> , 14 , 522–533.	Birds	Global
Sokos, C.K. <i>et al.</i> (2013) Farming and wildlife in Mediterranean agroecosystems. <i>Journal for Nature Conservation</i> , 21 , 81–92.	Birds, Arthropods, Mammals	Mediterranean
Solé-Senan, X.O. <i>et al.</i> (2014) Plant diversity in Mediterranean cereal fields: Unraveling the effect of landscape complexity on rare arable plants. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 185 , 221–230.	Plants	Mediterranean
Staley, J.T. <i>et al.</i> (2013) Changes in hedgerow floral diversity over 70 years in an English rural landscape, and the impacts of management. <i>Biological Conservation</i> , 167 , 97–105.	Plants	Global
Sullivan, T.P. <i>et al.</i> (2012) Abundance and diversity of small mammals in response to various linear habitats in semi-arid agricultural landscapes. <i>Journal of Arid Environments</i> , 83 , 54–61.	Plants, Mammals	Global
Tanadini, M. <i>et al.</i> (2012) Maintenance of biodiversity in vineyard-dominated landscapes: a case study on larval salamanders (eds T Garner and LP Koh). <i>Animal Conservation</i> , 15 , 136–141.	Herptiles	Global
Toivonen, M., Herzon, I. & Kuussaari, M. (2015) Differing effects of fallow type and landscape structure on the occurrence of plants, pollinators and birds on environmental fallows in Finland. <i>Biological Conservation</i> , 181 , 36–43.	Plants, Arthropods, Birds	Global
Trichard, A. <i>et al.</i> (2013) The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. <i>Basic and Applied Ecology</i> , 14 , 235–245.	Arthropods (beetles)	Mediterranean
Tuck, S.L. <i>et al.</i> (2014) Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 51 , 746–755.	Birds, Arthropods (pollinators), Plants	Global
Verhulst, J. <i>et al.</i> (2004) Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 104 , 465–473.	Birds	Global
Watling, J.I. <i>et al.</i> (2011) Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. <i>Global Ecology and Biogeography</i> , 20 , 209–217.	Birds, Arthropods, Mammals, Herptiles	Global
Wilson, J. D. <i>et al.</i> (1999) A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 75 , 13–30.	Plants, Arthropods	Global
Wilson, W. L. <i>et al.</i> (2003) Prediction of plant diversity response to land-use change on Scottish agricultural land. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 94 , 249–263.	Plants	Global
Winqvist, C. <i>et al.</i> (2011) Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 48 , 570–579.	Birds, Arthropods (beetles), Plants	Global
Wolff, A. <i>et al.</i> (2001) The benefits of extensive agriculture to birds: the case of the little bustard. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 38 , 963–975	Birds	Mediterranean
Wretenberg, J. <i>et al.</i> (2010) Changes in local species richness of farmland birds in relation to land-use changes and landscape structure. <i>Biological Conservation</i> , 143 , 375–381.	Birds	Global
Zamora, J. <i>et al.</i> (2007) Species richness in Mediterranean agroecosystems: Spatial and temporal analysis for biodiversity conservation. <i>Biological Conservation</i> , 134 , 113–121	Arthropods (beetles)	Mediterranean
Zimmermann, P. <i>et al.</i> (2010) Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. <i>Agriculture, Ecosystems & Environment</i> , 139 , 13–22.	Plants	Global

Table S1: list of publications used for identify practices in scientific literature.

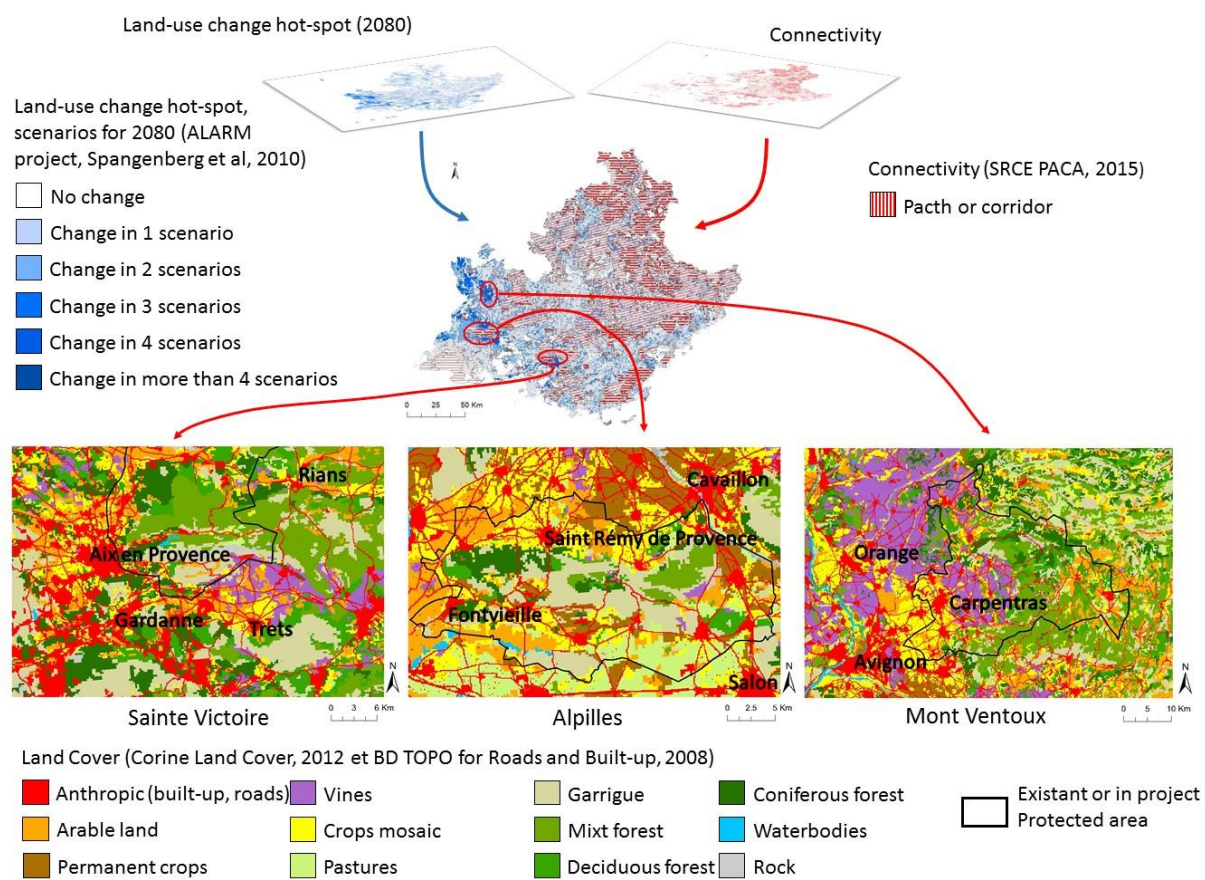


Figure S1: Sites for stakeholders' interviews.

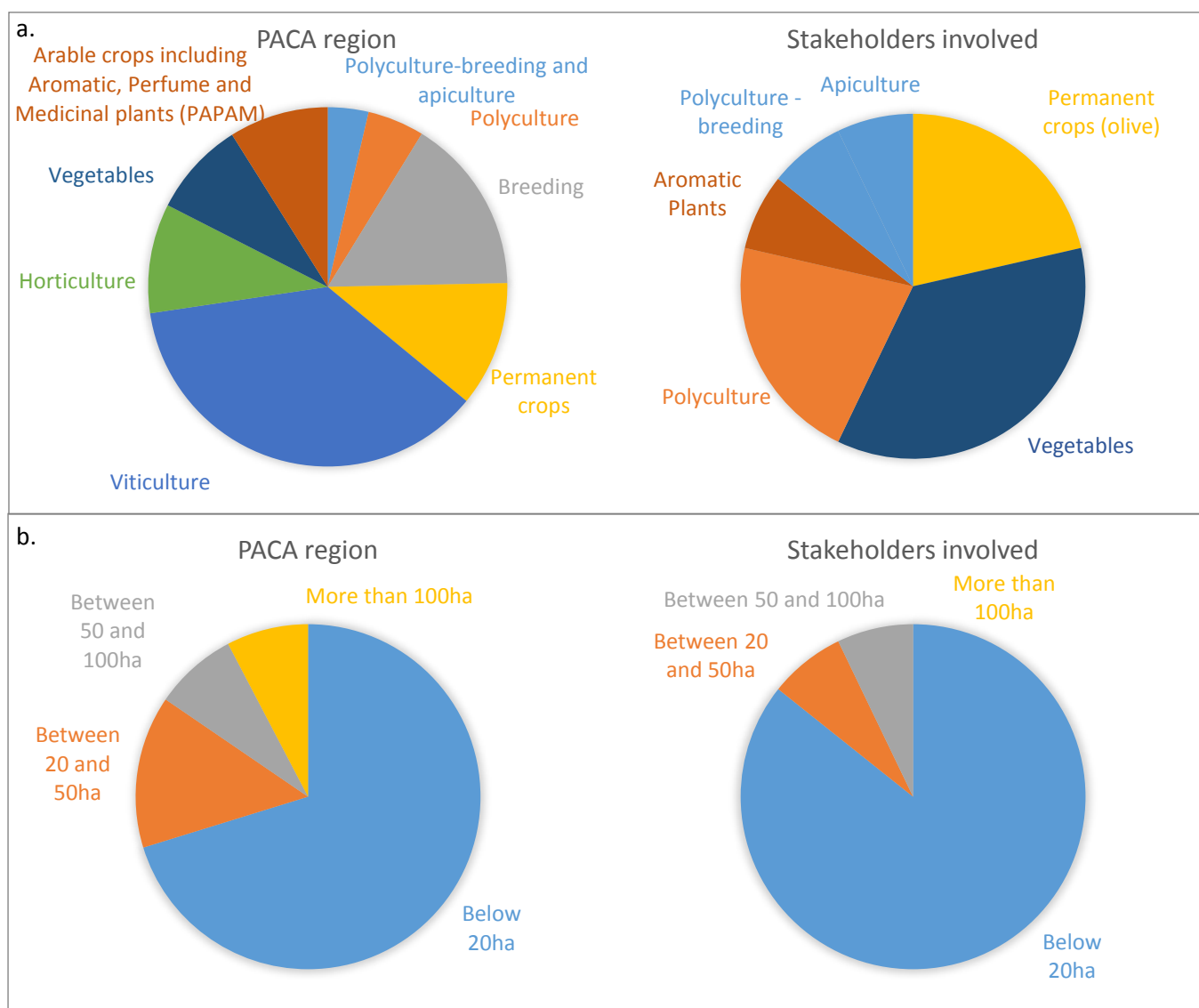


Figure S2: Characteristic of Farms in the PACA region (2010) and in the sampling: a. Proportion of production types, b. Proportion of farms depending on their sizes (Utilized Agricultural Land, ha).

Title	Author and year of edition
Agriculture et biodiversité, une histoire intime.	Etude Agrifaune Sault Monieux, 2013
Les haies sont utiles à mes vignes et à la biodiversité : exemple du Vaucluse.	Chambre d'agriculture du Vaucluse, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Fédération régionale des chasseurs Languedoc Roussillon, 2013
PCAE: Plan de compétitivité et d'adaptation des exploitations.	Chambre d'agriculture du Vaucluse, 2017
Protection biologique et raisonnée des Oliviers	AFIDOL, 2015
Cahier de l'Oléiculteur	AFIDOL, 2017
Quand les cultures riment avec Nature	Parc Naturel Régional des Alpilles, 2014
Vers l'Agroécologie - Paysages et biodiversité - Comment préserver ou aménager des Zones Ecologiques Réservoir dans le vignoble ? Bilan de 10 années d'expérimentation	Chambre d'agriculture du Vaucluse, 2015
Principes et éléments clés de la biodiversité fonctionnelle pour la régulation des bioagresseurs agricoles : Réussir l'Agroécologie en région méditerranéenne	Franck et Lavigne, 2015
Adaptation des pratiques	CIVAM Oasis Champagne Ardenne, 2013
Quels dispositifs, bandes fleuries et plantes-relais, pour améliorer la régulation naturelle du puceron <i>Aphis gossypii</i> en culture de melon ?	Ginez et al, 2015
Utiliser mieux et moins les produits phytosanitaire en arboriculture par le levier des techniques d'application	Verpont et al, 2016
Recherches pour définir des leviers de gestion de la biodiversité améliorants le contrôle biologique des ravageurs en vergers de pommiers	Franck et al, 2015

Table S2: List of technical reports used

Have (to)	Biodiversity*	Tall	Thing	Place
Term	True	Come (to)	Put (to)	Disease
Talk (to)	Problem	Long-term	Much	Necessarily
Work (to)	Take (to)	Bet (to)	Something	Particular
Interest (to)	Use (to)	Time	That is	Propose (to)
Interest	Really	Some	Year	Wait (to)
Important	Side	Land	Bring (to)	Find (to)
Small	Pass (to)	Level	Develop (to)	Case
See (to)	Install (to)	Call (to)	Intervention	Someone
Olive trees	Day	Trap	Impact	Example
Word	Leave (to)	Channel	Approach	Close (to)
Try (to)	Part	Intervene (to)	Project	Function
Definition	Job	Plot	Through	
View	Start	Allow (to)	Rather	

Table S3: Neutralized words for the analyses in Iramuteq. *Biodiversity is neutralized only for the question 2. Verbs include conjugated forms and nouns plural forms.

General Term	Grouped words	General Term	Grouped words
Olive cultivation	Olive cultivation olive oil grower(s) olive	Nature	Nature Natural Environment
Flora	Flora Plant(s) Flower(s)	Pest	Aphid(s) Colorado beetle(s) Fly(ies)
Fauna	fauna Animal(s)		Pest(s) Vole(s)
Soil	Soil Land	Tree	Pine Tree
Agriculture	Agriculture Agricultural	Pastoralism	Pastoral Pastoralism
Auxiliary	Pollinator(s) Ladybird Auxiliary(ies) Bee(s) Viper Bird(s)	Personnal_convictions	Personnal_convictions Personnal_motivations
		Family	Brother Parent
Economy	Economic Buy	Marketting	Market Sell

Table S4: Modification of lexicon used for text analysis in Iramuteq

Principal verbs	Additional verbs
Preserve	Put
Sow	Leave
Try	Go
Understand	Make
Accompany	Wish
Form	Come
Know	Work
Follow	See
	Have
	Pass
	Use
	Interest
	Return
	Allow
	Close
	Lead
	Take
	Link
	Begin
	Ask
	Give

Table S5: Classification of verbs for the FCA in Iramuteq.

Variable	Number of paper	
	Global scale	Mediterranean scale
Organic agriculture	28	11
Edges	25	4
Semi-natural habitat features	25	6
Landscape heterogeneity	22	13
Agriculture intensification	19	10
Chemical inputs	15	6
Wooded elements	14	9
Hedgerows	14	7
Field's surface	8	5
Conservation actions and agro-environmental measures	7	4
Extensive management	6	3
Rotation	5	--
Closing of habitats	4	8
Weeds management (mechanical and chemical)	4	2
Irrigation	2	3
Fallow	2	2
Crops diversity	2	--
Early mowing	2	3
Organic fertilizers	2	1
Genetically Modified Organisms	1	--
Sustainable agriculture / integrated fight	1	3
Tillage	1	2
Thatch	1	--
Tractor	1	--
Irrigation channels	--	2
Sowing density	--	2
Crops' residues	--	1

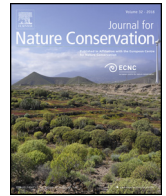
Table S6: All variables found in the scientific review

Acronym	Details
CIVAM	Initiative Center to Valorize Agriculture and rural environment
INRA	French research institute for agronomy
GRAB	research group on organic agriculture
ADEAR	association for the development of agriculture and rural employment
AGROOF	cooperative and participative society for agroforestry
AFIDOL	Interbranch French Association of Olive

Table S7: Details on organisms' acronym which accompany farmers to develop biodiversity-friendly practices

Chapitre II : Evaluer la sensibilité des méthodes d'identification des enjeux de conservation

Ce chapitre présente un article accepté et publié au sein de la revue Journal for Nature Conservation.



On the importance of taking into account agricultural practices when defining conservation priorities for regional planning



Mathilde Hervé*, Cécile H. Albert, Alberte Bondeau

Aix Marseille Univ, Univ Avignon, CNRS, IRD, IMBE, Marseille, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 15 December 2015
Received in revised form 1 August 2016
Accepted 3 August 2016

Keywords:

Biodiversity conservation
Agricultural practices
Human footprint
GIS
Land planning
Green corridors

ABSTRACT

Conserving biodiversity in managed landscapes requires the definition of spatial conservation priorities. The systematic conservation planning tools which are used to define these conservation priorities, assess the vulnerability of different locations by combining two different elements: some measurement of the biological assets in question, and some measurement of the key processes which threaten these biological assets. For instance, in cumulative impact mapping, maps of individual human activities that impact ecosystems (hereafter referred to as 'stressor' for individual maps and 'cumulative stressor' for combined maps) are overlaid with maps of ecosystem vulnerability, in order to estimate the overall ecological impact of human activities on natural ecosystems. These tools are appealing because they are easy to use and inform regional land planning. However, given that once these spatial conservation priorities are defined they potentially have far-reaching consequences, there is a need to test their robustness and reliability. Here we propose to investigate how the uncertainties related to the estimation of a cumulative stressor layer affect the definition of spatial conservation priorities. We conduct a sensitivity analysis of the different ways of estimating major stressors related to human activities (transport, urbanization and population) with a specific focus on agriculture. We show that spatial conservation priorities are little sensitive to most of the parameters and input data used to estimate the cumulative stressor map. In particular, they are not very sensitive to changes in spatially overlapping stressors, i.e. those which overlap spatially with other stressors. However, our analyses also reveal that spatial conservation priorities are highly sensitive to how the agriculture stressor is defined. These results highlight the importance of better understanding how agricultural activities impact biodiversity and establishing how more accurate information on agricultural practices can be used to define spatial conservation priorities.

© 2016 Elsevier GmbH. All rights reserved.

1. Introduction

Both land use and climate change, as major threats to terrestrial biodiversity, mean that environmental policies need to focus regional land planning on the conservation of natural habitats and their connectivity (Crooks & Sanjayan, 2006; Heller & Zavaleta, 2009; Seto et al., 2012). A wide variety of tools are now available to help define spatial conservation priorities (Wilson, Carwardine, & Possingham, 2009), i.e. the areas where investment in conservation actions will be most effective (Margules & Pressey, 2000). In systematic conservation planning, these tools are typically used to estimate the overall ecological impact of human activities on natural ecosystems and assess the vulnerability of different locations and/or biological assets by combining two different mea-

surements for each location (Brooks, 2006; Redford et al., 2003; Theobald & Hobbs, 2002; Wilson et al., 2005, 2009 Fig. 1). The first set of measurements describe the biological assets or biodiversity facets we hope to conserve, generally using biodiversity surrogates (e.g. number of species, habitat types, Ferrier, 2002), to identify areas with high biodiversity value ('hotspots'). The second set of measurements describe the potential intensity and impact of key threatening processes related to human activities (also called threats, or pressures, hereafter 'stressor' for individual maps) that affect those areas or biological assets. Cumulative stressor layers (Halpern & Fujita, 2013; Halpern et al., 2008) are obtained by summing individual stressor maps (Sanderson et al., 2002; Woolmer et al., 2008) and can thus be used to account for the high spatial variability in stressors (Wilson et al., 2005) and for multiple pressures simultaneously (Oliver, Innvar, Lorenc, Woodman, & Thomas, 2014). This principle has been applied to both marine (Coll et al., 2010; Halpern et al., 2008) and terrestrial ecosystems (Bellard, Leclerc, & Courchamp, 2015; Evans et al., 2011).

* Corresponding author.

E-mail address: mathilde.herve@imbe.fr (M. Hervé).

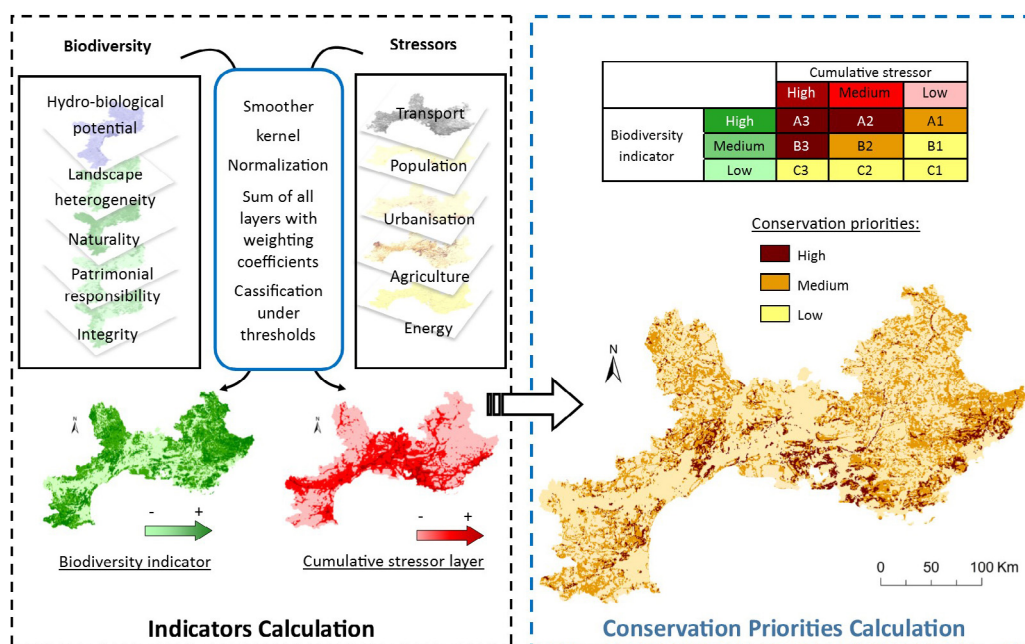


Fig. 1. A schematic presentation of the different steps in the calculation of conservation priorities in Mediterranean France (Languedoc Roussillon and Provence Alpes Cote d'Azur), following the method proposed by Vimal et al. (2012). The priority setting was obtained from the confrontation between biodiversity indicator (in green) and cumulative stressor layer (in red). (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

In order to ensure policy and decision-making are not misled by the definition of spatial conservation priorities, there is an obvious need to address and clearly communicate the uncertainties and caveats relating to these existing tools (Halpern & Fujita, 2013). For instance, different sources of uncertainties relating to the estimation of the cumulative stressor layer could affect the definition of spatial conservation priorities. Indeed, the mapping of this layer remains somewhat arbitrary given that expert knowledge or broad literature reviews are used to define which individual stressors need to be taken into account and to assess the intensity and potential impact of each stressor on biodiversity assets (e.g. the impact of transport infrastructures on biodiversity is well documented: Forman 2003; Marcantonio, Rocchini, Geri, Bacaro, & Amici, 2013). When dealing with terrestrial ecosystems, the role of agriculture as a potential threat to terrestrial biodiversity is particularly difficult to assess, for three main reasons. Firstly, agriculture is expected to have both positive and negative effects on biodiversity depending on the practices and spatial configuration used, and should consequently be considered as both a component of, and a threat to, biodiversity (Bassa, Boutin, Chamorro, & Sans, 2011; Batáry, Holzschuh, Orci, Samu, & Tscharntke, 2012; Kleijn et al., 2006). Secondly, different facets of biodiversity (e.g. species abundance, species richness, functional diversity) and different types of organisms respond differently to agricultural practices (Gabriel et al., 2010; Ponce, Bravo, de León, Magaña, & Alonso, 2011). Thirdly, agriculture is often described using broad crop types as a proxy, while agricultural practices seem to be what really matter (e.g. the maintenance of spatial heterogeneity, the use of chemicals, organic practices; Arndorfer, Pointereau, & Friedel, 2012).

Running a sensitivity analysis on the tools used to define spatial conservation priorities can be useful for identifying the parameters and input data with the greatest impact on land planning outcomes (Wilson et al., 2005). Here we propose to investigate how the uncertainties relating to the estimation of a cumulative stressor layer affect the definition of spatial conservation priorities. We test the effects of both the general parameterization and of how the agriculture stressor layer is defined (i.e. the stressor layer related to the impact of agricultural practices on biodiversity). Within the

framework proposed by Vimal et al. (2012, Fig. 1), we analyze how different ways of mapping cumulative stressor layers affect the definition of conservation priorities in Mediterranean France. This framework was developed in order to produce the spatial regional priorities required by the French government for the implementation of the green and blue national corridors (SRCE PACA, 2013). Layers describing biodiversity assets and cumulative stressors are directly compared and contrasted (Fig. 1). Highest conservation priority is given to areas with both high levels of biodiversity and of cumulative stressors; low priority is given to areas with low levels of biodiversity (or a medium level of biodiversity but low cumulative stressors); and intermediate priority is given to the remaining cases (Fig. 1). Our analyses target four main stressors known to affect terrestrial biodiversity: transport infrastructure, urbanization, agriculture and human population density.

2. Methods

2.1. The study region

This study was carried out in Mediterranean France, which covers two administrative regions (Provence-Alpes-Côte d'Azur and Languedoc-Roussillon) in Southern France (58,700 km², see Supplementary material Fig. S1). Benefitting from strong environmental gradients spanning from a Mediterranean to an Alpine climate, these regions host a rich biodiversity (Médail & Quézel, 1997). They encompass a variety of land cover and land use types including large cities on the littoral, including Marseilles and Montpellier. Urban areas cover only 5% of the area (Fig. S2) but the urban growth rate in recent decades has been among the highest in France. Agriculture is also largely diversified (mainly vines, fruit, vegetables and livestock) and a relatively large proportion of the production is organic (15.4% of Utilized Agricultural Land in 2014).

2.2. Defining conservation priorities

In order to define spatial conservation priorities, we used the methodology developed by Vimal et al. (2012) which compares a

cumulative stressor layer (Sanderson et al., 2002), i.e. a combination of stressor layers relating to different individual human activities that impact ecosystems, with a map of biodiversity vulnerability. Both maps (cumulative stressor and biodiversity indicator) are categorized into three levels: high values (top 20%), medium values (intermediate values) and low values (bottom 40%). These two maps are combined using these levels. Highest conservation priority is given to areas with both a high biodiversity indicator and high cumulative stressor levels (classes A3, A2 and B3 in Fig. 1). Low priority is given to areas with a low biodiversity indicator (B1, C1, C2 and C3, Fig. 1) and intermediate priority is given to the remaining cases (A1, B2, Fig. 1). The datasets used to estimate the cumulative stressor and the biodiversity indicator layers are described in Table S1.

2.2.1. Cumulative stressor layer

Four stressor layers were combined: transport infrastructure, urbanization, agricultural intensification, and human population density (Table 1). Stressor layers were calculated using maps with a 100 m resolution and aggregated into a grid of hexagons with 500 m sides (65 ha). For the transport stressor layer, coefficients were attributed to road types to reflect the impact different volumes of traffic might have on species (Forman 2003; Table S2), each grid cell is then given the highest coefficient value out of all the road types intersecting that cell (BD TOPO®/RGE GIS, IGN 2008). For the urbanization stressor layer, each grid cell is given the proportion of built area (class “undifferentiated buildings” in the “built-up” data layer, BD TOPO®/RGE GIS, IGN 2008). For the agriculture stressor layer, coefficients were attributed to each of the four types of agricultural land use in the Corine Land Cover database (2006, hereafter CLC) to reflect the expected intensity of the associated practices (see Table 2). Each grid cell was then given the highest coefficient value out of the different agricultural types intersecting that cell. For the population stressor layer, each grid cell was given the value of human population density (INSEE 2010) for the predominant district in which it was found. Each stressor layer was then transformed using a Gaussian kernel smoother (within 50 km with a 25 km bandwidth for the population stressor layer and within 2 km with a 800 m bandwidth for the other three), the stressor value for each cell being equal to the sum of the values weighted by the distance-based kernel smoother. For each stressor, the values were then normalized from 0 (no threat) to 1 (highest threat). Finally, the cumulative stressor layer was obtained by summing the four individual stressor layers weighted by a coefficient of relative importance ranging from 2 to 6 (Table 1).

2.2.2. Biodiversity indicator

As a surrogate for biodiversity, we used a simplified indicator, based on an unweighted sum of five criteria (combined from Vimal et al., 2012 and SRCE PACA, 2013). Natural and semi-natural areas were grouped into four habitat classes: forest (all forest types), semi-open (e.g. scrublands), open (e.g. grasslands and pastures) and blue habitat (e.g. inland and maritime wetlands). The five criteria were: (i) The hydro-biological potential, relating to the biodiversity promoted by the interface of terrestrial and aquatic environments (Naiman, Decamps, & Pollock, 1993) which was calculated by summing the densities of watercourses, water bodies, and wetlands; (ii) Landscape heterogeneity, commonly associated with a high level of biodiversity, which was quantified using Shannon diversity for the four habitat types (forest, semi-open, open, blue) weighted by the total area they cover in each hexagon; (iii) The naturalness, which was calculated as a sum of the areas covered by the different types of land use (CLC Database 2006), weighted by an indicator of their naturalness (artificial: 0, discontinuous artificial: 0.1, agricultural: 0.5, natural and pastures: 1) and divided by the surface of the hexagon; (iv) The patrimonial responsibility, relating to the

presence of endemic and rare species, which was calculated using the proportion of ‘Zones Naturelles d’Interêt Faunistique et Floristique’ (ZNIEFF, type 1) in each hexagon; (v) The integrity of habitats, identifies contiguous interrelated natural habitats which form a cohesive unit in terms of ecological structure. In each hexagon we summed the area of habitat cover weighted by coefficients assigned based on the surface of contiguous patches (see Table S3) and by the rarity of the habitat (ratio between the habitat surface to the total surface in natural cover in the study area). We normalized (between 0 and 1) and summed these five criteria. Overall, this simplified indicator takes into account the large areas of a given type of habitat and diverse landscapes which both favor different species and different components of regional biodiversity. We considered only one single simplified descriptor of biodiversity in order to be able to test the effect of stressor estimates on the definition of spatial conservation priorities (Vimal et al., 2012).

2.3. Sensitivity analysis

In order to analyze the sensitivity of the methodology to how the cumulative stressor layer is parameterized, we compared the different maps of conservation priorities obtained using different estimates of cumulative stressors, all of which were compared to the same simplified indicator of biodiversity (Table 1, Fig. 1). We tested (1) the effect of the overall methodology, by comparing the ‘reference’ (Vimal et al., 2012) to three other methodologies proposed in the literature for assessing human footprint, (2) the effect of the coefficients and data, by comparing the ‘reference’ to a number of parameter combinations where the four stressors are alternatively removed from the calculation or considered with a different weighting or different input data, and (3) the effect of how agriculture is taken into account, both in terms of the values attributed to each agricultural land use and in terms of the data considered when calculating the layer.

2.3.1. Effect of the overall methodology

Cumulative stressor layers were calculated using three methodologies taken from the literature. The first two are methods used to estimate human footprint (Sanderson et al., 2002; Woolmer et al., 2008) and the third is a refinement of the ‘reference’ methodology developed as part of the implementation of green corridors in the land planning of one of the administrative regions considered in our study (SRCE PACA, 2013). These methodologies differ from the ‘reference’ in terms of the type of data they include and in the way in which the data are included (coefficients and distance weighting); these differences are highlighted in Table 1 and S3.

2.3.2. Effect of coefficients and input data

We ran different parameter combinations (Table 1) to assess the effect of: (1) the weighting coefficients by changing them for equal weights for the four stressor layers (‘coef 1’); (2) each stressor by systematically removing one of them (‘Without’); (3) the smoothing distances by modifying the Gaussian kernel smoother used for the transport stressor following the work of Forman and Deblinger (2000): within 800 m with a 400 m bandwidth (‘Transport 800m’); (4) the type of data taken into account when calculating the transport stressor layer by including linear information on railways and cable transportation and polygons relating to surfaces associated with roads and railway stations in addition to the linear information as in the SRCE parameter combination (‘Transport SRCE’, Table 1).

2.3.3. Effect of how agricultural practices are converted into a stressor layer

We tested two different aspects in relation to how agricultural practices are converted into a stressor layer. Firstly, we tested the effect of the coefficients attributed to each agricultural land use

Table 1

List of the 15 different parameter combinations run in the sensitivity analysis. Elements that differ from the reference are displayed in italic and bold. The coefficients used to weigh the different stressor layers vary between 0 and 6.

Type of parameter combination	Name of the parameter combination	Transport calculation	Coefficient Transport	Coefficient Urban	Coefficient Population	Coefficient Agriculture	Coefficient Energy	Agriculture	Other change
Reference	Vimal et al., 2012	Max	6	6	2	3	–	reference	–
Effect of the overall methodology	Sanderson et al., 2002	Sum	1	1	1	1	–	Sanderson coefficient	Population calculation, data and distance effect for transport stressor. Population calculation, data and distance effect for transport stressor. Population calculation, data and distance effect for transport stressor.
	Woolmer et al., 2008	Max	1	1	1	1	–	Woolmer coefficient	
	SRCE	Sum	4	2	2	–	1	–	
Effect of coefficients and inputs data	Coef 1	Max	1	1	1	1	–	reference	Smoother of 800 m to roads. Additional data on railways and cable.
	Without Transport	–	0	6	2	3	–	reference	
	Without urban	Max	6	0	2	3	–	reference	
	Without population	Max	6	6	0	3	–	reference	
	Transport 800m	Max	6	6	2	3	–	reference	
	Transport SRCE	Sum	4	6	2	3	–	reference	
Effect of how agricultural practices are converted into a stressor layer	Without agriculture	Max	6	6	2	0	–	–	Bioscore coefficients Literature-based coefficients Multiplied by 4-class HNV values Multiplied by 2-class HNV values
	Agri-bioscore	Max	6	6	2	3	–	Bioscore coefficients	
	Reclass	Max	6	6	2	3	–	Literature-based coefficients	
	HNV classes	Max	6	6	2	3	–	Multiplied by 4-class HNV values	
	HNV binary	Max	6	6	2	3	–	Multiplied by 2-class HNV values	

when converting land cover into a stressor layer. We reclassified CLC agricultural land use in two different ways (Table 2): according to the main crop types from the Bioscore project ('Agri-bioscore', Overmars et al., 2014), or using our own coefficients to reclassify CLC crop types based on a literature review (Table S4) of the effects of agricultural practices on biodiversity in Mediterranean regions ('Reclass'). Secondly, we took into account complementary information on agricultural practices in order to go beyond the basic 'crop type' classification. It is well established that the positive and negative effects of agriculture on biodiversity are mediated by the intensity of practices and the presence of semi-natural elements on farmland (e.g. hedges, isolated trees), as much as by the crop types themselves (McMahon et al., 2012). We therefore used the High Nature Value index (HNV, Pointereau et al., 2007, 2010) which reflects the average intensity of agricultural practices at the municipality level, based on the proportion of hedges, pastures and non-intensive agriculture and on the diversity of crops, from low intensity (high HNV value: 30) to high intensity (low HNV value: 0). We ran two different tests in which we modified the values

attributed to CLC crop types in order to reflect the HNV status, multiplying the values associated with crop types by the value associated with the HNV class defined in Table 2. We divided the HNV values either into four classes ('HNV classes') to isolate municipalities with high scores (above 25) that host most of the Natura 2000 areas (more than 30% of agricultural land in each municipality, Pointereau et al., 2010), or into two classes ('HNV status') using the threshold of 15, previously identified as the top 25% HNV of French utilized agricultural land (Pointereau et al., 2010).

2.4. Similarity indices

In order to compare the different parameter combinations against the 'reference' parameterization (Vimal et al., 2012), we calculated the similarity between the resulting maps of conservation priorities (priorities or 'ones' being cases A3, A2, B3; Fig. 1) with the Jaccard similarity index (Legendre & Legendre, 1998), given as:

$$J(\text{test, reference}) = N_{11} / (N_{11} + N_{01} + N_{10}) \quad (1)$$

Table 2
Coefficients used to test the effect of the way in which agricultural practices are converted into a stressor layer. The upper part of the table presents the different coefficients used to convert agricultural land use from Corine Land Cover (CLC) into an agriculture stressor layer under different scenarios. The lower part gives the different multiplying coefficients associated with levels of High Nature Value (HNV) index (Pointereau et al., 2007).

Crop types CLC level 2	Crop types CLC level 3	Code	Vimal et al., 2012	Sanderson et al., 2002	Agri- bioscore	Reclass
Arable Land	Non-irrigated arable land	12	1	0.7	0.6	0.7
	Permanently irrigated land	13		0.8	0.8	
	Rice fields	14				0.8
Permanent crops	Vineyard	15	0.40		0.7	0.4
	Fruit trees and berry plantations	16		0.7		
	Olive groves	17		0.6		
Pastures		18	0.15		0.6	
Heterogeneous agricultural areas	Annual crops associated with permanent crops	19	0.65	0.6	0.4	0.3
	Complex cultivation patterns	20		0.4	0.6	
	Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation	21			0.4	0.2
	Agro-forestry areas	22				
Test name		Value of HNV		Coefficient		
HNV classes	> 25			0.25		
	20–25			0.5		
	15–20			0.75		
	< 15			1		
HNV binary	> 15 (HNV status)			0.5		
	< 15 (No HNV status)			1		

with N_{11} representing the number of cells where the test and the reference both have a value of 1, N_{01} representing the number of cells where the test is 0 and the reference is 1, N_{10} representing the number of cells where the test is 1 and the reference is 0. N_{00} represents the number of cells where the test is 0 and the reference is 0 and N_{11} , N_{01} , N_{10} , N_{00} sum to the total number of cells in the maps. The Jaccard similarity index describes the level of agreement between maps: 1, the priorities are the same; 1–0.8, there is a high level of agreement; 0.8–0.6, there is a fair level of agreement; below 0.5 there is a poor level of agreement and 0, there are no overlapping priorities between maps.

All the spatial analysis were conducted using ArcMap 10.2 (Esri 2011®) and all the statistical analyses using R 2.15.2 (R Core Team, 2012).

3. Results

3.1. Conservation priorities in the study region

The ‘reference’ method (Vimal et al., 2012) identified top priority areas on the littoral and close to large cities such as Marseilles, Montpellier and Nice (Fig. 2 Panel A). These areas are characterized by a high level of biodiversity due to the presence of large natural areas, a high diversity of land cover types, and a high concentration in patrimonial interest zones due to the presence of endemic and rare species. Intermediate priorities were located in lowland plains and in valley floors (See Fig. S1). The areas of least concern were mainly found at high altitudes where human activities are less dense, but also in man-made areas, such as those around the Rhone Valley.

Overall, the fifteen different parameter combinations we ran generally concurred with the ‘reference’ parameterization as regards the identification of the main spatial conservation priorities (Fig. 2 Panel B). All parameter combinations similarly identified as top priorities the areas that host a high-density human population, with related activities and infrastructures, and a rich diversity of species and habitats such as the hills near Marseilles (Calanques, Fig. S3A). Only 1.4% of the area studied was identified as top priority by all fifteen parameter combinations. All parameter

combinations also similarly identified most of the areas of least concern as areas with high levels of human activity (city centers), or remote areas less affected by high-impact human activities. 80% of the entire study area was identified as being of least concern by all fifteen parameter combinations. In contrast, there was a high level of disagreement between parameter combinations when considering valleys and low altitude hinterland. In particular, the main agricultural areas such as the Camargue (Fig. S3 A) and the Durance valley or the Corbières Mountains (Fig. S3 B), near Perpignan, show contrasting results alternating between higher and lower priorities. For the entire study area, 12% was identified as top priority by less than half of the fifteen parameter combinations and 6.2% by more than half of the parameter combinations.

3.2. Sensitivity analysis

3.2.1. Effects of the overall methodology

The comparison of the different methodologies revealed that they strongly differed in the way in which they identified conservation priorities (Jaccard index between 0.28 and 0.7, Table 3). The SRCE parameter combination produced the most distinct outcome (Jaccard index mean value: 0.32) with all the valleys switching from least concern to top priority (Fig. S3-C). These strong discrepancies between the methodologies were found in areas with intensive agricultural activities, such as the Camargue, the Rhone Valley (Fig. S3-A) and east of the Corbières Mountains (Fig. S3-B).

3.2.2. Effect of coefficients and input data

Generally speaking, the method for defining spatial conservation priorities proposed by Vimal et al. (2012), was found not to be very sensitive to the different coefficients used to weight the four stressor layers (‘Coef 1’, Table 3), nor to the omission of the urban stressor (‘Without urban’), nor to the way the transport stressor layer was calculated (‘Transport 800 m’, ‘Transport SRCE’). It was however, more sensitive to the omission of the transport (‘Without transport’) and the population stressors (‘Without population’, Table 3). Due to its effect over longer distances (up to 50 km), the population stressor had the greatest effect on the definition of spatial conservation priorities (Jaccard ‘without population’: 0.59).

Table 3

Comparison between the conservation priorities obtained under the different tests (Jaccard's similarity index). In the last part about the agriculture stressor layer the color identify different types of comparisons: in green the effect of omitting the agriculture stressor layer, in red the effect of the different coefficient sets assigned to crop types, in black the effect of taking agricultural practices into account on top of crop types, and in blue the comparison between two ways to account for HNV (High Natural Value farming) data. In brackets are the comparison that involve tests differing by more than one element. (For interpretation of the references to color in this table legend, the reader is referred to the web version of this article.)

Effect of the overall methodology	Reference (Vimal et al., 2012)	Sanderson et al., 2002	Woolmer et al., 2008	SRCE
Reference (Vimal et al., 2012)	-			
Sanderson et al., 2002	0.46	-		
Woolmer et al., 2008	0.27	0.28	-	
SRCE	0.35	0.30	0.31	-

Effect of coefficients and inputs data	Coef 1	Without transport	Without urban	Without population	Transport 800m	Transport SRCE
Reference (Vimal et al., 2012)	0.70	0.61	0.94	0.59	0.78	0.92

Effect of how agricultural practices are converted into a stressor layer	Reference (Vimal et al., 2012)	Without agriculture	Agri-Bioscore	Reclass	HNV classes	HNV binary
Reference (Vimal et al., 2012)	-					
Without agriculture	0.64	-				
Agri-Bioscore	0.79	0.56	-			
Reclass	0.68	0.68	0.66	-		
HNV classes	0.88	0.68	(0.75)	(0.7)	-	
HNV binary	0.87	0.69	(0.74)	(0.71)	0.96	-

3.2.3. Effect of the way in which agricultural practices are converted into a stressor layer

The agriculture stressor was found to be important when defining spatial conservation priorities (Table 3). Omitting the agriculture stressor led to significant differences and spatial discrepancies in the identification of the conservation priorities (mean Jaccard: 0.65). While top priorities are scattered over the north of the Camargue, the Corbières Mountains and the central region between the Rhone and Durance valleys when the agriculture stressor is taken into account, they are contiguous to areas identified by both parameter combinations, in particular on the littoral and north of Montpellier, when the agriculture factor is omitted (Fig. S4). The different sets of coefficients attributed to main crop types ("Agri-Bioscore" and "Reclass") also led to large differences in the identification of top conservation priorities (mean Jaccard: 0.71, Table 3). Finally, including refined data on agricultural practices ("HNV classes" and "HNV binary") led to surprisingly small changes in the priorities (mean Jaccard: 0.88 when compared to the reference, and 0.96 between them). However, these small differences are spatially clustered close to the hills on the littoral (not shown).

4. Discussion

4.1. How reliable is the definition of spatial conservation priorities?

Being able to reliably define spatial conservation priorities is crucial, as they can have far-reaching consequences when applied

to land use and conservation planning (Wilson et al., 2009). Here we show that defining spatial conservation priorities by combining biodiversity indicator and cumulative stressor layers (Vimal et al., 2012) is generally not very sensitive to the main parameters and entry data used to estimate cumulative stressor layers. Nonetheless, we have identified two main sources of uncertainties for this method.

Firstly, our results identified two groups of stressor layers. On the one hand, some variables spatially overlap with others and their inclusion had no real impact on the definition of spatial conservation priorities (e.g. the urban stressor layer overlaps with the transport and population stressor layers). On the other hand, some variables are unique and including them or modifying any of the coefficients or input data related to them leads to major changes in conservation priorities. For instance, agriculture and high-speed transport infrastructure (highways and high-speed railways) are found in areas that are not already affected by the other stressors. Particular care should therefore be taken when mapping non-overlapping stressors, notably to ensure accurate and recent input data are used (Halpern & Fujita, 2013; Wilson et al., 2005).

Secondly, the method is highly sensitive to more extensive changes and to the general decisions taken regarding how to handle the data, what data to use and the associated distance effect (effects of the 'overall methodology'). Modifying the reference method ('Vimal et al., 2012') to meet the requirements of regional stakeholders ('SRCE PACA, 2013') significantly modified the results of the analysis. This demonstrates that different groups of people co-

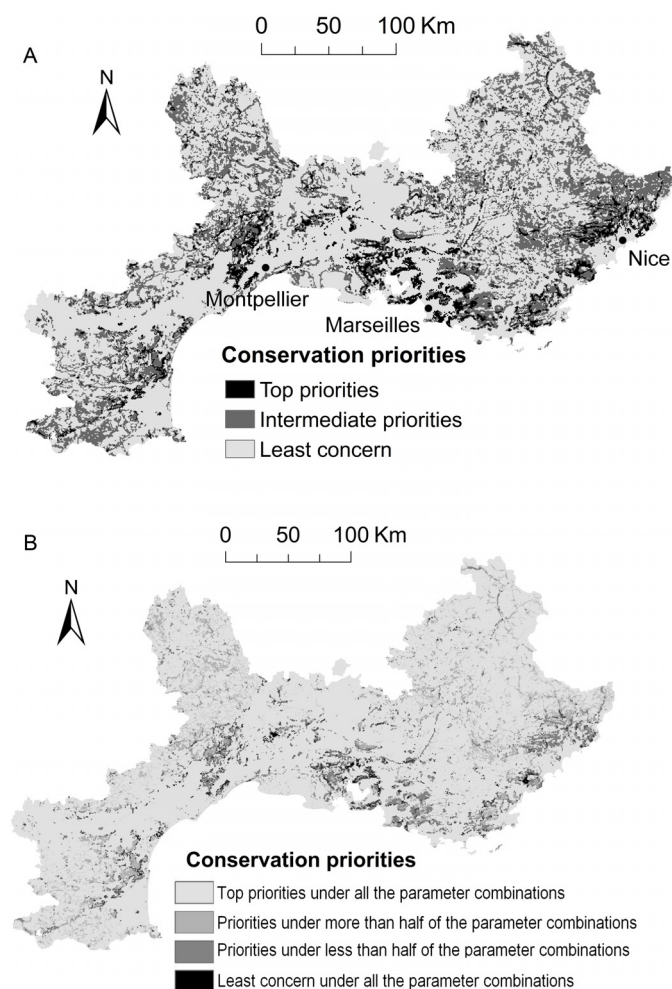


Fig. 2. Panel A: Conservation priorities obtained with the 'reference' method for the study area (Vimal et al., 2012). Black: Top priorities (A3, A2, B3 in Fig. 1), dark grey: intermediate priorities (A1, B2 in Fig. 1), and light grey: least concern. Panel B: Sum of top conservation priorities identified by our 15 different parameter combinations. Black: top priority area under all the 15 parameter combinations, dark grey: priority area under more than half of the parameter combinations, medium grey: priority area under less than half of the parameter combinations, light grey: Least concern areas under all the parameter combinations.

constructing priority-setting with the same input data could come up with completely different assessments.

Furthermore, it is important to note that this was a partial sensitivity analysis. Many other sources of uncertainties could have been included, in addition to those tested: (i) the top priorities are here arbitrarily defined according to set thresholds (top 20%) but any other value could be used, or priorities could be defined on an area-specific basis, or according to the availability of funds; (ii) we used a simplified indicator for biodiversity, but other definitions could be used (e.g. directly including data on species, Vimal, Rodrigues, Mathevet, & Thompson, 2011; or a set of different biodiversity descriptors, Vimal et al., 2012); (iii) we only considered the uncertainties related to the top conservation priorities, i.e. the areas in which direct protection actions are required, although this method has the advantage of also distinguishing between two types of areas of 'least concern' where different management strategies can be applied (areas with high human pressure and low biodiversity or area with low human pressure and high biodiversity). All these uncertainties should be explicitly included in the priority-setting process and should be clearly reported to improve conservation

decision-making (Burgman, Lindenmayer, & Elith, 2005; Wilson et al., 2009).

4.2. Accounting for agriculture when defining conservation priorities

The way in which the agriculture stressor is defined is a major source of uncertainty in the method presented here. For several reasons it leads indeed to spatial shifts in the identification of top conservation priorities.

Firstly, the agriculture stressor is one of the non-overlapping stressors previously identified. Thus, whichever categories and coefficients are used to characterize agriculture, including an agriculture stressor even with a low weighting coefficient (here 3/17), leads to significant changes in the top conservation priorities.

Secondly, the way crop types are categorized into classes of management intensity (as a surrogate for human impact on biodiversity) strongly influences priority setting. Indeed, in areas where agriculture is the only human pressure, identifying crop types as more or less intensive will lead to contrasting results. The issue here is that the categorization of crop types and the coefficients allocated to these categories are highly arbitrary and case specific. Crop type intensity may indeed depend on the study region, for instance arable land in our Mediterranean study area is on average less intensively farmed than the same crop types in northern France (Agreste, 2014; Agreste PACA, 2009; Eurostat, 2015), but it is unclear how more general coefficients can be determined. By conducting our own review of the literature (Table S4), we came up with another set of coefficients, better adapted to Mediterranean crops ('Reclass'), that also led to different top conservation priorities.

Thirdly, crop types are known to be a poor proxy for the intensity of agriculture. Indeed, what really matters is not the crop type *per se*, but the practices used for growing the crops (Andersson, Birkhofer, Rundlöf, & Smith, 2013; Clough, Krueess, & Tscharnkte, 2007; Kleijn et al., 2006). In particular landscape heterogeneity and the diversity of crop types, as well as the presence of agri-environmental components such as hedges or vegetated field margins may enhance biodiversity (Bassa et al., 2011; Pino, Rodà, Ribas, & Pons, 2000; Weibull & Östman, 2003). We tried to address this issue by including more refined information on the low-intensity practices (High Nature Value index for farmlands, Pointereau et al., 2007) expected to be associated with a high rate of biodiversity, in terms of species richness or habitat diversity (Aue, Diekötter, Gottschalk, Wolters, & Hotes, 2014; Doxa et al., 2010). However, this did not lead to significant changes in the top conservation priorities. This might be due to (i) the low spatial resolution of the HNV data (municipality level), (ii) the fact that this index is not always derived from direct information on practices but from indirect proxies such as crop type, (iii) the fact that the organic label alone is not an obvious indicator of biodiversity-friendly practices as market trends lead to the development of large-scale organic monocultures (Kremen, Iles, & Bacon, 2012) which clearly contrast with multifunctional and diversified organic farming systems relying on functional agrobiodiversity (Dib, Libourel, & Warlop, 2012; Miñarro & Prida, 2013).

Taken together, these elements demonstrate the need for a better understanding of the links between agricultural practices and biodiversity. There is no doubt that the same questions about the inclusion of agriculture need to be asked of all other tools used for systematic conservation planning. Estimating the positive and negative effects of agriculture on biodiversity thus remains a challenge which needs to be met in order to develop robust conservation strategies that rely on agricultural practices to maintain open habitats, diverse landscapes and permeable areas for species from other habitat types (Mossman, Panter, & Dolman, 2015).

For the implementation of ‘green corridor’ (*‘Trames Vertes et Bleues’*) policies in France, no strict common methodological guidelines have been proposed and the definition of spatial conservation priorities is done differently in each region. In particular, agricultural land has been considered differently in different regions and intensive arable land has been often omitted both as a potential habitat and as a stressor (DREAL Centre, 2014; ECOSCAP, 2014). In some regions however, agricultural land has been considered as a potential corridor for species from closed or semi-open habitats (DREAL Aquitaine, 2014; Région Rhône Alpes, 2014). Indeed, these discrepancies call into question the practice of stitching together regional assessments obtained using different methods to inform the situation at national level.

4.3. Concluding remarks

Defining spatial conservation priorities requires an adaptable and flexible approach to ensure that land planning can effectively integrate new opportunities, feedback, and improved knowledge as this becomes available (Game, Kareiva, & Possingham, 2013). Incorporating these conservation priorities into land planning also requires the underlying uncertainties that can negatively impact the reliability of prioritization tools to be communicated. Participatory methods, such as the approach proposed by Pert, Lieske, and Hill (2013) is an interesting way of iteratively and interactively updating spatial conservation priorities by modifying individual stressors and biodiversity surrogates according to stakeholder decisions. This could also be a helpful way of communicating on parameterization-related uncertainties.

Acknowledgments

This work is a contribution to the Labex OT-Med (no ANR-11-LABX-0061) funded by the French Government “Investissements d’Avenir” program of the French National Research Agency (ANR) through the A*MIDEX project (no ANR-11-IDEX-0001-02). We would like to thank Philippe Pointereau and Frédéric Coulon from Solagro for the data on HNV. Thanks also to Sylvie Vanpeene for her helpful comments on our study. We are also grateful to the two anonymous reviewers for their helpful comments.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2016.08.001>.

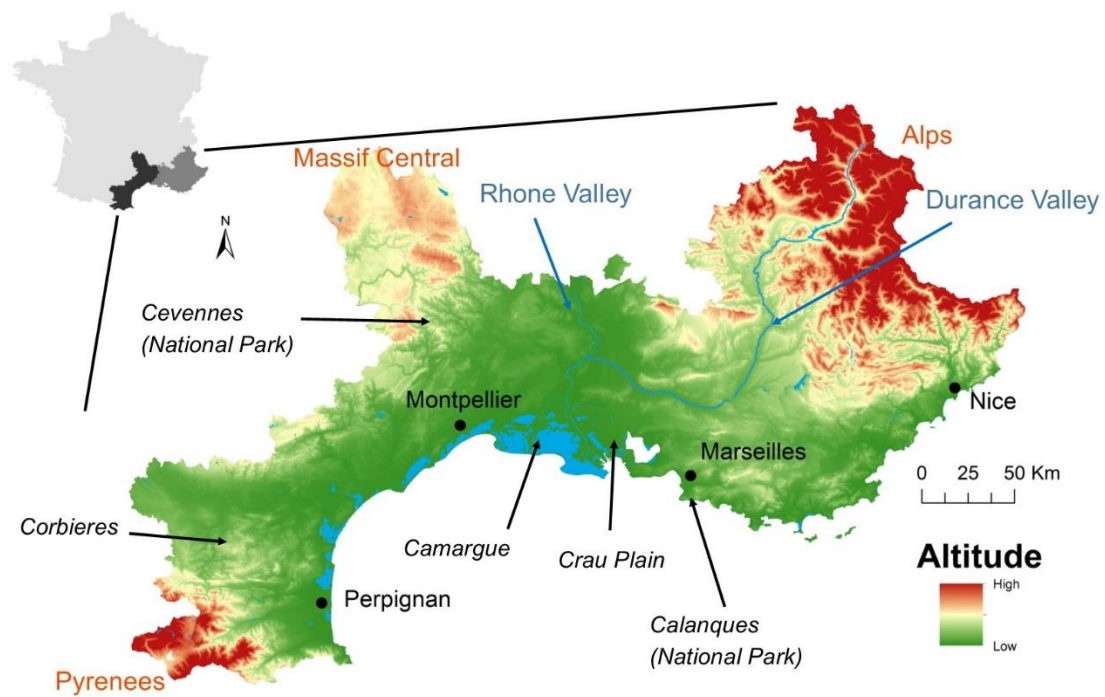
References

- Agreste PACA. (2009). *Blé dur: une culture méditerranéenne à faible impact environnemental*. pp. 4. [Etude No. 40]
- Agreste. (2014). *La fertilisation*. pp. 21. [Dossier No. 21].
- Andersson, G. K. S., Birkhofer, K., Rundlöf, M., & Smith, H. G. (2013). Landscape heterogeneity and farming practice alter the species composition and taxonomic breadth of pollinator communities. *Basic and Applied Ecology*, 14(7), 540–546. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2013.08.003>
- Arndorfer, M., Pointereau, P., & Friedel, J. K. (2012). Management indicators. In F. Herzog, K. Balázs, P. Dennis, J. Friedel, I. Gejzendorffer, P. Jeanneret, M. Kainz, & P. Pointereau (Eds.), *Biodiversity indicators for european farming systems—a guidebook* (Vol. 17) (pp. 71–78). Confédération Suisse: ART-Schriftenreihe.
- Aue, B., Diekötter, T., Gottschalk, T. K., Wolters, V., & Hotes, S. (2014). How High Nature Value (HNV) farmland is related to bird diversity in agro-ecosystems—Towards a versatile tool for biodiversity monitoring and conservation planning. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 194, 58–64. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.012>
- Bassa, M., Boutin, C., Chamorro, L., & Sans, F. X. (2011). Effects of farming management and landscape heterogeneity on plant species composition of Mediterranean field boundaries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(3–4), 455–460. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.04.012>
- Batáry, P., Holzschuh, A., Orsi, K. M., Samu, F., & Tscharntke, T. (2012). Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146(1), 130–136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.018>
- Bellard, C., Leclerc, C., & Courchamp, F. (2015). Combined impacts of global changes on biodiversity across the USA. *Scientific Reports*, 5, 11828. <http://dx.doi.org/10.1038/srep11828>
- Brooks, T. M. (2006). Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science*, 313(5783), 58–61. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1127609>
- Burgman, M. A., Lindenmayer, D. B., & Elith, J. (2005). Managing landscapes for conservation under uncertainty. *Ecology*, 86(8), 2007–2017. <http://dx.doi.org/10.1890/04-0906>
- Clough, Y., Krüss, A., & Tscharntke, T. (2007). Organic versus conventional arable farming systems: Functional grouping helps understand staphylinid response. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1–4), 285–290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.028>
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., ... & Voultsiadou, E. (2010). The biodiversity of the mediterranean sea: Estimates, patterns, and threats. *Public Library of Science*, 5(8), e11842. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>
- Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (2006). *Connectivity conservation*. Cambridge University Press.
- DREAL Aquitaine. (2014). *Schéma Régional de Cohérence Ecologique Aquitaine—Volet A, 1ère partie: Diagnostic*. DREAL Aquitaine.
- DREAL Centre. (2014). *Schéma Régional de Cohérence Ecologique du Centre—Volume 2: Composantes de la Trame Verte et Bleue Régionale*. pp. 105. DREAL Centre.
- Dib, H., Libourel, G., & Warlop, F. (2012). Entomological and functional role of floral strips in an organic apple orchard: Hymenopteran parasitoids as a case study. *Journal of Insect Conservation*, 16(2), 315–318. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-012-9471-6>
- Doxa, A., Bas, Y., Paracchini, M. L., Pointereau, P., Terres, J. M., & Jiguet, F. (2010). Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1348–1356. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01869.x>
- ECOSCAP. (2014). *Schéma Régional de Cohérence Ecologique de l’Alsace—rapport environnemental*. pp. 156. DREAL Alsace.
- Eurostat. (2015). *Statistics explained*. (April) Retrieved from: <http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained>
- Evans, M. C., Watson, J. E. M., Fuller, R. A., Venter, O., Bennett, S. C., Marsack, P. R., & Possingham, H. P. (2011). The spatial distribution of threats to species in Australia. *Bioscience*, 61(4), 281–289. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2011.61.4.8>
- Ferrier, S. (2002). Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here? *Systematic Biology*, 51(2), 331–363.
- Forman, R. T. T., & Deblinger, R. D. (2000). The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conservation Biology*, 34–46.
- Forman, R. T. T. (2003). *Road ecology: science and solutions*. Island Press.
- Gabriel, D., Sait, S. M., Hodgson, J. A., Schmutz, U., Kunin, W. E., & Benton, T. G. (2010). Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales: Scale matters in organic farming. *Ecology Letters*, 13(7), 858–869. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x>
- Game, E. T., Kareiva, P., & Possingham, H. P. (2013). Six common mistakes in conservation priority setting. *Conservation Biology*, 27(3), 480–485. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12051>
- Halpern, B. S., & Fujita, R. (2013). Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. *Ecosphere*, 4(10), art131. <http://dx.doi.org/10.1890/es13-00181.1>
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D’Agrosa, C., ... & Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948–952. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1149345>
- Heller, N. E., & Zavaleta, E. S. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142(1), 14–32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006>
- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., ... & Yela, J. L. (2006). Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 9(3), 243–254. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00869.x>
- Kremen, C., Iles, A., & Bacon, C. (2012). Diversified farming systems: An agroecological, systems-based alternative to modern industrial agriculture. *Ecology and Society*, 17(4) <http://dx.doi.org/10.5751/es-05103-170444>
- Legendre, P., & Legendre, L. F. J. (1998). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Médail, F., & Quézel, P. (1997). Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the mediterranean basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 84(1), 112–127. <http://dx.doi.org/10.2307/2399957>
- Marcantonio, M., Rocchini, D., Geri, F., Bacaro, G., & Amici, V. (2013). Biodiversity, roads, & landscape fragmentation: Two mediterranean cases. *Applied Geography*, 42, 63–72. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.05.001>
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243–253. <http://dx.doi.org/10.1038/35012251>
- McMahon, B. J., Anderson, A., Carnus, T., Helden, A. J., Kelly-Quinn, M., Maki, A., ... & Purvis, G. (2012). Different bioindicators measured at different spatial scales vary in their response to agricultural intensity. *Ecological Indicators*, 18, 676–683. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.013>
- Miñarro, M., & Prida, E. (2013). Hedgerows surrounding organic apple orchards in north-west Spain: potential to conserve beneficial insects: Hedgerows to conserve beneficial insects. *Agricultural and Forest Entomology*, 15(4), 382–390. <http://dx.doi.org/10.1111/afe.12025>
- Mossman, H. L., Panter, C. J., & Dolman, P. M. (2015). Modelling biodiversity distribution in agricultural landscapes to support ecological network planning.

- Landscape and Urban Planning*, 141, 59–67. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.04.010>
- Naiman, R. J., Decamps, H., & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3(2), 209–212. <http://dx.doi.org/10.2307/1941822>
- Oliver, K., Innvar, S., Lorenc, T., Woodman, J., & Thomas, J. (2014). A systematic review of barriers to and facilitators of the use of evidence by policymakers. *BMC Health Services Research*, 14(1), 2. <http://dx.doi.org/10.1186/1472-6963-14-2>
- Overmars, K. P., Schulp, C. J. E., Alkemade, R., Verburg, P. H., Temme, A. J. A. M., Omtzigt, N., & Schaminée, J. H. J. (2014). Developing a methodology for a species-based and spatially explicit indicator for biodiversity on agricultural land in the EU. *Ecological Indicators*, 37(Part A), 186–198. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.11.006>
- Pert, P. L., Lieske, S. N., & Hill, R. (2013). Participatory development of a new interactive tool for capturing social and ecological dynamism in conservation prioritization. *Landscape and Urban Planning*, 114, 80–91. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.02.010>
- Pino, J., Rodà, F., Ribas, J., & Pons, X. (2000). Landscape structure and bird species richness: Implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning*, 49(1–2), 35–48. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00053-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00053-0)
- Pointereau, P., Paracchini, M. L., Terres, J. M., Jiguet, F., Bas, Y., & Biala, K. (2007). *Identification of high nature value farmland in France through statistical information and farm practice surveys*. pp. 62. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.62 (No. Report-EUR 22786 EN).
- Pointereau, P., Coulon, F., Jiguet, F., Doxa, A., Paracchini, M. L., & Terres, J. M. (2010). *Les systèmes agricoles à haute valeur naturelle en France métropolitaine*. *Courrier de L'environnement de l'INRA*, 59, 3–18.
- Ponce, C., Bravo, C., de León, D. G., Magaña, M., & Alonso, J. C. (2011). Effects of organic farming on plant and arthropod communities: A case study in Mediterranean dryland cereal. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(1–2), 193–201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.030>
- R Core Team. (2012). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from. <http://www.R-project.org/>
- Région Rhône Alpes. (2014). *Schéma Régional de Cohérence Ecologique Rhône Alpes*. pp. 256. Région Rhône Alpes.
- Redford, K. H., Coppolillo, P., Sanderson, E. W., Da Fonseca, G. A. B., Dinerstein, E., Groves, C., ... & Wright, M. (2003). Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology*, 17(1), 116–131. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01467.x>
- Seto, K. C., Guneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- SRCE PACA. (2013). *CAHIER 2: Démarche itérative d'élaboration du SRCE, Une approche technique enrichie par les contributions des acteurs locaux*. pp. 52. Provence-Alpes-Côte d'Azur: SRCE PACA.
- Sanderson, E. W., Malanding, J., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G. (2002). *The human footprint and the last of the wild*. *Bioscience*, 52(10), 891–904.
- Theobald, D. M., & Hobbs, N. T. (2002). A framework for evaluating land use planning alternatives: Protecting biodiversity on private land. *Conservation Ecology*, 6(1), 5.
- Vimal, R., Rodrigues, A. S. L., Mathevet, R., & Thompson, J. D. (2011). The sensitivity of gap analysis to conservation targets. *Biodiversity and Conservation*, 20(3), 531–543. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9963-1>
- Vimal, R., Pluvinet, P., Sacca, C., Mazagol, P. O., Etlicher, B., & Thompson, J. D. (2012). Exploring spatial patterns of vulnerability for diverse biodiversity descriptors in regional conservation planning. *Journal of Environmental Management*, 95(1), 9–16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.018>
- Weibull, A.-C., & Östman, Ö. (2003). Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology*, 4(4), 349–361. <http://dx.doi.org/10.1078/1439-1791-00173>
- Wilson, K., Pressey, R. L., Newton, A., Burgman, M., Possingham, H., & Weston, C. (2005). Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. *Environmental Management*, 35(5), 527–543. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-004-0095-9>
- Wilson, K. A., Carwardine, J., & Possingham, H. P. (2009). Setting conservation priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 237–264. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04149.x>
- Woolmer, G., Trombulak, S. C., Ray, J. C., Doran, P. J., Anderson, M. G., Baldwin, R. F., ... & Sanderson, E. W. (2008). Rescaling the Human Footprint: A tool for conservation planning at an ecoregional scale. *Landscape and Urban Planning*, 87(1), 42–53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.04.005>

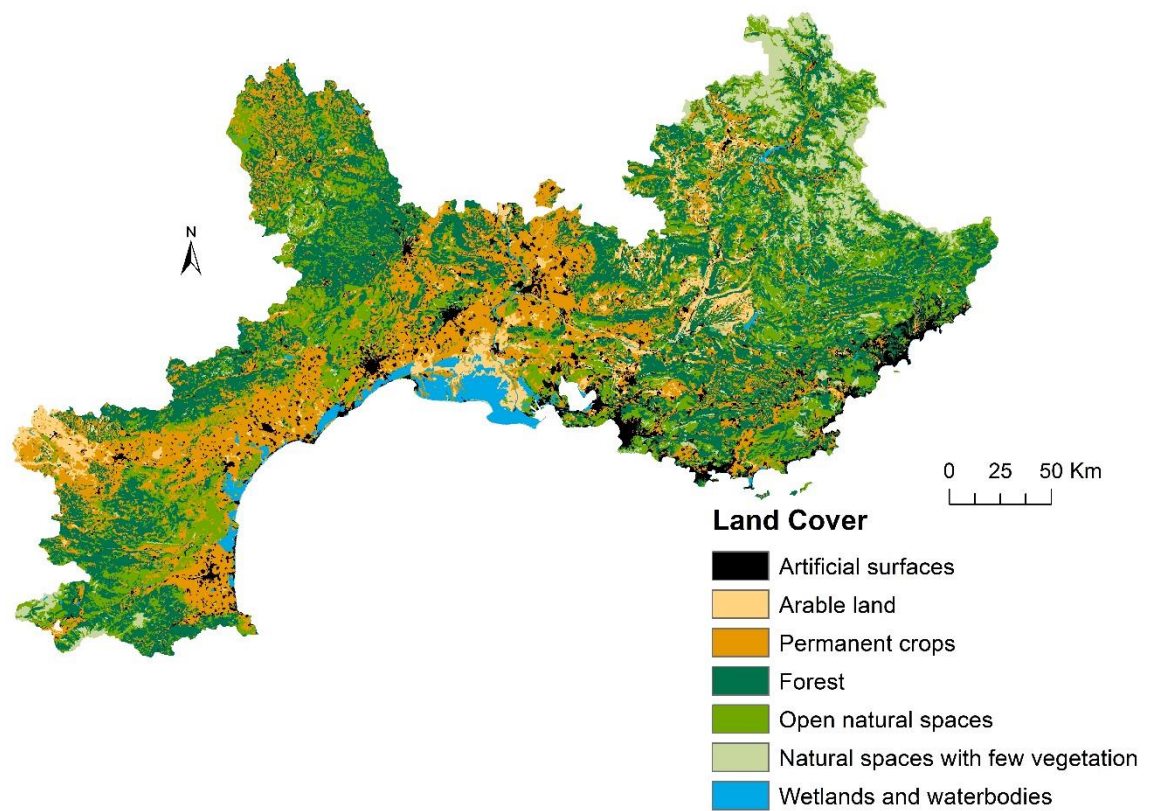
1 Supplementary material

2 Figure S1: Location and topography of the study site. Languedoc Roussillon is represented by dark color
 3 and Provence-Alpes-Côte d’Azur by medium grey in the vignette. Large cities (dark dots), notable areas
 4 (black arrows), river valleys (blue arrows), and main mountain chains (Red) are identified.



5

6 Figure S2: Land cover in the study region

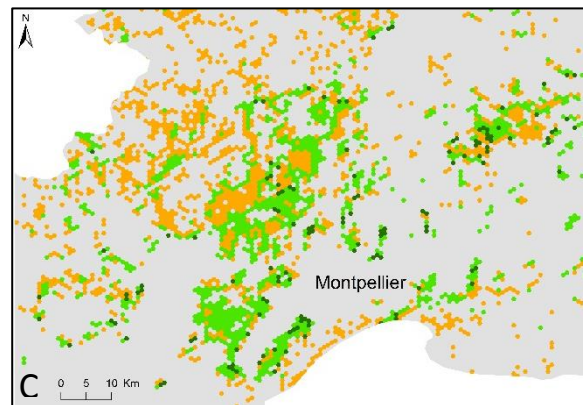
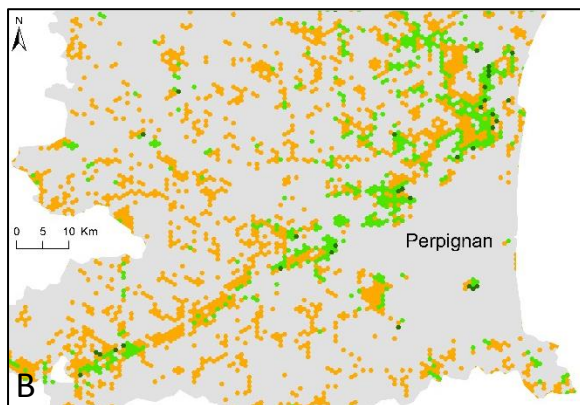
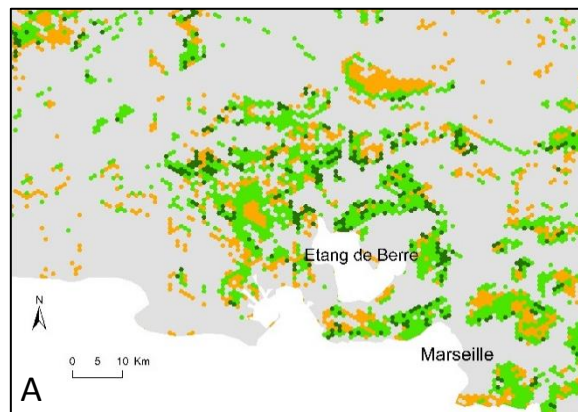


7

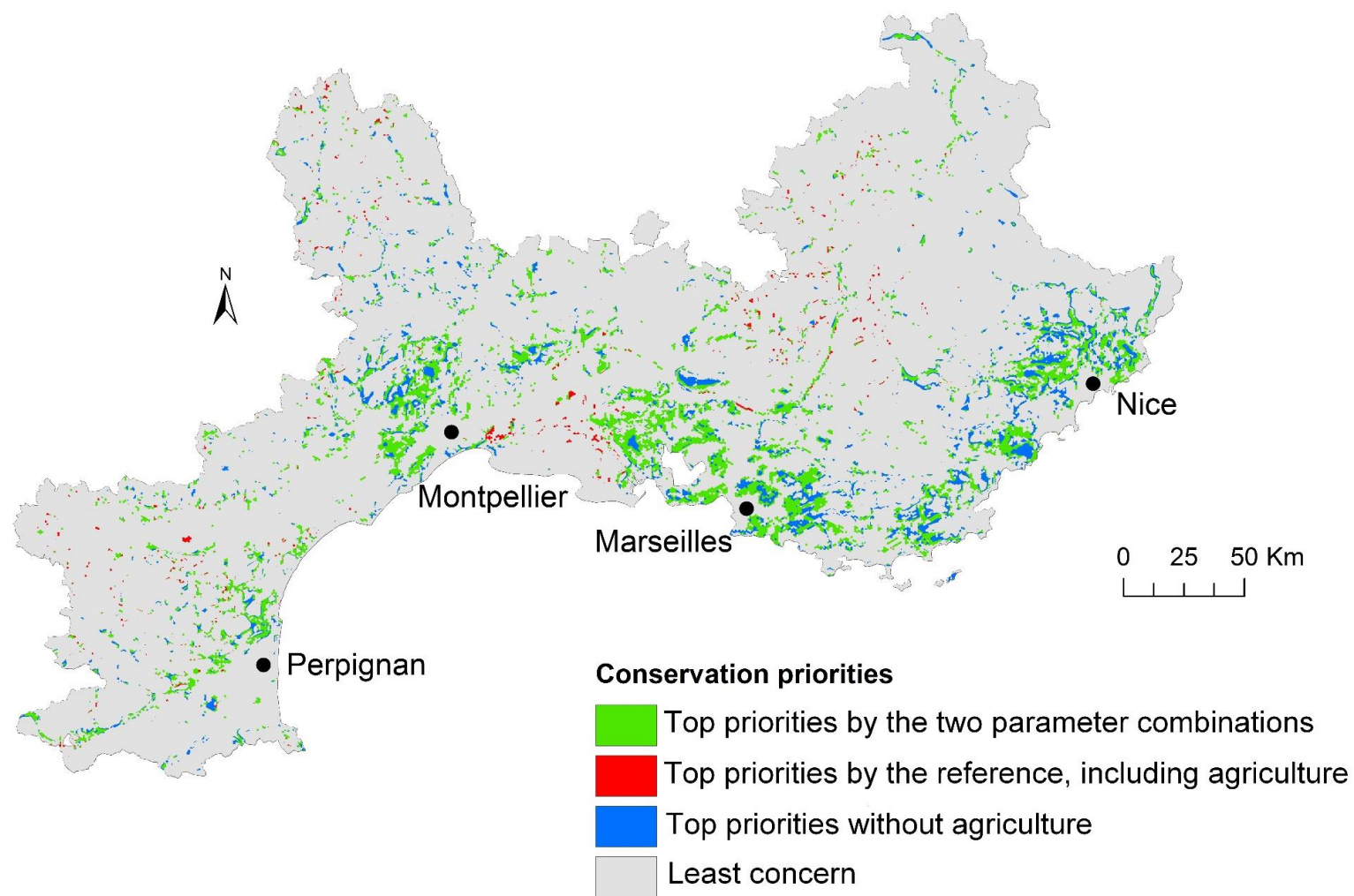
8 Figure S3: Zoom on areas with contrasted priorities under different parameter combinations: A.
 9 Camargue, Crau plain and Etang de Berre; B. Lowlands near Montpellier and Cevennes; C. Corbieres
 10 mountains near Perpignan

Conservation priorities

- Least concern under all parameter combinations
- Priorities under less than half of the parameter combinations
- Priorities under more than half of the parameter combinations
- Top priorities under all the parameter combinations



17 Figure S4: Differences in the spatial identification between the 'reference' and the parameter combination 'without agriculture'. Areas in light grey are
 18 identified as least concern by the two parameter combination, areas in green are identified as top priority by the two parameter combination. Areas in blue
 19 are identified as top priority only by the parameter combination without agriculture and in red only by the reference (including agriculture).



Data Type		Source	Resolution
Transport infrastructures	Roads	BD TOPO®/RGE GIS (IGN 2008)	Vector layer
	Rails		
	Cable transportation		
Agriculture	Land use	CORINE Land Cover 2006	100 x 100m
	High Nature Value farmland	Solagro 2000	Commune
Urbanization	Undifferentiated	BD TOPO®/RGE GIS (IGN 2008)	Vector layer
	Outstanding		
	Industrial		
	Tanks		
	Sport fields		
	Aerodrome runways		
	Cemetery		
Population	Population density	INSEE (2009 – 2010)	Commune
	Evolution of population		
Energy		BD TOPO®/RGE GIS (IGN 2008)	Vector layer
Irrigation and energy channels		BD TOPO®/RGE GIS (IGN 2008)	

21 Table S1: Data used to calculate the stressors

22

Test name			Vimal et al., 2012	Sanderson et al., 2012		Woolmer et al., 2008				SRCE
Transport stressor	Distance effect		Smoother of 2km (800m bandwidth)	<i>From 0 to 2km</i>	<i>From 2 to 15km</i>	<i>From 0 to 90m</i>	<i>From 90 to 500m</i>	<i>From 500m to 1km</i>	<i>From 1km to 3km</i>	--
	Roads	Highway	1	0.8	0.4	1	0.8	0.6	0.4	1
		Primary roads	0.6			0.8	0.6	0.4	0.2	0.6
		Secondary roads	0.35			0.6	0.4	0.2	0	0.35
		Small country roads	0.15			0.4	0.2	0.1	0	0.15
		Small roads in town	0.05			0.4	0.2	0.1	0	0.05
	Railway	High speed line	--			0.6	0.4	0.1	--	1
		Two ways line				0.6	0.4	0.1		0.35
		One ways line				0.4	0.2	0		0.05
	Cable transportation				--		--			
	Surface effect		--				Yes			
	Value per cell			Maximum	Sum		Maximum			
Urban stressor	Distance effect		Smoother of 2km (800m bandwidth)	--		--				--
	Built up area		1 (Undifferentiated)	1 (Undifferentiated, Outstanding, Industrial)		<i>Global value using Corine Land Cover: 1 for Urban classes, 0.8 for Careers and Mines, 0.4 for regenerative forests, 0.2 for others forest</i>				<i>2 (Undifferentiated, Outstanding, Industrial, tanks)</i>
	Diffuse		--	0.8 (other classes)						1 (others classes)
	Value per cell		Sum	--		--				Sum
Agriculture stressor	Coefficients		See Table 2	See Table 2		0.6 for agriculture				--
	Distance effect		Smoother of 2km (800m bandwidth)	--		--				
	Value per cell		Maximum							
Population stressor	Density		Value of the district	From 0 to 10 hab/km²: linear from 0 to 1						Value of the district
				> 10 hab/km²: 1						
	Evolution		--							Between 1999 and 2009
	Distance effect		Smoother of 50km (25km bandwidth)	--		--				--
	Value per cell		Sum	--		--				<i>Sum with coefficient : 4 for density, 1 for evolution</i>

Energy Stressor	--	--	--	<i>Sum of Linear and surfaces</i>
-----------------	----	----	----	--

Table S2: Detailed comparison of methodologies of different tests used to test the effect of the overall methodology. What is different from the reference is in italic and bold. Coefficients associated to the transport stressor considering: different types of transport infrastructure (roads, rails, cable), different ways to consider the distance to the infrastructure and the effect related to the traffic importance (high vs low traffic).

Coefficient	Forest	Semi-open	Open
0.1	< 225ha	< 100ha	< 50ha
0.5	225ha – 500ha	100ha – 150ha	50ha – 120ha
1	>500ha	>150ha	> 120ha

Table S3: Weighting coefficients assigned to different land cover based on the surface of contiguous patches for the calculation of integrity of habitats

Agricultural practice	Number of publications	Global effect on biodiversity	% of global effect observed
Organic agriculture	42	+	71
Intensification	28	-	59
Heterogeneity	29	+	76
Edges	25	+	69
Arable land	20	+	67
Hedges	17	+	69
Semi-natural habitats	16	+	75
Woody elements	16	+	58
Pastures	19	+	83
Use of chemicals	15	-	62
Conventionnal agriculture	12	+	52

Table S4: Main results of our own literature review, based on 125 publications: only major feature of agriculture are shown (presented in most than 10% of total publications). The global effect is the major effect observed and the percentage refer to the percentage of this effect regarding all results published.

Chapitre III : Utiliser les scénarios technologiques pour explorer les changements d'occupation du sol et dériver des scénarios de biodiversité

Ce chapitre se présente sous la forme d'un article en cours de préparation pour la revue *Global Change Biology*.

1 What land-use change scenario for which biodiversity scenario?

2

3 Mathilde Hervé^{*1}, Alberte Bondeau¹, Marianela Fader², Agathe Leriche¹, Wolfgang Cramer¹, Cécile H.

4 Albert¹

5 ¹ Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Aix Marseille

6 Université, CNRS, IRD, Avignon Université, Aix en Provence, France

7 ² International Centre for Water Resources and Global Change (UNESCO), Koblenz, Germany, hosted

8 by the German Federal Institute of Hydrology.

9 *Corresponding author.

10 *E-mail address:* hervemathilde@hotmail.fr

11 Introduction

12 Ecosystems and the goods and services they provide to humankind are at risk, both worldwide and
 13 regionally, due to a number of forcings, including climate and land use change (Millenium Ecosystem
 14 Assessment 2005, Pereira et al. 2010, Cardinale et al. 2012, Visconti et al. 2016, Newbold et al. 2016).
 15 Conserving biodiversity and ecosystem functions to provide ecosystem goods and services sustainably,
 16 for billions more people, and under ongoing climate change is thus one of the greatest challenges of
 17 our time (Lawler et al. 2015). World leaders recognized the significance of biodiversity for human
 18 wellbeing 25 years ago with the formulation of the Convention on Biological Diversity (Butchart et al.
 19 2010, Cardinale et al. 2012). Recent evidence however indicates that, despite a few encouraging
 20 achievements, the rate of biodiversity loss is not slowing down, and that a business-as-usual way of
 21 development will fail all international strategic targets on biodiversity (Butchart et al. 2010, Visconti et
 22 al. 2016, Newbold et al. 2016). There is thus an urgent need to intervene through better and more
 23 proactive policies in order to transition towards more sustainable forms of land management which
 24 could shift the trajectory of biodiversity and ecosystem service provision (Butchart et al. 2010, Pereira
 25 et al. 2010, Lawler et al. 2015, Kuemmerle et al. 2016).

26 Designing policies that would meet the objectives of sustainability for biodiversity and ecosystem
 27 services requires a forward-looking approach that allows decision makers to understand how
 28 biodiversity and ecosystem services may change under future environmental conditions or alternative
 29 development policies (Alkemade et al. 2009, Pereira et al. 2010, Visconti et al. 2016). Projected
 30 changes in biodiversity and ecosystem services, *aka.* biodiversity and ecosystem services scenarios,
 31 are typically constructed by coupling several components (Pereira et al. 2010). First qualitative
 32 storylines, i.e. narrative descriptions of plausible or goal-oriented and alternative socio-economic
 33 development pathways, are produced to explore different visions of the future and the associated
 34 changes in key indirect drivers of ecosystem change, such as human population growth and
 35 greenhouse gas emissions (Shared Socioeconomic Pathways, or SSP, Riahi et al. 2016). Then, these
 36 storylines are translated into quantitative and spatial projections of direct drivers of ecosystem change
 37 like climate or land-use/cover change (LUCC) using simulation models (e.g. integrated assessments
 38 models (IAMS) or specialized land-use models (LUMS)). Finally, the projected drivers (e.g. LUCC
 39 projections) are used as inputs to biodiversity or ecosystem services models, forming biodiversity or
 40 ecosystem services scenarios/projections. One given storyline may result in different LUCC projections,
 41 depending on sources (models, research projects ...). Hereafter we will call these groups of projections
 42 ‘families’, based on sources and not on drivers as in van Vuuren et al. (2012).

43 A diversity of these later models, varying in their complexity and underlying hypotheses, exist to
 44 estimate global change impacts on biodiversity, at different biological levels (e.g. gene to ecosystem,
 45 Bellard et al. 2012). Changes in biodiversity are often estimated with indirect methods (Keil et al. 2015)
 46 e.g. assessing the available amount of habitat (Pearson et al. 1999), the total number of species derived
 47 from species-area curves (Van Vuuren et al. 2006) or empirical estimates of species abundances
 48 (Alkemade et al. 2009, Visconti et al. 2016). Species-specific models aim to provide understanding of
 49 which species are at higher risk and why. For instance niche-based models statistically relate current
 50 species distributions and environmental variables to project the future distribution of a species
 51 (Pearson et al. 2014). Changes in ecosystem service provisioning are often assessed by combining
 52 changes in crops and natural vegetation (e.g. Dynamic Global Vegetation Models, DGVMs, Lindeskog
 53 et al. 2013) and their consequences on ecosystem services (e.g. services models like InVEST, Nelson et
 54 al. 2009).

There is growing demand from governments for biodiversity scenarios to investigate whether some development pathways may help to meet biodiversity targets (Visconti et al. 2016). The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) has been created to inform global environmental decision making on status, trends, and future of biodiversity and ecosystem services through the monitoring of indicators and the assessment of scenarios (Brooks et al. 2014). IPBES assessments rely on published scientific studies and the underlying scenario assumptions.

Impact of climate changes on biodiversity is commonly assessed using this scenario approach as a wide range of climate scenarios and bioclimatic envelope modeling tools are available (Pereira et al. 2010, Bellard et al. 2012). However, most assessments of biodiversity scenarios neglect the impact of other drivers of ecosystem change, and in particular they rarely account for the effects of LUCC (Titeux et al. 2016). Yet, LUCC (through habitat destruction, degradation, and fragmentation) has been the main driver of terrestrial biodiversity loss during the past century and is likely to remain the main threat in the short term (Sala et al. 2000, Pereira et al. 2010). In addition, previous studies advocate that projected changes in biodiversity are potentially inadequately estimated when climate and LUCC effects are examined in isolation (Jetz et al. 2007, de Chazal and Rounsevell 2009). Two main reasons may explain why LUCC have been overlooked so far in biodiversity scenarios. First, accounting for LUCC in biodiversity scenarios requires the availability of a wide range of LUCC scenarios but the development of LUCC scenarios is yet more recent than the one of climate change scenarios (de Chazal and Rounsevell 2009, Jantz et al. 2015, Prestele et al. 2016). Second, existing LUCC scenarios do not often meet requirements for reliable biodiversity changes assessment. Classically, LUCC scenarios are not produced in first aim to project their consequences on biodiversity. For instance, biodiversity changes assessment requires using spatial projections (grids) of current and future land-use/cover patterns, which are not always available (Jantz et al. 2015). They also need to be derived at subnational levels to inform decision making and conservation actions that usually take place at regional scale, which is not always doable given the coarse spatial resolution of most LUCC projections (0.5° for IMAGE scenarios for example). In addition, their coarse spatial resolution make the LUCC projections hardly relevant to predict their impact on anything more refined than a broad species geographic range. Indeed, population dynamics depend on processes (e.g. biotic interactions, dispersal) occurring at much finer spatial scales (from tens of meters to tens of kilometers, depending on species). For biodiversity assessments, not only the amount but also the spatial arrangement of LUCC and their management matters (Dale et al. 1994). Finally, the simplified thematic resolution of most LUCC projections, and the great heterogeneity in the definitions of each classes (e.g. a forest category may contain many different types of land-use/cover) may limit the ecological relevance of LUCC projections (de Chazal and Rounsevell 2009, Verburg et al. 2011, van Vuuren et al. 2012, O'Neill et al. 2017). Due to these reasons, biodiversity scenarios relying on inappropriate LUCC projections may still be unreliable and this also may explain why previous studies have reported little effects of LUCC scenarios on biodiversity scenarios (Thuiller et al. 2004). Titeux et al. (2016) has thus urged ecologists to use the existing LUCC change scenarios and derive concrete suggestions of modifications to improve their relevance to ecological questions and biodiversity scenarios (Visconti et al. 2016).

To explore the relevance of large-scale LUCC projections to develop regional-scale biodiversity scenarios we address three main questions:

- 1) Which LUCC projections are the most frequently used to derive regional-scale biodiversity scenarios?

2) What are the general temporal trends of LUCC proposed by these projections and how do they differ among families of projections? Are these trends consistent with past changes?

3) Are these trends consistent across spatial scales?

Addressing these questions, we discuss the relevance of existing LUCC projections at the regional level and how to build alternative regional projections for improved regional biodiversity scenarios. First, we review the literature on biodiversity scenarios accounting for LUCC to list the LUCC projections mainly used in this context. Then we compare the temporal and spatial trends of 25 LUCC projections from 6 different families that are among the LUCC projections the most frequently used to derive biodiversity scenarios.

We focus our work on the European part of the Mediterranean Basin as a case study, using two nested spatial extents (see supplementary material, Figure S1): the European level and the Mediterranean level (biogeographic region). The Mediterranean case study is particularly interesting for three reasons. First, the region is characterized by a rich and unique biodiversity (3rd position worldwide regarding plant and endemic plant richness) and has been identified as a *hyper-hot* candidate for conservation support (Myers et al. 2000). Second, although expected LUCC in Europe are relatively moderate (Prestele et al. 2016), the Mediterranean Basin is a hotspot of LUCC for Europe (Kuemmerle et al. 2016). Numerous changes take place, including the intensification of agriculture in lowlands and the abandonment of more remote areas, e.g. in the mountains (Debussche et al. 1999, Falcucci et al. 2007, Klausmeyer and Shaw 2009). In addition, population growth and the development of tourism, often concentrated in coastal areas, lead to high rates of urbanization (Haines-Young 2009). Third, the Mediterranean has been identified as one of the main climate change hotspots (Giorgi 2006, IPCC 2013). Being the most vulnerable region in Europe in terms of water shortage, fire, drought and low adaptive capacity, climate change will most probably exacerbate sustainability issues related to human, economic and natural systems (Schröter et al. 2005).

LUCC projections the most frequently used to derive biodiversity scenarios

Review of the literature

To identify the LUCC projections that are most frequently used to derive biodiversity scenarios, we searched the literature published in English after 1990 (Web of Science) using the search terms “Scenarios AND Land use change AND biodiversity” (full text). No particular scale or continent was selected at this stage. We selected the 200 most cited papers (05/25/2016), in order to focus on the most influential LUCC projections. As a number of articles within this list only weakly focus on the development of biodiversity scenarios based on LUCC projections, we therefore carefully checked titles and abstracts to select only the most appropriate ones for our purpose (N=88 available as full text) i.e. articles that reported on the development of biodiversity or ecosystem services scenarios through predictions of the response of biodiversity or ecosystem services to future land-use/cover; but we removed purely climatic or economic scenarios; we kept mixed ones with land-use/cover issues.

The 88 selected papers referred to 196 different storylines of LUCC scenarios. Most of them were encountered only once (164), 32 storylines at least twice, 10 storylines at least five times, and the most frequent, was encountered 11 times (B1 storyline) (Fig. S2). Most of the highly cited storylines come from a handful of different sources (e.g. IPCC special report on emissions scenarios (SRES), Nakićenović et al. 2000) that have been projected with various models (ex. IMAGE, see Table S.1 for acronyms details) in the context of large international research projects (ex. European project ATEAM, Metzger et al. 2004, or ALARM Spangenberg 2007, see Table S.1 for acronyms details) and global assessments (e.g. Millennium ecosystem Assessment hereafter MA (2005), IPCC).

Naturally, the storylines derived from the last IPCC report, namely the representative concentration pathways (RCP, IPCC 2014), are still less frequently cited (1 citation) because they are more recent than other storylines. In addition, many studies use so-called “Business as Usual” (BAU), “Status quo”, or “Trend” scenarios to assess the effect of a continuation of current trends, but these scenarios are very heterogeneous and rely on a diversity of regional storylines and maps depending on the study area (Fig. S1).

Data gathering

We gathered the maps corresponding to 25 projections of LUCC (15 storylines used in these projections are among the top 32 most frequently used, from the 88 selected papers) originating from 6 different families: SRES (Nakićenović et al. 2000) implemented with IMAGE (MNP 2006), ATEAM (Metzger et al. 2004), MA (also implemented in IMAGE, Alcamo et al. 2005), ALARM (Spangenberg 2007), RCP 1 (Chini et al. 2014) and RCP 2 (Hurtt et al. In Prep.). Projections that were not spatially explicit were not considered, since they were not suitable for a comparison of gridded spatial patterns of LUCC.

These 25 projections are derived from 17 different storylines, and 8 different LUCC models (Table 1), thus representing a diverse range of biophysical and socioeconomic assumptions about the future as well as models-related uncertainties (Prestele et al. 2016).

To compare these projections required three steps of pre-processing (Prestele et al. 2016). As the thematic resolution for land-use/cover types varied between the projections, they were all aggregated to a minimal common legend of “cropland”, “pasture/grassland”, “forest”, “urban”, and “other” (Table S.2). As the models start their simulations in different years (Table 1) and report high variation in initial

areas for individual land-use/cover types, changes between 1990 and 2080 were calculated as a proportion of the area in 2000 for each available decade. For the ATEAM projections, maps were not available for 2000; therefore values were linearly interpolated between the closest years provided (1990-2020). Scaling to a common starting value allows the model trends to be observed without these definitions differences (Alexander et al. 2017). Relative changes were reported by summing gridded data for two nested spatial extents. A mask of each extent was applied to extract land-use/cover areas for each projection (Fig. S1). The area for Europe was reduced to the 10 countries where data are available for all the projections and past data. The area for the Northern Mediterranean Basin (hereafter 'Mediterranean') was the biogeographic definition of Mediterranean (Blondel et al. 2010) under the boundaries defined as our European extent. For the A2 storyline in the ATEAM family, we only kept the projection from the HadCM3 model among the four available variants (the most frequently used).

Drivers and scope of the projections

In accordance with the main driving forces that are known to determine LUCC (Plieninger et al. 2016, Bürgi et al. 2017), the storylines of LUCC suggest alternative development pathways regarding different socio-economic drivers such as population growth, economic growth and economic management, technology development, global/regional socio-economic development, social policy/equity, and environmental awareness/policy (Table 1, Fig 1a). In order to map the major similarities and differences among the drivers of the 17 storylines, we ran a Multiple Correspondence Analysis (MCA) on their common drivers (Fig. 1 a). Note that SRES and RCP storylines are primarily developed to explore climate change issues and they produce results on greenhouse gases (GHG) emissions, while other storylines use GHG as drivers.

The 17 storylines are structured along two principal gradients: whether the emphasis is on economic wealth or on sustainability, equity and environmental awareness, and whether the world is globally or regionally oriented (Busch 2006). Within a given family, alternative storylines are generally designed to reflect a large range of possible futures (Spangenberg 2007), which is confirmed here by the wide distribution of the different storylines of each family across the first plan of the MCA (Fig. 1 a). Storylines can be bundled into four major groups centered on the SRES storylines A1FI, A2, B1, and B2 (Nakićenović et al. 2000):

Storylines in the first quadrant (upper right) resemble the B2 storyline and describe regional solutions to economic, social, and environmental sustainability. As expected the AM storyline falls into this category (Alkemade et al. 2009). As describe by Van Vuuren and Carter (2014), SSP2 is close to the "Business as usual Archetype" and to B2 and BAMBU as shown here.

Storylines in the second quadrant (bottom right) resemble the A2 storyline and describe a very heterogeneous world with regional economic development. As expected, SSP3 falls into this category (Riahi et al. 2011, Fujimori et al. 2017), with SSP4 and OS (Archetype "Regional Competition", Van Vuuren and Carter 2014).

Storylines in the third quadrant (bottom left) resemble the A1FI storyline and describe a very rapid economic growth, little environmental awareness and convergence between regions. As expected, storylines such as GRAS (Spangenberg et al. 2012) and SSP5 (Kriegler et al. 2017) fall into this category.

204 Storylines in the fourth quadrant (top left) resemble the B1 storyline and describe a convergent world
205 with an emphasis on global solutions to economic, social, and environmental sustainability, with
206 increased environmental awareness. As expected, storylines such as SEDG (Spangenberg et al. 2012)
207 and SSP1 (van Vuuren et al. 2017) are into this category.

Temporal trends in LUCC projections: a broad range of possible futures (1970 - 2080)

From our dataset, we analyzed the potential future trends of change of the European landscapes. We compared trends among projections and families, as well as with observed past changes.

For past trends, we used the first level of information (Table S1) from the CORINE Land Cover (hereafter CLC) raster database (Copernicus 2015) at 100 x 100m. We extrapolated the past trends to future decades by computing the maximum and minimum rates of change during the reference period (1990, 2000, 2006, and 2012).

Plausible projections for the future are not extrapolations of past trends. Instead they should allow exploring the range of possible futures as these deviate from a 'business as usual' (BAU) projection. While the availability of LUCC models and data have increased in the last decades, there are only limited historic time series of land-use/cover change (in particular spatially-explicit ones) that can be used as references, and most of them are actually outputs from models and reconstructions (Alexander et al. 2017).

LUCC is driven by demographic, economic, political, cultural, technical and biophysical factors that are difficult to disentangle and that are largely related to human behavior. Causal relationships among drivers and their changes are difficult to predict (Busch 2006, Smith et al. 2010, Souty et al. 2013, Plieninger et al. 2016). Past LUCC trends have been non-linear due to sudden events or even come back to past states (Jepsen et al. 2005). For instance, historical events such as World Wars or institutional reforms such as the Common Agricultural Policy have triggered major changes in land management in Europe (Jepsen et al. 2005, Fuchs et al. 2015).

Projections of LUCC have therefore inherent uncertainties and are potentially too conservative, since they do not consider potential sudden changes (Smith et al. 2010). For a large set of LUCC projections, Alexander et al. (2017) found that most significant changes will happen in the period between 2000 and 2030, after 2030 projections are not deviating from each other anymore. The furthest time horizons of most LUCC projections (2080-2100) reflect the fact that these projections have been shaped to be consistent with climate change projections (de Chazal and Rounsevell 2009) and might be too far into the future regarding LUCC research and for projecting biodiversity scenarios.

European landscapes are mosaics of croplands, pastures and forests interspersed with urban areas, and their current state results from millennia of human activities. The trends for each of this land cover category is thus detailed below. However, changes in the area dedicated to these different land categories are not expected to be independent, if competition for land among the different land types is not in itself a driver of land-use/cover (change), it is an emergent property of LUCC drivers and pressures (Smith et al. 2010).

Expected change in the extent of cropland & grasslands to 2080

Cropland and grasslands dominate the European landscape, covering about half (51%) of the area in 2015 (Eurostat 2015). Over the centuries, agriculture has shaped European landscapes and has given rise to a rich variety of semi-natural habitats from which many species depend (Busch 2006). Agriculture plays a key role in the management of the natural resources and the multi-functionality of rural areas (e.g. ecosystem services, agricultural production, Busch 2006).

Over the period 1990-2080, croplands tend to decline or remain stable (-13% on average) in all land-use/cover projections and the relative change ranges from -40% to 22% (Fig. 2 a). The two projections that propose significant increase in cropland areas are A1FI and A2 projections from IMAGE-SRES, probably because they rely on substantial increases in food and biofuel demands but only marginal improvements in crop yields (Busch 2006). In contrasting, the projections that tend to the largest declines in cropland areas are mainly the RCP 2 (3.4, 7.0 & 6.0) and 1 (4.5 & 8.5), but also ATEAM (AIFI & A2) and MA (TG & GO). While A1FI from ATEAM leads to the highest decrease in croplands areas, A1FI from IMAGE-SRES leads to the highest increase in croplands areas. The ALARM scenarios, RCP and TG, despite an increase in overall population, propose also a development of technologies that could improve agricultural yields and reduce agricultural areas (Kuldnal et al. 2008).

In parallel, the area covered by grasslands and pastures tends to remain stable or decrease (-2% on average), with some projections (A1FI & A2 from ATEAM) leading to substantial increases (96% and 74%) and some (B2 from ATEAM and RCP 2 2.6 and 3.4) leading to moderate decreases (up to -38%, Fig. 2 d) which seem consistent with others studies (Busch 2006, Prestele et al. 2016, Alexander et al. 2017). Probably due to the low resolution of the IMAGE projections (Table 1), grasslands represent a very small area (around 1.5%) and relative changes are very low.

Changes in cropland areas are expected to be smaller in Europe than in the rest of the world (Prestele et al. 2016), probably because crop production in Europe is already largely at equilibrium with the production potential (IIASA and FAO 2012). The decrease in cropland areas given by most projections is consistent with the trends observed from recent past. Since the 1960's, and despite the increase in food demand, important increases in crop yields have led to a decline in cropland area in Europe (Smith et al. 2010), with a -13.4% decline in permanent crops over the period 1990-2006 (Kuemmerle et al. 2016). Croplands mainly declined in areas not well suited for agriculture (e.g. mountain regions, the Mediterranean Basin), that experience a combination of major agro-ecological limitations (e.g., water shortages during the growing season) and socioeconomic constraints (e.g. low market accessibility, Kuemmerle et al. 2016). Some projections lead to future trends that diverge from past trends, but mainly to project higher surfaces (due to the massive development of biofuels), none leads to higher decline rates than observed. For grasslands, future trends are also largely consistent with past ones (+6.5% over the period 1990-2006, Kuemmerle et al. 2016) but most projections fall on the lower part of these past trends, and while some deviate from these to predict a decline in grassland areas, none predict a higher increase than observed.

Expansion of agricultural land is mainly caused by international food/feed demand. While human population keeps on growing and a large part of it turns to a diet based on meat, the challenge for producing food becomes more significant (Ramankutty et al. 2008). For this reason, croplands have received greater research focus than other categories of land-use/cover. However, the number of people that can be fed by one hectare of cultivated land (croplands and grasslands) can vary by a factor of three, depending on dietary preferences and technological progress (Souty 2013). On the one hand, greater caloric intake and dietary meat consumption go with higher income (Tilman et al. 2011) and some types of livestock are little efficient to convert crop calories and protein into edible foods (Keyzer et al. 2005). Increased meat consumption can thus be responsible for increased areas in both croplands and grasslands (Bouwman et al. 2005). On the other hand, any gain in crop yield can help avoid converting more natural areas into agricultural land for given dietary preferences (Souty 2013). Historically, increase in food demand has been partly compensated by technical improvements (e.g. harvesting machinery, synthetic fertilizers, irrigation, crop breeding) that led to increase in crop yields

(Smith et al. 2010) and to the industrialization of agriculture (Jepsen et al. 2015). However, the potential for further technical improvements in Europe is now low and maintaining crop yields will require an adaption of crop systems to future environmental conditions (e.g. stronger and more frequent drought or late freeze, IPCC 2013). In parallel, in many land-use/cover projections (e.g. AIFI), biofuel production takes up considerable areas and prevents substantial abandonment of agricultural land, while proposed as a solution to meet increased energy demand, or to reflect pro-active climate policies, or security-oriented self-reliance policies (Busch 2006). The capacity of biofuels to mitigate climate change is controversial given their potentially low energetic efficiency, and the fact that they require large amounts of agricultural products to satisfy only a limited part of energy demand (Dorin and Gitz 2012, Laborde and Valin 2012). Finally, at the European level, demand for agricultural products is a combination of domestic demand and demand from other regions, which is balanced by the economic policies and the international trade (Busch 2006).

The environmental impacts of increased crop production depend on how increased production is achieved, namely by agricultural extensification (more land) or intensification (higher yields) (Tilman et al. 2011). In Europe, both land abandonment in the least productive areas and the intensification of agricultural practices in the most productive areas, have led to a decline of wild species associated to farmlands (Stoate et al. 2009, Doxa et al. 2012). The uncertainty related to future cropland and pasture areas will thus propagate on biodiversity scenarios (Visconti et al. 2016). But also there is a need to better address changes in agricultural practices, and not only large thematic categories like crop types.

There is a lack of agreement over what constitutes pastures and forest, for example how to categorize grazed forest land or semi natural arid grazing (Ramankutty et al. 2008). FAO included rangeland into pastures definition but it still difficult to apply this definition, on actual land-use/cover maps, from photo-interpretation, or in model.

Expected change in the extent of forest to 2080

Forests are the second most important land cover in European landscape, covering about 35% of the area (Eurostat 2015). Unlike in many parts of the world where deforestation is still a major problem, in the European Union (hereafter EU), the area of land covered by forests is growing since 1880 (Mcgrath et al. 2015); by 2010 forest coverage had increased by approximately 11 million hectares since 1990, as a result of both natural growth on abandoned cropland/rangeland and afforestation.

Over the period 1990-2080, forest area increases or remains stable in most projections (+9% on average, Fig. 2 g). Only projections A1FI and A2 from IMAGE-SRES show a clear decline (around -20%). Contrastingly, the projections 3.4 from RCP V2 and BAMBU & GRAS from ALARM lead to a large increase (up to 32%), while TG from the MA and 2.6, 6.0 and 7.0 from RCP V2 show medium increase (~20%).

In the recent past, forest areas have been mainly stable or slightly increased in Europe (Kuemmerle et al. 2016). Most projections follow these trends, and the full scope of projections ranges from higher declines to higher increases than observed. As cropland is foreseen to decrease, natural vegetation is expected to regenerate into new forests; forest areas thus seems to mirror cropland trends (correlation between both changes ~-0.51). Beyond this, forest management is difficult to predict, partly related to the uncertainties regarding the future bioenergy policies, and will play a determinant role in controlling changes in forest areas (Leadley 2010). Over 1600-2010, forest have undergone strong changes in management regimes that have led to an increase in conifers at the expense of

deciduous forest, and to a strong decrease in unmanaged forest with more high-stands, less coppice management and a drastic decline in litter raking (Mcgrath et al. 2015). Forest resources are essentially used for timber production and for energy-biomass production that lead to the proliferation of dedicated plantations (especially in RCP 2.6 and 8.5, Haberl et al. 2010, Souty 2013). In addition, ongoing climate change could lead to increased risks of storm and fire disturbances, and early successional communities, such as shrublands, are thus projected to expand (Moriondo et al. 2006). The adaptation of forests to climate change and their role in climate mitigation may also play a role on future forest areas given that poorly adapted species may die back and that strong reforestation policies, such as the one that followed the timber shortage after World War II (Fuchs et al. 2015), may lead to a greater increase in forest areas (e.g. TG from the MA and RCP 4.5, Smith et al. 2010).

Forests are biodiversity-rich and they are an important source of diversified ecosystem services (e.g. watershed protection and carbon storage). The potential replacement of forests by species-poor plantations and post-disturbance shrublands may lead to a significant reduction in species diversity (Leadley 2010, Pereira et al. 2010). Given the heterogeneity of the definition for the forest category in most land-use/cover models (Sexton et al. 2016) – that may encompass all forest types (coniferous vs deciduous), all successional stages (shrubland to mature forest) and all management status (natural, plantations, managed) – the rough conversion of forest areas into indices of biodiversity or ecosystem services may lead to high levels of additional uncertainty. In addition, gross changes may be much larger than net changes (over the period 1900-2010, 15% of the forest were lost and 19% were gained, Fuchs et al. 2015).

Consequently, the impact of forest change on biodiversity may exceed the indications based on forested land cover projections, and increasing forest areas will not necessarily go with an increase in biodiversity (e.g. for species-poor plantations, Brockerhoff et al. 2008). However, the most recent projections (RCP V2) are more optimistic than previous ones (e.g. SRES) regarding potential forest expansion (link to policy to mitigate climate change through carbon taxes that favoring protection of forests, Pereira et al. 2010), which still could lead to superior opportunities for habitat recovery than previously estimated (Leadley 2010). Therefore, the protection of natural habitats should be included into international objectives jointly with food security, and economic and mitigation objectives (Jantz et al. 2015).

Expected change in the extent of urban areas to 2080

Built-up, roads and railways occupied only 7.3% of the total area of our European extent in 2015 (Eurostat 2015), however around 72% of population of the EU live in urban areas. Although the overall rate of population growth in the EU has been modest in recent years, urbanization in Europe is an ongoing phenomenon, with the most rapid urban population growth located in capital cities and their peri-urban areas.

Over the period 1990-2080, urbanization is between +1% to +53% in all projections (+10% on average, Fig. 2 I). The highest increase is obtained with RCP V2 2.6, all other projections leading to moderate increases only (+1% to +27%, except the ones from IMAGE and MA for which this category does not exist).

Overall, the expected future rates of urbanization are far below the ones observed in the recent past (21% over 1990-2006, Kuemmerle et al. 2016, Fig. 2 I). This is probably due to the low spatial and thematic resolution of global land-use/cover projections that contrast with the fact that urbanization often covers smaller contiguous surfaces and rarely represents the dominant cover when aggregated at larger resolutions. Even CLC data with their 100 m resolution and a 5 ha Minimum Mapping Unit may largely underestimate urban sprawl. With a refined urbanization model (5km resolution), expected urbanization rates for Europe are much higher (Seto et al. 2012). If all areas with high probability (>80%) undergo urban land conversion, there will be an 80% increase in the European urban extent for the period 2000-2030.

There are three principal drivers for the urban demand: demographic trends and demand for housing, spatial style of development that are related to income conditions, as well as regulation policies. Urbanization generally occurs around major cities, near transport infrastructures, and on flatter terrains (that are often fertile agricultural lands), and in coastal areas, especially in Mediterranean (Fuchs et al. 2015, Kuemmerle et al. 2016). Indeed, there is an important attractiveness of littoral cities and hinterland for Nord European retirees (Membrado 2015) and a supplementary pressure for urbanization. The main challenge regarding urbanization is to find the balance between density and compactness (to limit sprawl) and quality of life (access to public vs private green spaces) in a healthy urban environment (Sushinsky et al. 2013, Hennig et al. 2015).

Although urban areas represent a relatively small fraction of the European surface, they cause an important modification of the environment and biodiversity (e.g. Sushinsky et al. 2013). Large part of suitable areas for coastal plant biodiversity has been lost for decades already (Doxa et al. 2017). European biodiversity is still expected to be largely affected by future urban expansion, and the Mediterranean basin could be the biodiversity hotspot most affected by urban expansion (Seto et al. 2012). The impact of urban areas on biodiversity also largely depends on the form and intensity of urbanization, with more compact forms of developments leading to smaller impacts on functional connectivity and on urban-sensitive species (Sushinsky et al. 2013, Tannier et al. 2016). In addition, all types of impervious infrastructures (e.g. transport infrastructures) and not only urban areas have a strong effect on biodiversity, not only locally but also in their neighborhood. While 22% of European surface is within 500 m of an impervious infrastructure (respectively, 50% within 1.5 km), this reduces mean species abundance of birds (resp. mammals) by 50% (Torres et al. 2016). Moreover, increase in urbanization have also important consequences on ecosystem services, particularly regulatory like flood regulation and carbon storage (Eigenbrod et al. 2011). Urbanization plays also an important role in increasing alien species invasions and then biotic homogenization and loss of endemic biodiversity (Kühn and Klotz 2006, Blair and Johnson 2008).

Differences in the main trends among families of projections

Different projections result in different land-cover outcomes. This allows to address uncertainties in major socioeconomic developments, to evaluate the sensitivity of land-cover to policy alternatives, and to assess their consequences on biodiversity and ecosystem services. When considering all potential changes together (in terms of cropland and grasslands, forests and urban areas), each land-use/cover projection describes a trajectory of change that reflects, at least partly the initial storyline (Fig. 1b).

Thus, the trajectories of the different projections compared above should lead back to the initial discrimination of the different storylines based on their drivers (Fig. 1a). The main differences in the projections regarding their trajectories of change are found among families, and differences among the initial storylines are not reflected by the trajectories of change. This result is in agreement with previous studies that report that land-use/cover projections depend more on the model used to derive them than on the initial storyline and that within-model disagreements are often lower than the smallest disagreement between scenarios from any two different model (Prestele et al. 2016, Alexander et al. 2017). Alexander et al. (2017) also showed that differences among models become larger with time. Even when comparing different models with a common set of scenarios, major differences in the outputs are found among models, probably due to their different assumptions and parameterization (von Lampe et al. 2014, Schmitz et al. 2014, Robinson 2014). Conversely, this also means that different LUCC models can give very different future land-use/cover scenarios even for the same (or similar) storyline assumptions (Busch 2006, de Chazal and Rounsevell 2009).

Spatial trends in LUCC projections

While multiple causes are influential in shaping and reshaping European landscapes, fundamental changes that landscapes undergo are partly reflecting global trends, and partly exhibiting regional particularities (Plieninger et al. 2016). Depending on prevailing social-ecological conditions, trends of change may strongly vary in their regional expression (Pinto-Correia and Kristensen 2013). Few LUCC projections seem to take into account these potential regional specificities. Strong assumptions are usually made to fill data gaps and identify subnational patterns of land cover/use (Fuchs et al. 2015). In the ALARM project, to produce high resolution maps, regional drivers of change are included such as soil productivity (Spangenberg et al. 2012), but this is not explicit for other projections. De Chazal et al. (2009) have shown that the results for the regional models are probably different from those of the global models because they are able to represent processes of LUCC at appropriate scale. Nevertheless, changes in land-use/cover are affected by events and policies at different scales and projections could be different depending on all the scales and their drivers accounting into the model.

To identify areas that have high or low probabilities of change according to the different LUCC projections, we generated gridded maps, aggregated to 0.5° resolution of variation across 25 projections for the year 2050 for Europe. Maps are also produced for the Mediterranean Basin using scenarios from ALARM with the finer resolution (Fig S4). We focused on total change and on changes regarding cropland, forest and urban areas (Fig. 3).

We reclassified land-cover under the five simplified land-cover types (Table S1) before comparing the 2050 projection with the 2000 projection for each scenario (1990 for ATEAM scenarios). Then, we reclassified maps into 0 (no change) and 1 (change, increase or decrease) for total change, croplands, forests and urban areas. For scenarios using percentage of land-cover (ATEAM, RCPV1 & V2), we consider only change superior to 5%. Then maps from each projections were summed.

Where are the changes occurring?

Even when projections have similar expected rates of change for one land-cover category (Fig. 2), the spatial allocation of these changes may vary a lot (Fig. 3). When we look at the total change, across the five land-cover classes, for Europe, we can see very low agreement among the projections. 87.3% of

the European extent is expected to change in 5 to 15 projections while less than 0.5% (resp. 0.05%) is expected to change in more than 20 (resp. none) of the projections (Fig. 3). Regarding the different land-covers, there is no agreement on which area should gain or lose this given land-cover. Nevertheless, the Mediterranean appears as a potential hot spot of LUCC for the future with Italy and the Iberian Peninsula being especially prone to change (Fig 3a).

For urban areas, expected changes are localized near actual important and growing cities, particularly Paris and in a triangle between Brussels, Cologne and Amsterdam (fig 3b.). In lower proportion, urbanization is also expected to increase across the Mediterranean littoral.

Regarding the loss of croplands, the Mediterranean region appears to have the highest agreement (fig 3c.). Over the last 110 years, cropland and grassland dynamics occurred everywhere throughout Europe, due to technical improvements that led to improved cultivation conditions in both humid regions (Northern Europe) and dry regions (Mediterranean, Fuchs et al. 2015). However, in the most recent past hotspots of land abandonment occurred essentially in Eastern Europe, the Mediterranean parts of Europe, and many European upland areas (Plieninger et al. 2016). This is consistent with our results showing the potential gain in forest in mountains regions (Cantabrian Mountains in the North of Spain, Massif Central in France and Alps, fig 3f.). In contrast, agricultural intensification was most expressed in those European regions where biophysical and structural conditions for agriculture are favorable, e.g. in many areas of Northwestern Europe, which agree with the map of potential gain in croplands (fig 3d.) (Pinto-Correia and Kristensen 2013).

The Mediterranean Basin represents 37% of expected area change across the 25 projections used in this paper. Over the last 110 years, the region has undergone significant reforestation and urbanization (Fuchs et al. 2015). At the Mediterranean level, LUCC projections predict trends of change that are similar in their directions and slightly larger in their range than at the European level. In particular, the increase in grasslands is more pronounced in the Mediterranean. Nevertheless, the characteristic land-use/cover of Mediterranean, mainly associating agriculture practices and natural area (rangeland as example) and the definition of land-use/cover which are difficult to characterize could conduct to underestimate or overestimate some change concerning croplands, forest and grasslands (Leadley 2010).

Recommendations for the development of LUCC-based regional biodiversity scenarios

From all the elements above, it does not seem straightforward to use broad scale LUCC projections to derive a range of meaningful regional biodiversity scenarios. While existing projections have an important role to play in characterizing the global boundary conditions for regional LUCC assessments, there is still a clear need to define scenarios that are relevant at regional scale (e.g. Alcamo et al. 2006, van Meijl et al. 2006). Surprisingly, while most of the limitations above are already largely discussed in the literature, they are not well accounted for as sources of uncertainties in biodiversity scenarios. Here, we develop 4 major recommendations that will help to develop more comprehensive regional land-use/cover scenarios from which reliable biodiversity scenarios could be defined.

Select a broad range of projections

Most of the papers we reviewed (96%) that derive biodiversity scenarios from LUCC projections focus only on one family of projections and few combine projections from different families (del Barrio et al. 2006, de Chazal and Rounsevell 2009, Pereira et al. 2010). Selecting a group of contrasted projections coming from different emission scenarios (storylines), from different regional or global climate models, or even different runs of a given models is a common practice when addressing the impacts of climate change on future biodiversity and ecosystem services (Araújo and Luoto 2007, Beaumont et al. 2008). Surprisingly, this is rarely the case when investigating the consequences of LUCC on biodiversity and ecosystem services, and many studies ignore the uncertainty in LUCC projections in assessments of LUCC impacts on biodiversity (Prestele et al. 2016). This might be a severe limitation regarding the scope of biodiversity scenarios given the little concordance between socioeconomic drivers and trajectories of LUCC and the large predominance of inter-model variance among projections (Alexander et al. 2017). Here, we recommend that ecologists include a variety of projections that come from several families of projections, as is recommended when modelling the impact of climate change on biodiversity (Beaumont et al. 2008). This also requires that LUCC modelers largely homogenize the data and make the different available projections comparable (start and end dates, thematic resolution, etc.). These are similar requirements as the ones discussed when LUCC projections are used for climate change assessments (Prestele et al. 2017).

The output of LUCC models is widely utilized in global- and regional-scale environmental assessments and land-use/cover reconstructions or projections are regarded as observations without accounting for uncertainty while our results show that projections contain serious sources of uncertainty (Prestele et al. 2016).

Downscaling and regional specificities

Ecological dynamics occurring in finer scales, modelling biodiversity requires LUCC projections at higher resolution, from tens of km to hundreds of meters. Downscaling of global trends is a proven method to adapt global-scale scenarios at the regional scale (Rounsevell et al. 2005). While this is currently done when investigating climate change (Hertig and Jacobeit 2008, Tabor and Williams 2010), this is still a less common practice when studying LUCC because there is no single established technique.

Some studies consider the drivers (economy, diet, technology, urbanization, etc. - also climate) to estimate global or broad-scale trends, and then develop scenarios at the more regional scale by some sort of downscaling (Walz et al. 2014). But this requires that trends are well assessed and to have

insights on regional specificities. For example, urban areas are always underestimated for Mediterranean and urban development have to be increased when downscaling. Local policies and decisions could also impact land-use/cover and have to be included in downscaling. Local knowledge on drivers could be achieved by expert knowledge (local stakeholders, Kok et al. 2006, Houet et al. 2017) and/or by a literature review (Seto 2011). For example, Kok et al. (2006) advise to change drivers currently associated to urban dynamics to drivers more adapted to rural dynamics to downscale European scenario at Mediterranean scale. Based on expert knowledge, they aim to include drivers on agriculture, tourism, water availability and migration for adapted scenarios at two local sites, in Spain and Italy.

Other approach could develop some statistic method, based on past data of land use from Corine Land Cover for example (Dendoncker et al. 2006). Such method calculate the probability to have one land-use/cover type, depending on cell's neighborhood and some physical parameters (erosion, slope, accessibility, proximity of a road) to confirm or infirm scenario prediction for each cell (Verburg et al. 2006).

Furthermore, scenarios and projections developed at larger scale could be useful for local studies. Indeed, they could identify hot-spot of potential change at regional level where special downscaling can be done to produce biodiversity scenarios, using participative approaches with stakeholders for example. European-specific land use scenarios with a strong spatial and regionally varied perspective would be a major step ahead in addressing this issue.

The current approaches of top-down modeling should be accompanied by region-specific bottom-up modeling to strengthen the value of quantitative scenario studies in supporting policy discussion (Houet et al. 2014).

But these approaches of downscaling remain do case by case and requires to be generalized.

Toward practices scenarios rather than LUCC projections

Differences in management intensity within the same land-use/cover are also typically not included in studies, and may lead to a range of different biodiversity responses (de Chazal and Rounsevell 2009). Apart from the spatial scale or level of information, the studies lack important information on land-use/cover intensity and rural development (Busch 2006). At European scales, Reidsma et al. (2006) have likewise argued that biodiversity in agricultural areas depends mainly on the intensity of land-use, measured by such factors as the amounts of chemical inputs applied or production per unit area and time. Likewise, Firbank et al. (2008) suggest that HANPP (human appropriation of terrestrial net primary production) is potentially the ideal 'top-level indicator' of the pressure of agricultural activity on biodiversity. Moreover, same approaches could be developed for forests (Lindenmayer et al. 2000, Spiecker 2003). But these indicators have some limits. Indeed, the effects on biodiversity are generally assessed by using quite a narrow range of taxa. Simple gradients of land-use intensity are unlikely to explain all variations in biodiversity and the output of ecosystem services unless the effects of fragmentation and the structure of land-use/cover mosaics are taken into account.

Moreover, the recent policies discussion regarding climate change mitigation and adaptations have pointed out the expectations that are put on changes towards practices that sequester more carbon, which is a step toward sustainability especially in the sloppy and drought-prone Mediterranean

regions. Some agricultural practices, like soil conservation practices and agroforestry seems to favor not only climate mitigation because of the resulting carbon sequestration, but also climate adaptation because of the better resulting water and nutrient fluxes and availability (Kassam et al. 2012). On top of that, because these practices often increase the complexity and the diversity of the agricultural landscape (mixture of crops and trees, of pastures and trees, associated cropping, etc.) there is a good probability of specific biodiversity to be better preserved (Bugalho et al. 2011). Such practices changes have been accounted for within the construction of some scenarios, only narrative, which propose to explore change to way of life and consumption to more environmental friendly (AGRESTE scenarios, Portet and Vert 2010, Afterres scenario, SOLAGRO 2016).

Haines-Young (2009) report that LUCC can refer to the replacement of one type of land-use/cover by another or include more qualitative change that could change the impact on biodiversity. Likewise, Turner et al. (2007) propose to develop a new method for characterizing land change and this could be the land system approach (Malek and Verburg 2017). Define land system allow to take into account variable on practices and intensity. Therefore, consequences on biodiversity can be quantified, in link with review on relations between such practices and biodiversity or indicators (Lindenmayer et al. 2000, Reidsma et al. 2006, Firbank et al. 2008). Using a land system approach is also an issue to take into account land-use changes within categories, from rainfed to irrigated agriculture, from annual crops to pastures, from natural forest to planted forestry, etc. that may imply decreases in biodiversity too. These changes are harder to catch in the actual categories of the models but can be in the land system approach.

Changes in “models” of development (green cities with plants on the roof, organic agriculture, etc. may be better than the unsustainable ways) affect biodiversity too. In the case of organic agriculture, global studies generally focus on the preservation of natural areas (for biological conservation purpose). Because of the reported lower yields of organic agriculture, LUCC scenarios with organic agriculture lead to a reduction of preserved natural areas (Erb et al. 2012). Nevertheless, a sustainable turn towards organic agriculture implies other changes in the design of the agricultural landscape that generally increase the local biodiversity (Kristiansen et al. 2006). Moreover, effect of organic agriculture on LUCC depend also in diet choice and a change in diet could lead to a conservation of natural area too (Stehfest et al. 2009, Erb et al. 2012)

Nevertheless, an important issue is also to take into account the modalities of change and not only the loss or gain in on type of land-use/cover or land system. Therefore, consequences of change, for example from an agricultural land-use to a forested area, have to be define for each group of biodiversity studied to have a precise classification of impact of LUCC on biodiversity.

Account for spatial arrangement of changes

When considering the impact of LUCC on biodiversity, not only the rate of change, but also the spatial allocation of these changes matters, for several reasons.

First, a change of a land-use/cover could induce habitat loss for a given species when the change has to lead to the direct destruction of a part of the species’ habitat within its geographic range. This would seem rather straightforward to quantify, but for many species the conditions required to define a habitat area are more complex than the simple presence of forests or grasslands, and they may require complementary types of habitat or some type of resources that can only be quantified with a fine

resolution (<100m, Jackson and Fahrig 2015). Overall, different spatial arrangements of habitat loss lead to different extinction estimates (Keil et al. 2015). Reversely, a change of a land-use/cover could also induce habitat gain for some species.

Second, for a change a land-use/cover to induce habitat fragmentation for a given species, it has to occur within its geographic range and to separate a previously continuous area of habitat into several discontinuous sections. Many studies show that habitat configuration (or spatial arrangement) - and not only habitat amount - matters, and that at several scales (Villard and Metzger 2014). At fine scale, some species are strongly influenced by edge effects and their habitat can be highly fragmented by roads while habitat configuration can also strongly affect (climate-driven or not) range shifts (e.g. Gil-Tena et al. 2013).

Third, for a change a land-use/cover to induce habitat degradation for a given species, it has to lead to the loss or the modification of ecosystem components constituting the habitat. More difficult to quantify than the two other impact of LUCC, habitat degradation needs to characterize precisely land-use/cover but mainly intensity of practices at fine scale, as developed above. Nevertheless, habitat degradation is already few studied and remain difficult to quantify for actual ecosystem (Jansen and Gregorio 2002).

Thus, when modelling biodiversity, it is particularly important to understand where and how future changes may occur. Using net rates of changes can seriously underestimate land-use/cover dynamics and its impacts on biodiversity (Fuchs et al. 2015).

Conclusion: Make it possible to include more processes in biodiversity models

Most biodiversity models that are used to derive continental- or nation-wide biodiversity scenarios neglect key ecological processes and rely on indirect assessments of biodiversity (via habitats area, Keil et al. 2015), thus leading to quite general estimates of biodiversity change (de Chazal and Rounsevell 2009). Many syntheses confirm that better biodiversity scenarios could emerge from including these processes and giving stronger theoretical foundations to biodiversity models (Thuiller et al. 2008, Visconti et al. 2016, Urban et al. 2016). This means developing mechanistic models linking LUCC and other global change to population dynamics of individual species through changes in life-history parameters such as survival and dispersal (Pereira et al. 2010). These models are now being developed by ecologists (Leroux et al. 2017), but in return this means that LUCC projections need to be compatible with the data resolutions and the types of processes considered by biodiversity models (de Chazal and Rounsevell 2009), in addition to being at policy-relevant scales (Cardinale et al. 2012). Following the recommendations above should create new opportunities towards more relevant LUCC scenarios for biodiversity scenarios.

648 **ACKNOWLEDGMENTS**

649 This work is a contribution to the Labex OT-Med (no ANR-11-LABX-0061) funded by the French
650 Government “Investissements d’Avenir” program of the French National Research Agency (ANR)
651 through the A*MIDEX project (no ANR-11-IDEX-0001-02). We would like to thank Nicolas Dendoncker
652 and Sönke Zaehle from Postdam Institute for Climate Impact Research, for the data on ALARM and
653 ATEAM scenarios.

REFERENCES

- Alcamo, J., K. Kok, G. Busch, J. A. Priess, B. Eickhout, M. Rounsevell, D. S. Rothman, and M. Heistermann. 2006. Searching for the Future of Land: Scenarios from the Local to Global Scale. Pages 137–155 *Land-Use and Land-Cover Change*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Alcamo, J., D. Van Vuuren, W. Cramer, J. Alder, E. Bennett, S. Carpenter, V. Christensen, J. Foley, M. Maerker, T. Masui, and others. 2005. Changes in ecosystem services and their drivers across the scenarios. *Ecosystems and human well-being* 2:297–373.
- Alexander, P., R. Prestele, P. H. Verburg, A. Arneeth, C. Baranzelli, F. Batista e Silva, C. Brown, A. Butler, K. Calvin, N. Dendoncker, J. C. Doelman, R. Dunford, K. Engström, D. Eitelberg, S. Fujimori, P. A. Harrison, T. Hasegawa, P. Havlik, S. Holzhauser, F. Humpenöder, C. Jacobs-Crisioni, A. K. Jain, T. Krisztin, P. Kyle, C. Lavalle, T. Lenton, J. Liu, P. Meiyappan, A. Popp, T. Powell, R. D. Sands, R. Schaldach, E. Stehfest, J. Steinbuks, A. Tabeau, H. van Meijl, M. A. Wise, and M. D. A. Rounsevell. 2017. Assessing uncertainties in land cover projections. *Global Change Biology* 23:767–781.
- Alkemade, R., M. van Oorschot, L. Miles, C. Nellemann, M. Bakkenes, and B. ten Brink. 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems* 12:374–390.
- Araújo, M. B., and M. Luoto. 2007. The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16:743–753.
- del Barrio, G., P. A. Harrison, P. M. Berry, N. Butt, M. E. Sanjuan, R. G. Pearson, and T. Dawson. 2006. Integrating multiple modelling approaches to predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: comparison and implications for policy. *Environmental Science & Policy* 9:129–147.
- Beaumont, L. J., L. Hughes, and A. J. Pitman. 2008. Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters* 11:1135–1146.

- 679 Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller, and F. Courchamp. 2012. Impacts of climate
680 change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15:365–377.
- 681 Blair, R. B., and E. M. Johnson. 2008. Suburban habitats and their role for birds in the urban–rural
682 habitat network: points of local invasion and extinction? *Landscape Ecology* 23:1157–1169.
- 683 Blondel, J., J. Aronson, J.-Y. Bodiou, and G. Boeuf, editors. 2010. *The Mediterranean region: biological
684 diversity in space and time*. 2nd ed. Oxford University Press, Oxford ; New York.
- 685 Bouwman, A. F., K. W. Van der Hoek, B. Eickhout, and I. Soenarion. 2005. Exploring changes in world
686 ruminant production systems. *Agricultural Systems* 84:121–153.
- 687 Brockerhoff, E. G., H. Jactel, J. A. Parrotta, C. P. Quine, and J. Sayer. 2008. Plantation forests and
688 biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17:925–951.
- 689 Brooks, T. M., J. F. Lamoreux, and J. Soberón. 2014. IPBES ≠ IPCC. *Trends in Ecology & Evolution*
690 29:543–545.
- 691 Bugalho, M. N., M. C. Caldeira, J. S. Pereira, J. Aronson, and J. G. Pausas. 2011. Mediterranean cork
692 oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in
693 Ecology and the Environment* 9:278–286.
- 694 Bürgi, M., C. Bieling, K. von Hackwitz, T. Kizos, J. Lieskovský, M. G. Martín, S. McCarthy, M. Müller, H.
695 Palang, T. Plieninger, and A. Printsmann. 2017. Processes and driving forces in changing
696 cultural landscapes across Europe. *Landscape Ecology*:1–16.
- 697 Busch, G. 2006. Future European agricultural landscapes—What can we learn from existing
698 quantitative land use scenario studies? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114:121–140.
- 699 Butchart, S. H. M., M. Walpole, B. Collen, A. van Strien, J. P. W. Scharlemann, R. E. A. Almond, J. E. M.
700 Baillie, B. Bomhard, C. Brown, J. Bruno, K. E. Carpenter, G. M. Carr, J. Chanson, A. M.
701 Chenery, J. Csirke, N. C. Davidson, F. Dentener, M. Foster, A. Galli, J. N. Galloway, P.
702 Genovesi, R. D. Gregory, M. Hockings, V. Kapos, J.-F. Lamarque, F. Leverington, J. Loh, M. A.
703 McGeoch, L. McRae, A. Minasyan, M. Hernández Morcillo, T. E. E. Oldfield, D. Pauly, S.
704 Quader, C. Revenga, J. R. Sauer, B. Skolnik, D. Spear, D. Stanwell-Smith, S. N. Stuart, A. Symes,

- 705 M. Tierney, T. D. Tyrrell, J.-C. Vié, and R. Watson. 2010. Global biodiversity: indicators of
706 recent declines. *Science* (New York, N.Y.) 328:1164–1168.
- 707 Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace,
708 D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S.
709 Srivastava, and S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–
710 67.
- 711 de Chazal, J., and M. D. A. Rounsevell. 2009. Land-use and climate change within assessments of
712 biodiversity change: A review. *Global Environmental Change* 19:306–315.
- 713 Chini, L. P., G. C. Hurtt, and S. Frohling. 2014. Harmonized Global Land Use for Years 1500 -2100, V1.
714 Copernicus. 2015. CLC 2012. <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012>.
- 715 Dale, V. H., S. M. Pearson, H. L. Offerman, and R. V. O'Neill. 1994. Relating Patterns of Land-Use
716 Change to Faunal Biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8:1027–1036.
- 717 Debussche, M., J. Lepart, and A. Dervieux. 1999. Mediterranean landscape changes: evidence from
718 old postcards. *Global Ecology and Biogeography* 8:3–15.
- 719 Dendoncker, N., P. Bogaert, and M. Rounsevell. 2006. A statistical method to downscale aggregated
720 land use data and scenarios. *Journal of Land Use Science* 1:63–82.
- 721 Dorin, B., and V. Gitz. 2012. Écobilans de biocarburants : une revue des controverses, Life-Cycle-
722 Analyses of biofuels: a review of controversies. *Natures Sciences Sociétés* 16:337–347.
- 723 Doxa, A., C. H. Albert, A. Leriche, and A. Saatkamp. 2017. Prioritizing conservation areas for coastal
724 plant diversity under increasing urbanization. *Journal of Environmental Management*
725 201:425–434.
- 726 Doxa, A., M. L. Paracchini, P. Pointereau, V. Devictor, and F. Jiguet. 2012. Preventing biotic
727 homogenization of farmland bird communities: The role of High Nature Value farmland.
728 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 148:83–88.

- 729 Eigenbrod, F., V. A. Bell, H. N. Davies, A. Heinemeyer, P. R. Armsworth, and K. J. Gaston. 2011. The
 730 impact of projected increases in urbanization on ecosystem services. *Proceedings of the*
 731 *Royal Society B-Biological Sciences* 278:3201–3208.
- 732 Erb, K.-H., H. Haberl, and C. Plutzer. 2012. Dependency of global primary bioenergy crop potentials in
 733 2050 on food systems, yields, biodiversity conservation and political stability. *Energy Policy*
 734 47:260–269.
- 735 Eurostat. 2015. Land Cover overview.
 736 <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>.
- 737 Falcucci, A., L. Maiorano, and L. Boitani. 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and
 738 their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology* 22:617–631.
- 739 Firbank, L. G., S. Petit, S. Smart, A. Blain, and R. J. Fuller. 2008. Assessing the impacts of agricultural
 740 intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of the Royal*
 741 *Society B: Biological Sciences* 363:777–787.
- 742 Fuchs, R., M. Herold, P. H. Verburg, J. G. P. W. Clevers, and J. Eberle. 2015. Gross changes in
 743 reconstructions of historic land cover/use for Europe between 1900 and 2010. *Global Change*
 744 *Biology* 21:299–313.
- 745 Fujimori, S., T. Hasegawa, T. Masui, K. Takahashi, D. S. Herran, H. Dai, Y. Hijioka, and M. Kainuma.
 746 2017. SSP3: AIM implementation of Shared Socioeconomic Pathways. *Global Environmental*
 747 *Change* 42:268–283.
- 748 Gil-Tena, A., R. Lecerf, and A. Ernault. 2013. Disentangling community assemblages to depict an
 749 indicator of biological connectivity: A regional study of fragmented semi-natural grasslands.
 750 *Ecological Indicators* 24:48–55.
- 751 Giorgi, F. 2006. Climate change hot-spots. *Geophysical Research Letters* 33:L08707.
- 752 Haberl, H., T. Beringer, S. C. Bhattacharya, K.-H. Erb, and M. Hoogwijk. 2010. The global technical
 753 potential of bio-energy in 2050 considering sustainability constraints. *Current Opinion in*
 754 *Environmental Sustainability* 2:394–403.

- 755 Haines-Young, R. 2009. Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy* 26:S178–S186.
- 756 Hennig, E. I., C. Schwick, T. Soukup, E. Orlitová, F. Kienast, and J. A. G. Jaeger. 2015. Multi-scale
757 analysis of urban sprawl in Europe: Towards a European de-sprawling strategy. *Land Use*
758 *Policy* 49:483–498.
- 759 Hertig, E., and J. Jacobeit. 2008. Downscaling future climate change: Temperature scenarios for the
760 Mediterranean area. *Global and Planetary Change* 63:127–131.
- 761 Houet, T., M. Grémont, L. Vacquié, Y. Forget, A. Marriotti, A. Puissant, S. Bernardie, Y. Thiery, R.
762 Vandromme, and G. Grandjean. 2017. Downscaling scenarios of future land use and land
763 cover changes using a participatory approach: an application to mountain risk assessment in
764 the Pyrenees (France). *Regional Environmental Change*.
- 765 Houet, T., N. Schaller, M. Castets, and C. Gaucherel. 2014. Improving the simulation of fine-resolution
766 landscape changes by coupling top-down and bottom-up land use and cover changes rules.
767 *International Journal of Geographical Information Science* 28:1848–1876.
- 768 Hurtt, G. C., L. P. Chini, R. Sahajpal, and S. Frolking. In Prep. Harmonization of global land-use change
769 and management for the period 850-2100. *Geoscientific Model Development*.
- 770 IIASA, and FAO. 2012. *Global Agro-Ecological Zones (GAEZ v3.0)*. Page 196. IIASA, Laxenburg, Austria
771 and FAO, Rome, Italy.
- 772 IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the*
773 *Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge
774 University Press. by T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A.
775 Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley, Intergovernmental Panel on Climate Change,
776 Cambridge, United Kingdom and New York.
- 777 IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the*
778 *Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC. Core
779 Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer, Geneva, Switzerland.

- 780 Jackson, H. B., and L. Fahrig. 2015. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global*
 781 *Ecology and Biogeography* 24:52–63.
- 782 Jansen, L. J. M., and A. D. Gregorio. 2002. Parametric land cover and land-use classifications as tools
 783 for environmental change detection. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 91:89–100.
- 784 Jantz, S. M., B. Barker, T. M. Brooks, L. P. Chini, Q. Huang, R. M. Moore, J. Noel, and G. C. Hurtt. 2015.
 785 Future habitat loss and extinctions driven by land-use change in biodiversity hotspots under
 786 four scenarios of climate-change mitigation. *Conservation Biology* 29:1122–1131.
- 787 Jepsen, J. U., C. J. Topping, P. Odderskær, and P. N. Andersen. 2005. Evaluating consequences of
 788 land-use strategies on wildlife populations using multiple-species predictive scenarios.
 789 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105:581–594.
- 790 Jepsen, M. R., T. Kuemmerle, D. Müller, K. Erb, P. H. Verburg, H. Haberl, J. P. Vesterager, M. Andrič,
 791 M. Antrop, G. Austrheim, I. Björn, A. Bondeau, M. Bürgi, J. Bryson, G. Caspar, L. F. Cassar, E.
 792 Conrad, P. Chromý, V. Daugirdas, V. Van Eetvelde, R. Elena-Rosselló, U. Gimmi, Z.
 793 Izakovicova, V. Jančák, U. Jansson, D. Kladnik, J. Kozak, E. Konkoly-Gyuró, F. Krausmann, Ü.
 794 Mander, J. McDonagh, J. Pärn, M. Niedertscheider, O. Nikodemus, K. Ostapowicz, M. Pérez-
 795 Soba, T. Pinto-Correia, G. Ribokas, M. Rounsevell, D. Schistou, C. Schmit, T. S. Terkenli, A. M.
 796 Tretvik, P. Trzepacz, A. Vadineanu, A. Walz, E. Zhllima, and A. Reenberg. 2015. Transitions in
 797 European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy* 49:53–64.
- 798 Jetz, W., D. S. Wilcove, and A. P. Dobson. 2007. Projected Impacts of Climate and Land-Use Change
 799 on the Global Diversity of Birds. *PLoS Biology* 5:e157.
- 800 Kassam, A., T. Friedrich, R. Derpsch, R. Lahmar, R. Mrabet, G. Basch, E. J. González-Sánchez, and R.
 801 Serraj. 2012. Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. *Field Crops*
 802 *Research* 132:7–17.
- 803 Keil, P., D. Storch, and W. Jetz. 2015. On the decline of biodiversity due to area loss. *Nature*
 804 *Communications* 6:ncomms9837.

- 805 Keyzer, M. A., M. D. Merbis, I. F. P. W. Pavel, and C. F. A. van Wesenbeeck. 2005. Diet shifts towards
806 meat and the effects on cereal use: can we feed the animals in 2030? *Ecological Economics*
807 55:187–202.
- 808 Klausmeyer, K. R., and M. R. Shaw. 2009. Climate Change, Habitat Loss, Protected Areas and the
809 Climate Adaptation Potential of Species in Mediterranean Ecosystems Worldwide. *PLoS ONE*
810 4:e6392.
- 811 Kok, K., D. S. Rothman, and M. Patel. 2006. Multi-scale narratives from an IA perspective: Part I.
812 European and Mediterranean scenario development. *Futures* 38:261–284.
- 813 Kriegler, E., N. Bauer, A. Popp, F. Humpeöder, M. Leimbach, J. Streöler, L. Baumstark, B. L. Bodirsky,
814 J. Hilaire, D. Klein, I. Mouratiadou, I. Weindl, C. Bertram, J.-P. Dietrich, G. Luderer, M. Pehl, R.
815 Pietzcker, F. Piontek, H. Lotze-Campen, A. Biewald, M. Bonsch, A. Giannousakis, U.
816 Kreidenweis, C. Müller, S. Rolinski, A. Schultes, J. Schwanitz, M. Stevanovic, K. Calvin, J.
817 Emmerling, S. Fujimori, and O. Edenhofer. 2017. Fossil-fueled development (SSP5): An energy
818 and resource intensive scenario for the 21st century. *Global Environmental Change* 42:297–
819 315.
- 820 Kristiansen, P., A. Taji, and J. Reganold. 2006. Organic agriculture: opportunities and challenges.
821 *Organic Agriculture: A Global Perspective*. CSIRO Publishing, Australia:421–441.
- 822 Kuemmerle, T., C. Levers, K. Erb, S. Estel, M. R. Jepsen, Daniel Müller, C. Plutzer, J. Stürck, P. J.
823 Verkerk, P. H. Verburg, and A. Reenberg. 2016. Hotspots of land use change in Europe.
824 *Environmental Research Letters* 11:064020.
- 825 Kühn, I., and S. Klotz. 2006. Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and
826 rural areas in Germany. *Biological Conservation* 127:292–300.
- 827 Kuldna, P., K. Peterson, I. Reginster, and N. Dendoncker. 2008. Agricultural land use of European
828 Union new member states in the context of ALARM scenarios.

- 829 Laborde, D., and H. Valin. 2012. MODELING LAND-USE CHANGES IN A GLOBAL CGE: ASSESSING THE
 830 EU BIOFUEL MANDATES WITH THE MIRAGE-BioF MODEL. *Climate Change Economics*
 831 03:1250017.
- 832 von Lampe, M., D. Willenbockel, H. Ahammad, E. Blanc, Y. Cai, K. Calvin, S. Fujimori, T. Hasegawa, P.
 833 Havlik, E. Heyhoe, P. Kyle, H. Lotze-Campen, D. Mason d’Croz, G. C. Nelson, R. D. Sands, C.
 834 Schmitz, A. Tabeau, H. Valin, D. van der Mensbrugghe, and H. van Meijl. 2014. Why do global
 835 long-term scenarios for agriculture differ? An overview of the AgMIP Global Economic Model
 836 Intercomparison. *Agricultural Economics* 45:3–20.
- 837 Lawler, J. J., D. D. Ackerly, C. M. Albano, M. G. Anderson, S. Z. Dobrowski, J. L. Gill, N. E. Heller, R. L.
 838 Pressey, E. W. Sanderson, and S. B. Weiss. 2015. The theory behind, and the challenges of,
 839 conserving nature’s stage in a time of rapid change. *Conservation Biology* 29:618–629.
- 840 Leadley, P. 2010. Biodiversity Scenarios: Projections of 21st Century Change in Biodiversity, and
 841 Associated Ecosystem Services : a Technical Report for the Global Biodiversity Outlook 3.
 842 UNEP/Earthprint.
- 843 Leroux, S. J., C. H. Albert, A.-S. Lafuite, B. Rayfield, S. Wang, and D. Gravel. 2017. Structural
 844 uncertainty in models projecting the consequences of habitat loss and fragmentation on
 845 biodiversity. *Ecography* 40:36–47.
- 846 Lindborg, R., M. Stenseke, S. A. O. Cousins, J. Bengtsson, Å. Berg, T. Gustafsson, N. E. Sjödin, and O.
 847 Eriksson. 2009. Investigating biodiversity trajectories using scenarios – Lessons from two
 848 contrasting agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management* 91:499–508.
- 849 Lindenmayer, D. B., C. R. Margules, and D. B. Botkin. 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically
 850 Sustainable Forest Management. *Conservation Biology* 14:941–950.
- 851 Lindeskog, M., A. Arneth, A. Bondeau, K. Waha, J. Seaquist, S. Olin, and B. Smith. 2013. Implications
 852 of accounting for land use in simulations of ecosystem carbon cycling in Africa. *Earth System*
 853 *Dynamics* 4:385–407.

- 854 Malek, Ž., and P. Verburg. 2017. Mediterranean land systems: Representing diversity and intensity of
855 complex land systems in a dynamic region. *Landscape and Urban Planning* 165:102–116.
- 856 Masui, T., K. Matsumoto, Y. Hijioka, T. Kinoshita, T. Nozawa, S. Ishiwatari, E. Kato, P. R. Shukla, Y.
857 Yamagata, and M. Kainuma. 2011. An emission pathway for stabilization at 6 Wm⁻² radiative
858 forcing. *Climatic Change* 109:59.
- 859 Mcgrath, M. J., S. Luyssaert, P. Meyfroidt, J. O. Kaplan, M. Bürgi, Y. Chen, K. Erb, U. Gimmi, D.
860 Mcinerney, K. Naudts, J. Otto, F. Pasztor, J. Ryder, M.-J. Schelhaas, and A. Valade. 2015.
861 Reconstructing European forest management from 1600 to 2010. *Biogeosciences* 12:4291–
862 4316.
- 863 van Meijl, H., T. van Rheenen, A. Tabeau, and B. Eickhout. 2006. The impact of different policy
864 environments on agricultural land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*
865 114:21–38.
- 866 Membrado, J. C. 2015, December 9. Costa Blanca: Urban Evolution of a Mediterranean Region
867 through GIS Data. EUT Edizioni Università di Trieste.
- 868 Metzger, M. J., R. Leemans, D. Schröter, and W. Cramer. 2004. The ATEAM vulnerability mapping
869 tool: explore the vulnerability of different sectors to global change impacts in Europe. C.T. de
870 Wit Graduate School for Production Ecology & Resource Conservation (PE & RC),
871 Wageningen.
- 872 Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being*. Island Press,
873 Washington Covelo London, USA, UK.
- 874 MNP. 2006. Integrated modelling of global environmental change: an overview of IMAGE 2.4.
875 Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven, The Netherlands.
- 876 Moriondo, M., P. Good, R. Durao, M. Bindi, C. Giannakopoulos, and J. Corte-Real. 2006. Potential
877 impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Climate Research* 31:85–95.
- 878 Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity
879 hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.

- 880 Nakićenović, N., J. Alcamo, G. Davis, B. de Vries, J. Fenhann, S. Gaffin, K. Gregory, A. Grübler, T. Yong
 881 Jung, T. Kram, E. Lebre La Rovere, L. Michaelis, S. Mori, T. Morita, W. Pepper, H. Picther, L.
 882 Price, K. Riahi, A. Roehrl, H.-H. Rogner, A. Sankovski, M. Schlesinger, P. Shukla, S. Smith, R.
 883 Swart, S. van Rooijen, N. Victor, and Z. Dadi. 2000. Special Report on Emissions Scenarios,
 884 Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, United
 885 Kingdom and New York.
- 886 Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, Dr. Cameron, K. M. Chan, G. C. Daily, J.
 887 Goldstein, P. M. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, T. H. Ricketts, and Mr. Shaw. 2009. Modeling
 888 multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs
 889 at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:4–11.
- 890 Newbold, T., L. N. Hudson, A. P. Arnell, S. Contu, A. D. Palma, S. Ferrier, S. L. L. Hill, A. J. Hoskins, I.
 891 Lysenko, H. R. P. Phillips, V. J. Burton, C. W. T. Chng, S. Emerson, D. Gao, G. Pask-Hale, J.
 892 Hutton, M. Jung, K. Sanchez-Ortiz, B. I. Simmons, S. Whitmee, H. Zhang, J. P. W. Scharlemann,
 893 and A. Purvis. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary
 894 boundary? A global assessment. *Science* 353:288–291.
- 895 O'Neill, B. C., E. Kriegler, K. L. Ebi, E. Kemp-Benedict, K. Riahi, D. S. Rothman, B. J. van Ruijven, D. P.
 896 van Vuuren, J. Birkmann, K. Kok, M. Levy, and W. Solecki. 2017. The roads ahead: Narratives
 897 for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global*
 898 *Environmental Change* 42:169–180.
- 899 O'Neill, B. C., C. Tebaldi, D. P. van Vuuren, V. Eyring, P. Friedlingstein, G. Hurtt, R. Knutti, E. Kriegler,
 900 J.-F. Lamarque, J. Lowe, G. A. Meehl, R. Moss, K. Riahi, and B. M. Sanderson. 2016. The
 901 Scenario Model Intercomparison Project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geoscientific Model*
 902 *Development* 9:3461–3482.
- 903 Pearson, R. G., J. C. Stanton, K. T. Shoemaker, M. E. Aiello-Lammens, P. J. Ersts, N. Horning, D. A.
 904 Fordham, C. J. Raxworthy, H. Y. Ryu, J. McNees, and H. R. Akçakaya. 2014. Life history and

- 905 spatial traits predict extinction risk due to climate change. *Nature Climate Change* 4:217–
- 906 221.
- 907 Pearson, S. M., M. G. Turner, and J. B. Drake. 1999. Landscape Change and Habitat Availability in the
- 908 Southern Appalachian Highlands and Olympic Peninsula. *Ecological Applications* 9:1288–
- 909 1304.
- 910 Pereira, H. M., P. W. Leadley, V. Proença, R. Alkemade, J. P. W. Scharlemann, J. F. Fernandez-
- 911 Manjarrés, M. B. Araújo, P. Balvanera, R. Biggs, W. W. L. Cheung, L. Chini, H. D. Cooper, E. L.
- 912 Gilman, S. Guénette, G. C. Hurtt, H. P. Huntington, G. M. Mace, T. Oberdorff, C. Revenga, P.
- 913 Rodrigues, R. J. Scholes, U. R. Sumaila, and M. Walpole. 2010. Scenarios for Global
- 914 Biodiversity in the 21st Century. *Science* 330:1496–1501.
- 915 Pinto-Correia, T., and L. Kristensen. 2013. Linking research to practice: The landscape as the basis for
- 916 integrating social and ecological perspectives of the rural. *Landscape and Urban Planning*
- 917 120:248–256.
- 918 Plieninger, T., H. Draux, N. Fagerholm, C. Bieling, M. Bürgi, T. Kizos, T. Kuemmerle, J. Primdahl, and P.
- 919 H. Verburg. 2016. The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of
- 920 the evidence. *Land Use Policy* 57:204–214.
- 921 Portet, F., and J. Vert. 2010. Prospective Agriculture Energie 2030 : Scénarios et pistes d’action.
- 922 Centre d’Etudes et de Prospective:2–4.
- 923 Prestele, R., P. Alexander, M. D. A. Rounsevell, A. Arneth, K. Calvin, J. Doelman, D. A. Eitelberg, K.
- 924 Engström, S. Fujimori, T. Hasegawa, P. Havlik, F. Humpenöder, A. K. Jain, T. Krisztin, P. Kyle, P.
- 925 Meiyappan, A. Popp, R. D. Sands, R. Schaldach, J. Schngel, E. Stehfest, A. Tabeau, H. Van
- 926 Meijl, J. Van Vliet, and P. H. Verburg. 2016. Hotspots of uncertainty in land-use and land-
- 927 cover change projections: a global-scale model comparison. *Global Change Biology* 22:3967–
- 928 3983.
- 929 Prestele, R., A. Arneth, A. Bondeau, N. de Noblet-Ducoudré, T. A. M. Pugh, S. Sitch, E. Stehfest, and P.
- 930 H. Verburg. 2017. Current challenges of implementing anthropogenic land-use and land-

- 931 cover change n models contributing to climate change assessments. *Earth Syst. Dynam.*
 932 8:369–386.
- 933 Ramankutty, N., A. T. Evan, C. Monfreda, and J. A. Foley. 2008. Farming the planet: 1. Geographic
 934 distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*
 935 22:GB1003.
- 936 Reidsma, P., T. Tekelenburg, M. van den Berg, and R. Alkemade. 2006. Impacts of land-use change on
 937 biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture,*
 938 *Ecosystems & Environment* 114:86–102.
- 939 Riahi, K., S. Rao, V. Krey, C. Cho, V. Chirkov, G. Fischer, G. Kindermann, N. Nakicenovic, and P. Rafaj.
 940 2011. RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Climatic Change*
 941 109:33.
- 942 Riahi, K., D. P. van Vuuren, E. Kriegler, J. Edmonds, B. O’Neill, S. Fujimori, N. Bauer, K. Calvin, R.
 943 Dellink, O. Fricko, W. Lutz, A. Popp, J. Crespo Cuaresma, S. K. C., M. Leimback, L. Jiang, T.
 944 Kram, S. Rao, J. Emmerling, K. Ebi, T. Hasegawa, P. Havlik, F. Humpenöder, L. A. Da Silva, S.
 945 Smith, E. Stehfest, V. Bosetti, J. Eom, D. Gernaat, T. Masui, J. Rogelj, J. Strefler, L. Drouet, V.
 946 Krey, G. Luderer, M. Harmsen, K. Takahashi, L. Baumstark, J. Doelman, M. Kainuma, Z.
 947 Klimont, G. Marangoni, H. Lotze-Campen, M. Obersteiner, A. Tabeau, and M. Tavoni. 2016.
 948 The shared socioeconomic pathways and their energy, land use, and greenhouse gas
 949 emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*.
- 950 Robinson, S. 2014. *Simulation: The Practice of Model Development and Use*. Palgrave Macmillan.
- 951 Rounsevell, M. D. A., F. Ewert, I. Reginster, R. Leemans, and T. R. Carter. 2005. Future scenarios of
 952 European agricultural land use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107:117–135.
- 953 Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F.
 954 Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N.
 955 L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker, and D. H. Wall. 2000. Biodiversity - Global
 956 biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774.

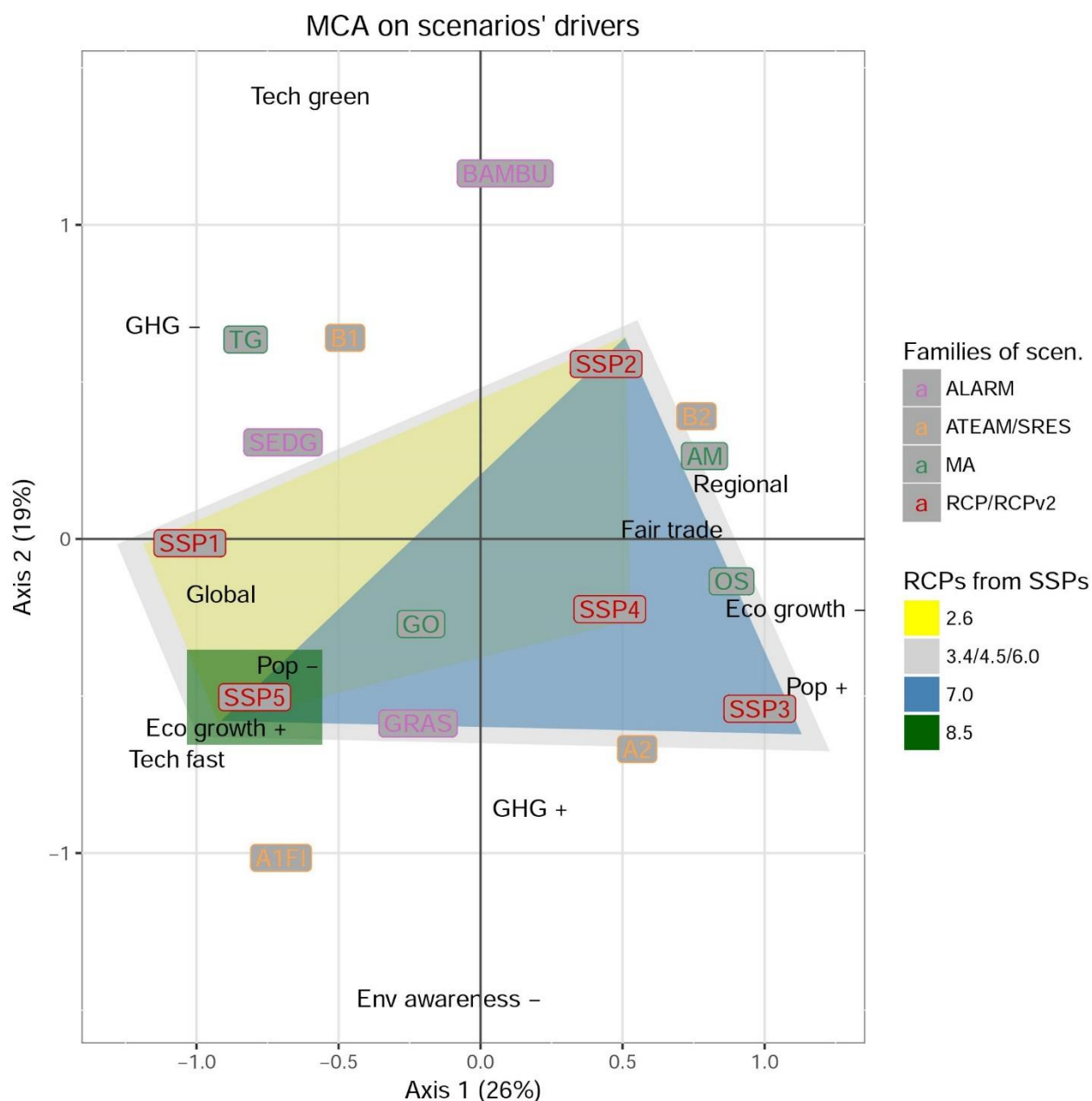
- 957 Schmitz, C., H. van Meijl, P. Kyle, G. C. Nelson, S. Fujimori, A. Gurgel, P. Havlik, E. Heyhoe, D. M.
- 958 d’Croz, A. Popp, R. Sands, A. Tabeau, D. van der Mensbrugghe, M. von Lampe, M. Wise, E.
- 959 Blanc, T. Hasegawa, A. Kavallari, and H. Valin. 2014. Land-use change trajectories up to 2050:
- 960 insights from a global agro-economic model comparison. *Agricultural Economics* 45:69–84.
- 961 Schröter, D., W. Cramer, R. Leemans, I. C. Prentice, M. B. Araújo, N. W. Arnell, A. Bondeau, H.
- 962 Bugmann, T. R. Carter, C. A. Gracia, A. C. de la Vega-Leinert, M. Erhard, F. Ewert, M.
- 963 Glendining, J. I. House, S. Kankaanpää, R. J. T. Klein, S. Lavorel, M. Lindner, M. J. Metzger, J.
- 964 Meyer, T. D. Mitchell, I. Reginster, M. Rounsevell, S. Sabaté, S. Sitch, B. Smith, J. Smith, P.
- 965 Smith, M. T. Sykes, K. Thonicke, W. Thuiller, G. Tuck, S. Zaehle, and B. Zierl. 2005. Ecosystem
- 966 Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science* 310:1333–1337.
- 967 Seto, K. C. 2011. Exploring the dynamics of migration to mega-delta cities in Asia and Africa:
- 968 Contemporary drivers and future scenarios. *Global Environmental Change* 21:S94–S107.
- 969 Seto, K. C., B. Guneralp, and L. R. Hutyrá. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and
- 970 direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of*
- 971 *Sciences* 109:16083–16088.
- 972 Sexton, J. O., P. Noojipady, X.-P. Song, M. Feng, D.-X. Song, D.-H. Kim, A. Anand, C. Huang, S.
- 973 Channan, S. L. Pimm, and J. R. Townshend. 2016. Conservation policy and the measurement
- 974 of forests. *Nature Climate Change* 6:192–196.
- 975 Smith, P., P. J. Gregory, D. van Vuuren, M. Obersteiner, P. Havlík, M. Rounsevell, J. Woods, E.
- 976 Stehfest, and J. Bellarby. 2010. Competition for land. *Philosophical Transactions of the Royal*
- 977 *Society B: Biological Sciences* 365:2941–2957.
- 978 SOLAGRO. 2016. Afterres 2050 Le scénario Afterres 2050 version 2016. Page 96pp.
- 979 Souty, F. 2013. Modélisation de l’évolution des surfaces agricoles à l’échelle de grandes régions du
- 980 monde. AgroParisTech.

- 981 Souty, F., B. Dorin, T. Brunelle, P. Dumas, and P. Ciais. 2013. Modelling economic and biophysical
 982 drivers of agricultural land-use change. Calibration and evaluation of the Nexus Land-Use
 983 model over 1961-2006. *Geoscientific Model Development Discussions* 6:6975–7046.
- 984 Spangenberg, J. H. 2007. Integrated scenarios for assessing biodiversity risks. *Sustainable*
 985 *Development* 15:343–356.
- 986 Spangenberg, J. H., A. Bondeau, T. R. Carter, S. Fronzek, J. Jaeger, K. Jylhä, I. Kühn, I. Omann, A. Paul,
 987 I. Reginster, M. Rounsevell, O. Schweiger, A. Stocker, M. T. Sykes, and J. Settele. 2012.
 988 Scenarios for investigating risks to biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 21:5–18.
- 989 Spiecker, H. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in
 990 Europe—temperate zone. *Journal of Environmental Management* 67:55–65.
- 991 Stehfest, E., L. Bouwman, D. P. van Vuuren, M. G. J. den Elzen, B. Eickhout, and P. Kabat. 2009.
 992 Climate benefits of changing diet. *Climatic Change* 95:83–102.
- 993 Stoate, C., A. Báldi, P. Beja, N. D. Boatman, I. Herzon, A. van Doorn, G. R. de Snoo, L. Rakosy, and C.
 994 Ramwell. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A
 995 review. *Journal of Environmental Management* 91:22–46.
- 996 Sushinsky, J. R., J. R. Rhodes, H. P. Possingham, T. K. Gill, and R. A. Fuller. 2013. How should we grow
 997 cities to minimize their biodiversity impacts? *Global Change Biology* 19:401–410.
- 998 Tabor, K., and J. W. Williams. 2010. Globally downscaled climate projections for assessing the
 999 conservation impacts of climate change. *Ecological Applications* 20:554–565.
- 1000 Tannier, C., M. Bourgeois, H. Houot, and J.-C. Foltête. 2016. Impact of urban developments on the
 1001 functional connectivity of forested habitats: a joint contribution of advanced urban models
 1002 and landscape graphs. *Land Use Policy* 52:76–91.
- 1003 Thomson, A. M., K. V. Calvin, S. J. Smith, G. P. Kyle, A. Volke, P. Patel, S. Delgado-Arias, B. Bond-
 1004 Lamberty, M. A. Wise, L. E. Clarke, and J. A. Edmonds. 2011. RCP4.5: a pathway for
 1005 stabilization of radiative forcing by 2100. *Climatic Change* 109:77.

- 1006 Thuiller, W., C. Albert, M. B. Araújo, P. M. Berry, M. Cabeza, A. Guisan, T. Hickler, G. F. Midgley, J.
1007 Paterson, F. M. Schurr, M. T. Sykes, and N. E. Zimmermann. 2008. Predicting global change
1008 impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology,*
1009 *Evolution and Systematics* 9:137–152.
- 1010 Thuiller, W., M. B. Araújo, and S. Lavorel. 2004. Do we need land-cover data to model species
1011 distributions in Europe? *Journal of Biogeography* 31:353–361.
- 1012 Tilman, D., C. Balzer, J. Hill, and B. L. Befort. 2011. Global food demand and the sustainable
1013 intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:20260–
1014 20264.
- 1015 Titeux, N., K. Henle, J.-B. Mihoub, A. Regos, I. R. Geijzendorffer, W. Cramer, P. H. Verburg, and L.
1016 Brotons. 2016. Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Global Change Biology*
1017 22:2505–2515.
- 1018 Torres, A., J. A. G. Jaeger, and J. C. Alonso. 2016. Assessing large-scale wildlife responses to human
1019 infrastructure development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United*
1020 *States of America, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of*
1021 *America* 113, 113:8472, 8472–8477.
- 1022 Turner, B. L., E. F. Lambin, and A. Reenberg. 2007. The emergence of land change science for global
1023 environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*
1024 104:20666–20671.
- 1025 Urban, M. C., G. Bocedi, A. P. Hendry, J.-B. Mihoub, G. Pe'er, A. Singer, J. R. Bridle, L. G. Crozier, L. D.
1026 Meester, W. Godsoe, A. Gonzalez, J. J. Hellmann, R. D. Holt, A. Huth, K. Johst, C. B. Krug, P. W.
1027 Leadley, S. C. F. Palmer, J. H. Pantel, A. Schmitz, P. A. Zollner, and J. M. J. Travis. 2016.
1028 Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science* 353:aad8466.
- 1029 Van Vuuren, D. P., and T. R. Carter. 2014. Climate and socio-economic scenarios for climate change
1030 research and assessment: reconciling the new with the old. *Climatic Change* 122:415–429.

- 1031 Van Vuuren, D. P., O. E. Sala, and H. M. Pereira. 2006. The future of vascular plant diversity under
1032 four global scenarios. *Ecology and Society* 11:25.
- 1033 Van Vuuren, D. P. van, E. Stehfest, M. G. J. den Elzen, T. Kram, J. van Vliet, S. Deetman, M. Isaac, K. K.
1034 Goldewijk, A. Hof, A. M. Beltran, R. Oostenrijk, and B. van Ruijven. 2011. RCP2.6: exploring
1035 the possibility to keep global mean temperature increase below 2°C. *Climatic Change* 109:95.
- 1036 Verburg, P. H., K. Neumann, and L. Nol. 2011. Challenges in using land use and land cover data for
1037 global change studies. *Global Change Biology* 17:974–989.
- 1038 Verburg, P. H., C. J. E. Schulp, N. Witte, and A. Veldkamp. 2006. Downscaling of land use change
1039 scenarios to assess the dynamics of European landscapes. *Agriculture, Ecosystems &*
1040 *Environment* 114:39–56.
- 1041 Villard, M.-A., and J. P. Metzger. 2014. REVIEW: Beyond the fragmentation debate: a conceptual
1042 model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*
1043 51:309–318.
- 1044 Visconti, P., M. Bakkenes, D. Baisero, T. Brooks, S. H. M. Butchart, L. Joppa, R. Alkemade, M. Di
1045 Marco, L. Santini, M. Hoffmann, L. Maiorano, R. L. Pressey, A. Arponen, L. Boitani, A. E.
1046 Reside, D. P. van Vuuren, and C. Rondinini. 2016. Projecting Global Biodiversity Indicators
1047 under Future Development Scenarios. *Conservation Letters* 9:5–13.
- 1048 van Vuuren, D. P., M. T. J. Kok, B. Girod, P. L. Lucas, and B. de Vries. 2012. Scenarios in Global
1049 Environmental Assessments: Key characteristics and lessons for future use. *Global*
1050 *Environmental Change* 22:884–895.
- 1051 van Vuuren, D. P., E. Stehfest, D. E. H. J. Gernaat, J. C. Doelman, M. van den Berg, M. Harmsen, H. S.
1052 de Boer, L. F. Bouwman, V. Daioglou, O. Y. Edelenbosch, B. Girod, T. Kram, L. Lassaletta, P. L.
1053 Lucas, H. van Meijl, C. Müller, B. J. van Ruijven, S. van der Sluis, and A. Tabeau. 2017. Energy,
1054 land-use and greenhouse gas emissions trajectories under a green growth paradigm. *Global*
1055 *Environmental Change* 42:237–250.

1056 Walz, A., J. M. Braendle, D. J. Lang, F. Brand, S. Briner, C. Elkin, C. Hirschi, R. Huber, H. Lischke, and D.
1057 R. Schmatz. 2014. Experience from downscaling IPCC-SRES scenarios to specific national-level
1058 focus scenarios for ecosystem service management. *Technological Forecasting and Social*
1059 *Change* 86:21–32.
1060
1061
1062

1063 **Figures and tables**

1064

1065 Figure 1: (a) The 17 selected storylines (colored labels, grouped by families) are positioned according

1066 to their main drivers along the first two axes of a Multiple Correspondence Analysis (MCA). Only the

1067 main drivers' modalities are given (black labels), i.e. the ones driving the axes ($|coordinates| > 0.5$).

1068 They correspond to: development of green technologies (Tech green), increase (GHG +) or decrease

1069 (GHG -) in greenhouse gases, high (Pop +) or low (Pop -) increase in world population, high (Eco growth

1070 +) or low (Eco growth -) economic growth, fast development of technologies (Tech fast) and low

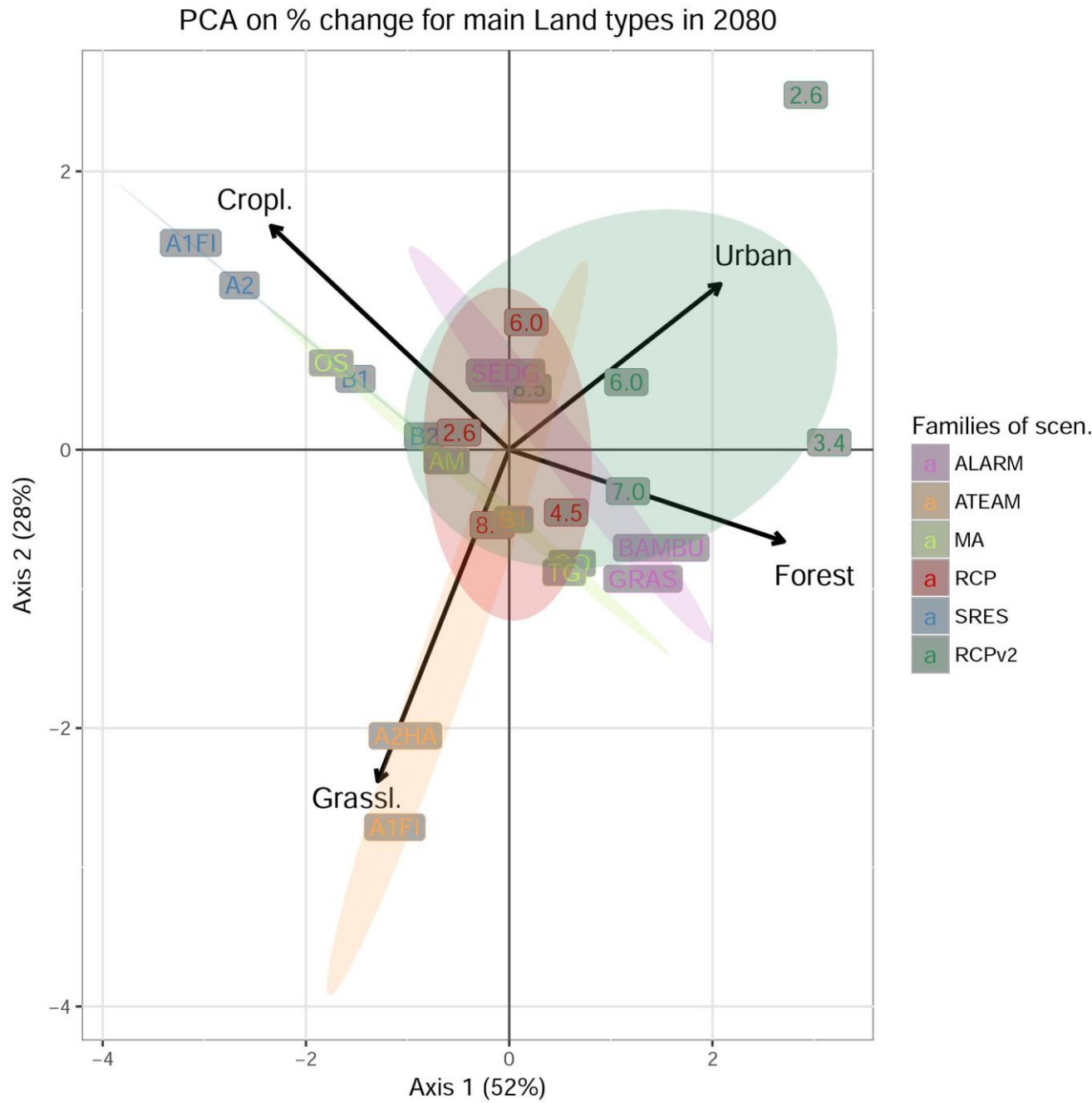
1071 environmental awareness (Env awareness -). Given that RCPs are designed to represent different

1072 Shared Socio-economic Pathway (SSPs), they are each featured with a colored polygon encompassing

1073 the corresponding SSPs (see Figs3). Note that for SRES storylines, Green House Gases (GHG) emissions

1074 are not drivers but a result.

1075



(b) The 21 selected projections (colored labels, grouped by families) are displayed along the first two axis of a Principal Component Analysis (PCA) based on their associated % change in area for the four main land-cover types (Cropl. : cropland, Grass: grasslands, Forest, and Urban). Ellipses encompass 75% of the variance within each family of projection.

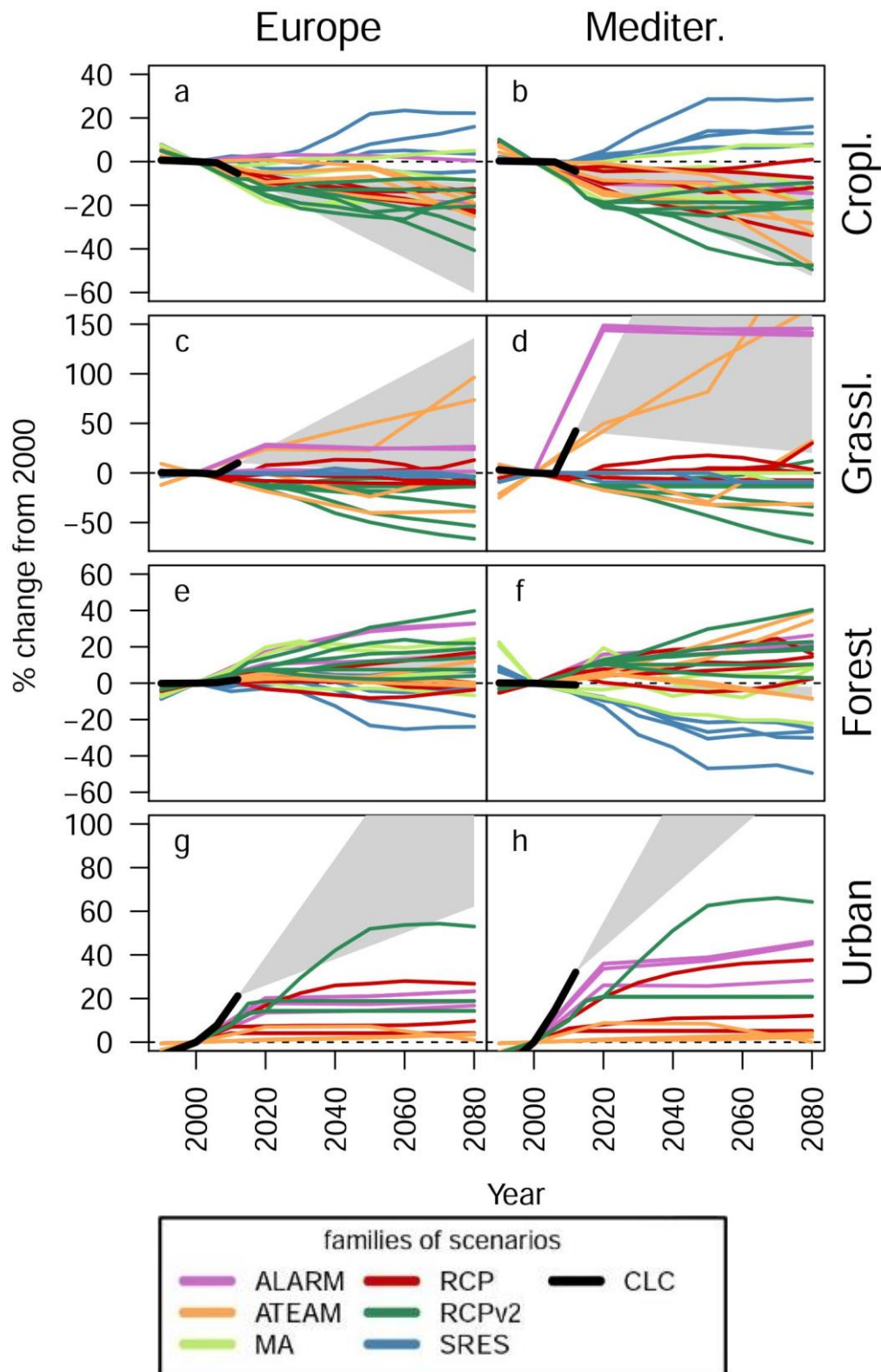
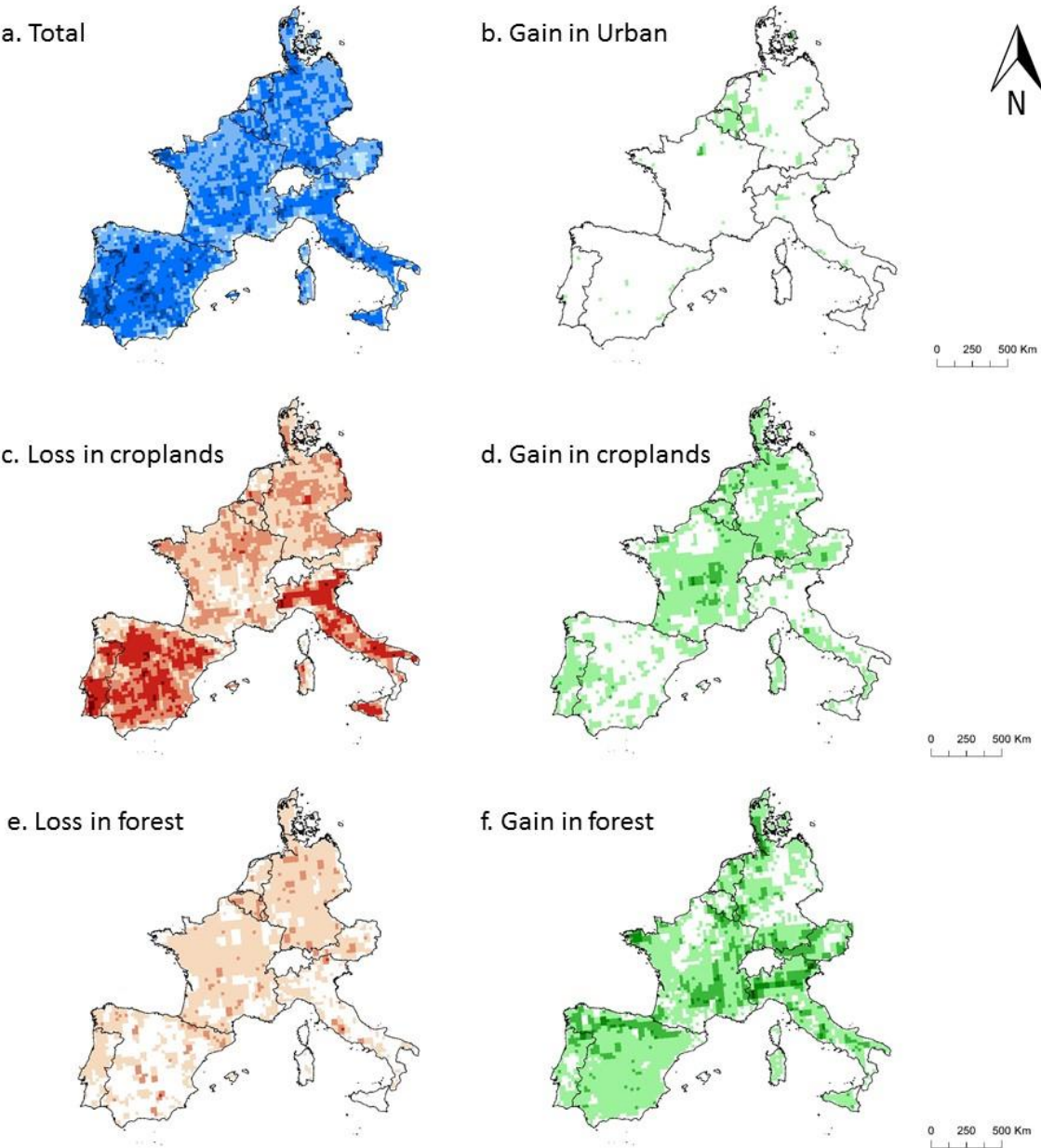


Figure 2: Evolution of land use (% compare to the baseline) across 25 scenarios for Europe (Left) and European Mediterranean (Mediterr., right). Negative (positive) values imply a reduction (increase) of the corresponding category. Four land cover types are represented under the 25 scenarios (continuous line) and a "BAU" trend (grey) obtained using the Corine Land Cover database (black line between 1990 and 2012): Cropland (a and b), Grassland (c and d), Forest (e and f) and Urban (g and h.) areas. Each type of color refer to a scenario family: blue for SRES scenarios, dark green for MA scenarios, pink for ALARM scenarios, red for RCP V1 scenarios, orange for ATEAM and light green for RCP V2.



% of area changing:	Total		Loss		Gain		
			Cropl.	Forest	Urban	Cropl.	Forest
More than 20 scenarios	0.5		0	0	--	0	0
Between 15 and 20 scenarios	7		0.8	0	0	0	0.17
Between 10 and 15 scenarios	47.3		17.7	0.07	0	0.1	2.6
Between 5 and 10 scenarios	40.4		32.1	5.7	0.2	4.2	17.5
Less than 5 scenarios	4.6		39.9	56.1	4.8	50.4	58.9
No change	0.05		9.3	38.1	94.9	45.3	20.8

Figure 3: Maps of probability of land-cover change (a. Land-cover change total, b. gain in urban, c. loss in croplands, d. gain in croplands, e. loss in forest, f. gain in forest) in our European extent (see Fig. S2) under the 25 projections for 2050 (17 for urban, excluding MA and SRES scenarios from IMAGE which have no urban class).

Storyline Name	Storyline description	Family	Implemented in	Spatial resolution & extent	Temporal resolution	Key publication(s)
A1FI A2 B1 B2	Rapid economic growth and increased use of natural resources Regional development, stronger European Union Global solutions to economic, environmental and social sustainability Local solutions to economic, environmental and social sustainability	SRES, ATEAM	IMAGE, ATEAM	0.5° world grid (IMAGE),	Each 10 year between 1970 (Baseline) and 2100 for IMAGE, 1990 (Baseline), 2020, 2050, 2080 for ATEAM	SRES : Nakićenović et al. (2000), ATEAM : Metzger et al. (2004)
GO TG OS AM	Global Orchestration: Globalization and economic growth Techno Garden: Economic growth with technologic innovation in environment Order from Strength: World focus on security problems and regional fallback Adapting Mosaic: Local development and proactive management of environmental problems	MA	IMAGE	0.5° world grid	Each 10 year between 1970 (Baseline) and 2100	Alcamo et al. (2005)
BAMBU SEDG GRAS	Business At Might Be Usual: Policy driven, extrapolation of expected trends in European Union Sustainable European Development Goal: Backcasting scenario for a social equity, healthy environment and competitive economy Growth Applied Strategy: Liberal and growth focus, globalization and free-trade	ALARM	MOLUSC	10' grid for 27 European Countries	2000 (Baseline), 2020, 2050, 2080	Spangenberg et al. (2012)
8.5 4.5 2.6 6.0	Comparable to A1Fi Close to TG or B1 Close to AM Comparable to B2		MESSAGE-GLOBIOM (1), REMIND-MAGPIE (2) RCP 1 & 2 MiniCAM (1), MESSAGE-GLOBIOM (2) IMAGE AIM (1), GCAM (2)			Riahi et al. (2011)
7.0 3.4	Comparable to A2 and OS Close to AM with high environmental awareness and strong climate change mitigation	RCP V2	AIM GCAM	0.25° world grid	Each year between 1970 (Baseline) and 2100	Thomson et al. (2011) Van Vuuren et al. (2011) Masui et al. (2011) O'Neill et al. (2016)

Table 1: Overview of scenarios (storylines and models) used in our review. See Table S.2 for acronyms details.

Supplementary material

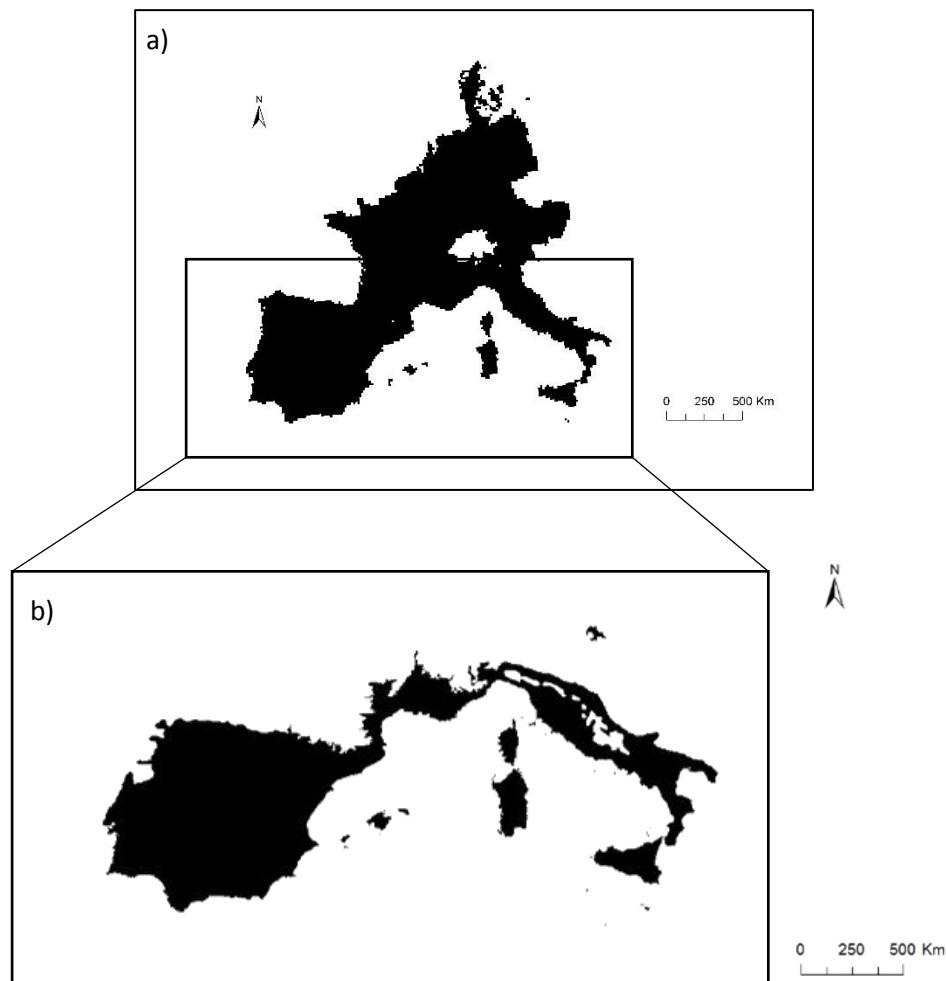


Fig S.1: a) European boundaries. Due to the available information from different sources (data from ALARM project only on 10 countries, boundaries are homogenize to following countries : Austria, Belgium, Denmark, France, Germany, Italy, Luxembourg, Netherlands, Portugal and Spain. b) European Mediterranean boundaries, from biogeographic area (Blondel et al. 2010), within the European boundaries define in a).

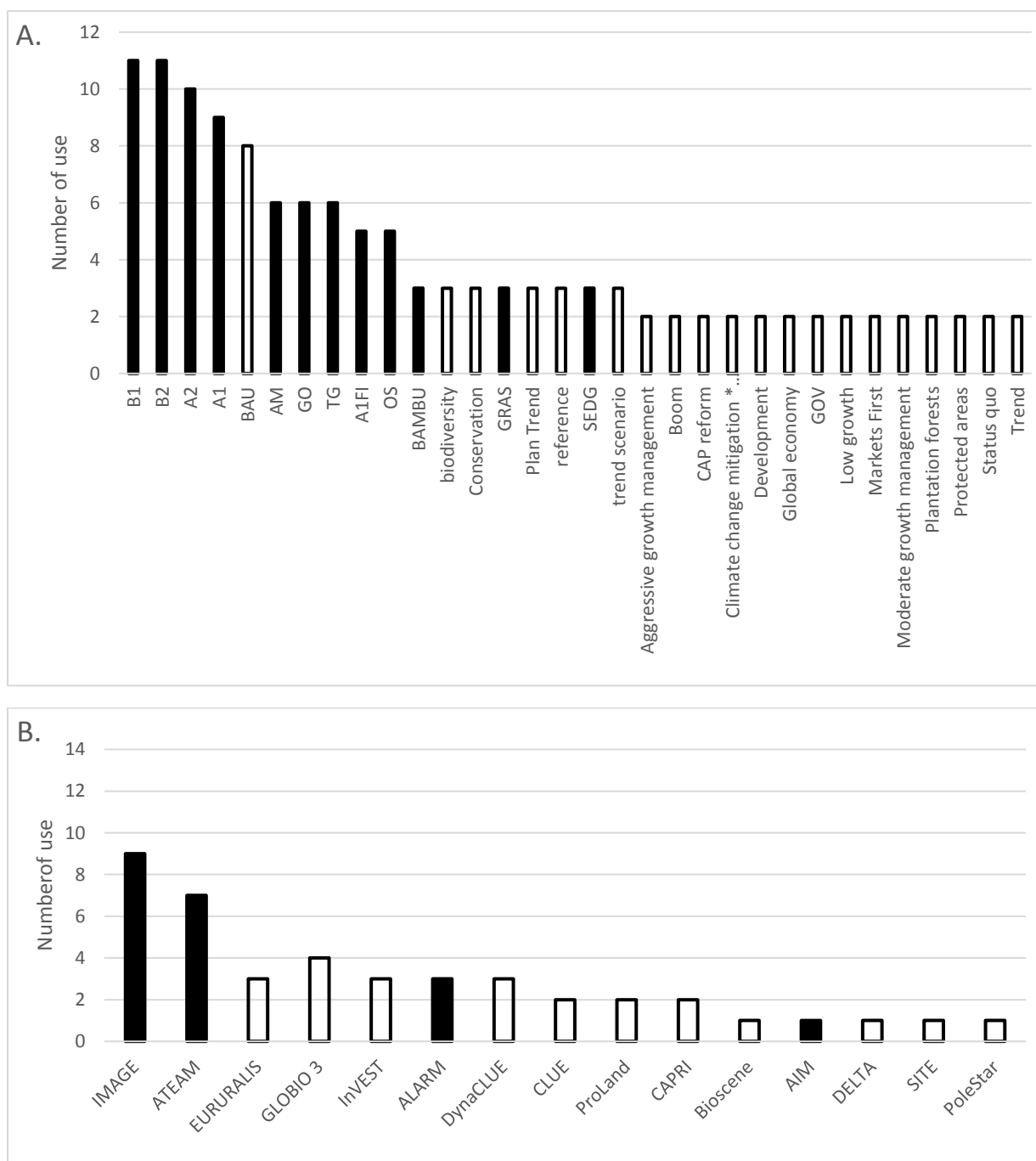


Figure S2: A. Most used scenarios. Only the scenarios used at least twice are shown here. *Entire title of this scenario: Climate change mitigation Through Energy policy.

B. Most used framework for these scenarios. Only the frameworks cited at least twice are shown here. In black, scenarios and framework used in the following analysis

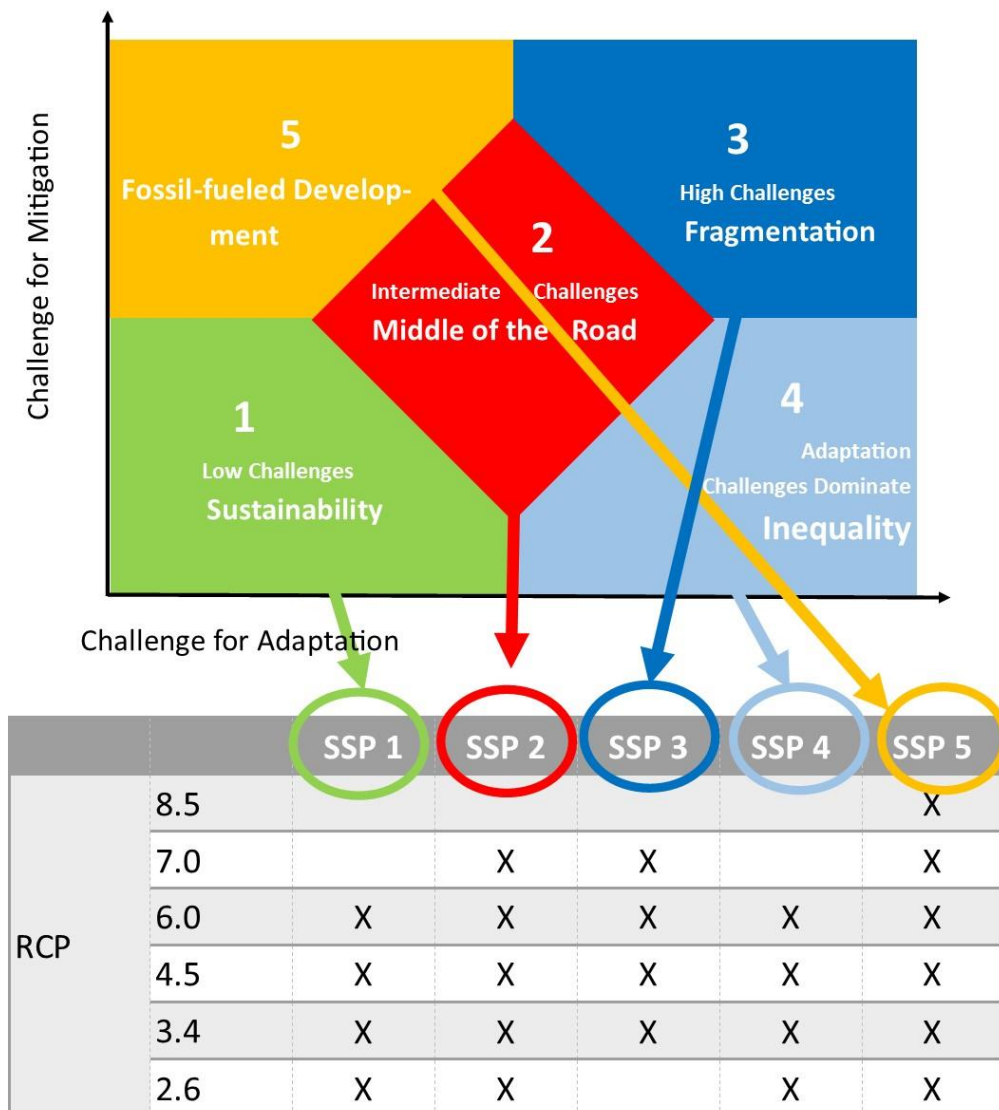
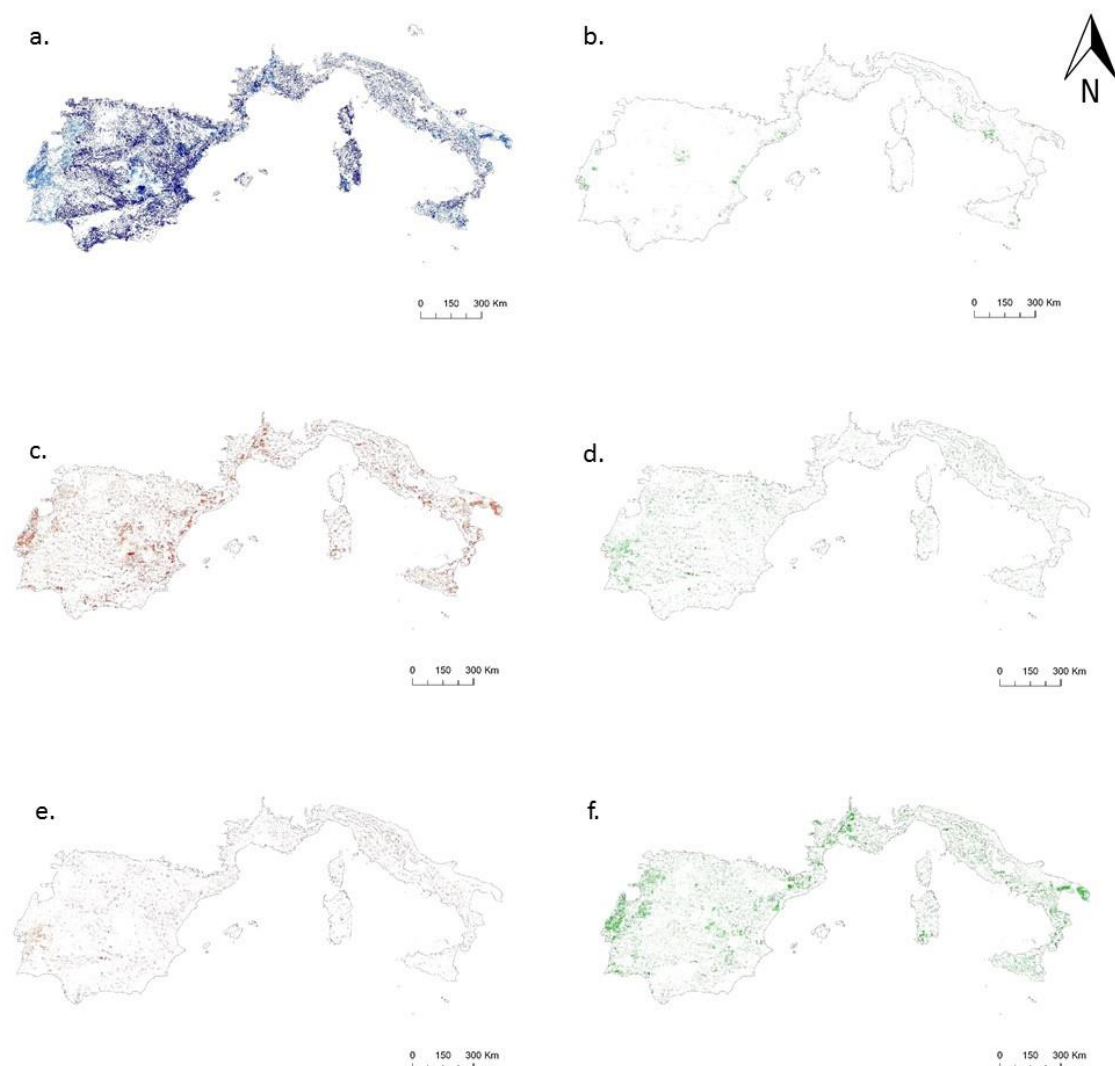


Figure S3: Correspondences between socio economic storyline (SSP) and Representative Concentration Pathways (RCP), adapted from O'Neill et al., 2016



% of area changing in	Total		Loss		Gain	
		Cropl.	Forest	Urban	Cropl.	Forest
3 scenarios	23.4	5.3	1.8	0.3	1.9	3.4
2 scenarios	3.3	2.4	0.6	0.2	0.8	2.1
1 scenario	5.4	3.8	1	0.9	1.4	4.3
No change	67.7	88.6	96.5	98.5	95.8	90.2

Figure S4: Maps of probability of land-cover change (a. Land-cover change total, b. gain in urban, c. loss in croplands, d. gain in croplands, e. loss in forest, f. gain in forest) in our Mediterranean extent (see Fig. S2) under the 3 projections for 2050 from ALARM family (BAMBU, GRAS, SEDG).

Table S.1: Details for acronyms of scenarios, modelling framework and projects.

Acronym	Details
A1FI	fossil intensive A1 scenario
AIM	Asia-Pacific Integrated Model
ALARM	Assessing LARge-scale Risks for biodiversity with tested Methods
AM	Adapting Mosaic
ATEAM	Advanced Terrestrial Ecosystem Analysis and Modelling
BAMBU	Business At Might Be Usual
GCAM	Global Climate Assessment Model
GLOBIOM	Global Biosphere management Model
GO	Global Orchestration
GRAS	Growth Applied Strategy
IMAGE	Integrated Model to Assess the Global Environment
MA	Millenium Assesment
MAGPIE	Model of Agricultural Production and its Impact on the Environment
MESSAGE	Model for Energy Supply Strategy Alternatives and their General Environmental impact
MiniCAM	Mini Climate Assessment Model
MOLUSC	Model Of Land Use Scenarios
OS	Order from Strength
RCP	Representative Concentration Pathway
REMIND	Regionalized Model for Investments and Development
SEDG	Sustainable European Development Goal
SRES	Special Report on Emission Scenarios
TG	Techno Garden

Table S.2: Reclassification of Land use and land cover categories from the different sources.

ALARM classes	IMAGE classes	CLC classes	RCP Classes
Built Up	--	Artificial Surfaces (1 to 11)	Urban
Agricultural area	Agricultural land Biofuel Carbon plantations	Agricultural areas (12 to 22, except 18)	Crop
Grasslands	Extensive grassland Grassland/steppe	Pastures (18) Natural grasslands (26)	Pasture
Forest	Regrowth forest (abandoning) Regrowth forest (timber) Woodeed tundra Boreal forest Cool conifer Temp. mixed forest Temp. deciduous forest Warm mixed Tropical woodland Tropical forest	Forests (23 to 25) and Scrub and/or herbaceous vegetation association (27 to 29, excepted natural grasslands)	Primary land Secondary land Wood harvest: mature secondary forested land, young secondary forested land, primary forested land
Other	Ice Tundra Hot desert Scrubland Savanna	Open spaces with little or no vegetation (30 to 34) and Wetlands and waterbodies (35 to 44)	Wood harvest: secondary non-forested land, primary non-forest land

Chapitre IV : Apports de la co-construction de scénarios avec les acteurs locaux

Ce chapitre est composé de deux parties. Une première partie, un article en préparation pour la revue Sciences Eaux & Territoires, présente l'approche de co-construction de scénarios et l'intérêt de la combiner avec des scénarios technologiques. La seconde partie présente les résultats obtenus pour cette approche pour les sites choisis en région PACA dans le chapitre I.

PARTIE I : Apports de la combinaison de scénarios co-construits et scénarios technologiques

Vers une meilleure prise en compte des enjeux de biodiversité et des continuités écologiques grâce aux scénarios prospectifs

Improve connectivity conservation using prospective scenarios

Mathilde Hervé*¹, Thierry Tatoni¹, Sylvie Vanpeene², Cécile H. Albert¹

1 Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Aix Marseille Université, CNRS, IRD, Avignon Université, Aix en Provence, France, Campus Aix Technopôle de l'environnement Arbois Méditerranée Avenue Louis Philibert Bât Villemin - BP 80 F-13545 Aix en Provence cedex 4,

Hervemathilde@hotmail.fr

thierry.tatoni@imbe.fr

sylvie.vanpeene@irstea.fr

cecile.albert@imbe.fr

2 Irstea, Centre d'Aix-en-Provence, 3275 route de Cézanne, CS 40061, 13182 Aix-en-Provence Cedex

Introduction

Conserver la biodiversité, au travers de surfaces croissantes d'aires protégées isolées et de la biodiversité patrimoniale, ne suffit pas à endiguer son érosion et à préserver les services écosystémiques, surtout dans un contexte de changements environnementaux rapides. Au contraire, cette conservation nécessite d'intégrer la dynamique spatiale des écosystèmes pour maintenir les possibilités de flux (ressources, individus) et l'ensemble des processus écologiques associés à la résilience et à l'adaptation des populations. De plus, il est également important d'orienter la conservation vers la biodiversité ordinaire qui assure la majorité des services écosystémiques. C'est ce que vise la mise en œuvre de la trame verte et bleue (TVB) via la définition des Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE) et leur déclinaison dans les documents d'urbanisme. Les SRCE définissent les enjeux de continuités au niveau régional, au travers des réservoirs de biodiversité (habitats de taille suffisante permettant la réalisation de cycles de vie de populations d'espèces) et des corridors écologiques qui assurent les connexions entre les réservoirs. Afin de prendre en compte des enjeux locaux, il est nécessaire de décliner les SRCE au niveau local, pour définir la TVB à des échelles plus fines, au travers des documents d'urbanisme et des études d'impact des projets d'aménagement. Les documents d'urbanisme, combinés à d'autres outils plus orientés sur la gestion, comme la contractualisation des pratiques agricoles, assurent la conservation des fonctionnalités écologiques au niveau local.

Cependant, les continuités écologiques et leur fonctionnalité dépendent de l'effet cumulé des dynamiques anthropiques et naturelles qui ont lieu sur le territoire, telles que les aménagements en cours et à venir (nouvelle route, requalification d'une ancienne route avec aménagement de passage pour la faune, replantation de haies ...), les changements d'usage du sol (intensification ou abandon de certaines parcelles agricoles, conversion à l'agroécologie d'exploitations agricoles ...) et les dynamiques écologiques (feux, colonisation de parcelles agricoles abandonnées...). Ainsi, conserver une tache d'habitat importante pour la connectivité à un instant t pourrait s'avérer inefficace si la périphérie de cette tache changeait dans le futur et en modifiait sa fonctionnalité. Identifier les priorités de conservation pour préserver les continuités écologiques et maintenir la fonctionnalité des écosystèmes nécessite donc une vision intégrative et dynamique des écosystèmes et du territoire à la fois dans le temps et l'espace. De plus, anticiper ces changements dans les plans de conservation permettrait de remédier à la caducité des données qui résulte de la rapidité des changements d'occupation du sol.

Or pour le moment, peu d'approches d'aménagement intègrent cette vision dynamique. En effet, la plupart des approches sont faites pas à pas, avec une vision à court terme et sans prendre en compte les effets cumulés, les interactions entre différents changements et les conséquences possibles de

ceux-ci. Par exemple, la majorité des SRCE a identifié les zones clés pour la biodiversité régionale en fonction de sa répartition actuelle.

Ici nous proposons d'introduire la démarche prospective et de montrer son intérêt dans le cadre d'une prise en compte de la biodiversité et des continuités écologiques dans la planification des territoires. La prospective est une « science ayant pour objet l'étude des causes techniques, scientifiques, économiques et sociales qui accélèrent l'évolution du monde moderne, et la prévision des situations qui pourraient découler de leurs influences conjuguées ». Ces démarches d'anticipation, s'appuyant sur l'imagination et l'exploration de futurs possibles, ont été appliquées de longue date par la Délégation à l'Aménagement du Territoire et à l'Action Régionale pour créer des scénarios d'aménagement du territoire (DATAR, 1971). Plus récemment, le développement de la géoprospective a conduit à combiner de telles approches avec une modélisation fine des systèmes spatiaux et de leur devenir possible (Voiron-Canicio 2012). Cela permet de proposer un aménagement plus cohérent du territoire en s'appuyant sur ses évolutions passées, récentes et à venir et d'amener à réfléchir sur les changements possibles au sein des sociétés.

La prospective présente trois phases :

- 1- Etudier un ensemble de possibilités d'évolutions du territoire (i.e. des scénarios) en fonction d'orientations socio-économiques, d'aménagements du territoire ou de dynamiques naturelles réalistes, souhaitables ou rejetées qui seront chacune décrites au sein du récit d'un scénario. Les récits présentent les tendances des facteurs de changement découlant de ces orientations (ex. augmentation des aides pour la conversion à l'agriculture biologique) et peuvent proposer des informations quantitatives et spatiales sur celles-ci.
- 2- Les récits sont ensuite déclinés en projections, à l'aide de la modélisation. Les projections sont le résultat de la combinaison de l'ensemble des changements décrits dans le récit, pour un horizon donné (ex. 2040). Les projections peuvent concerner des données diverses en fonction de la thématique explorée : occupation ou usage du sol, climat, population etc. Dans les scénarios dont nous parlerons ici, la modélisation permet la traduction des récits des scénarios en projections spatiales d'occupation du sol, à partir de l'occupation du sol actuelle.
- 3- Enfin, les projections permettent d'initier la réflexion sur plusieurs questions en fonction du contexte : Quelles orientations choisir pour la société de demain ou quels sont les leviers pour atteindre un futur souhaité ? Quelles conséquences d'une action sur différents paramètres (par ex. risque d'inondations, besoins en transport) ou des questions plus spécifiques sur la façon d'orienter les enjeux de conservation.

Sans prédire le futur, les scénarios prospectifs permettent de produire un panel d'évolutions possibles au travers d'orientations très contrastées. En outre les scénarios peuvent être exploratoires et

permettre de balayer « un champ des futurs possibles » (DATAR 2011), présentant des orientations rompant avec les tendances actuelles, vers des objectifs souhaités ou au contraire rejeté. A l'inverse, les scénarios normatifs explorent des décisions particulières ou un état futur souhaité (ex. effet d'un type de gestion ou d'un projet d'aménagement en particulier) et leurs conséquences pour le territoire.

La géoprospective pourrait donc se décliner en 'éco-prospective', qui en appliquant la même démarche et les mêmes principes, permettrait d'explorer l'effet de scénarios d'évolution du territoire sur la biodiversité et les continuités écologiques et d'en tirer les conséquences pour dériver de nouveaux scénarios plus souhaitables en termes de conservation. Malgré une utilisation croissante de scénarios pour évaluer l'impact des changements globaux - surtout climatiques - sur la biodiversité, les scénarios de biodiversité incluant les changements d'usage des sols restent très limités (Titeux et al. 2016). Ceci est d'autant plus vrai à une échelle territoriale.

Face à la diversité des approches prospectives existantes, il est nécessaire d'identifier la démarche la plus adaptée aux questions de biodiversité, de continuités écologiques et d'aménagement du territoire. Dans un premier temps nous introduirons donc les forces et les limites de différents types de scénarios dans ce contexte et nous montrerons comment il est possible de les combiner pour mieux appréhender les évolutions possibles des territoires au niveau régional dans le cadre des TVB.

Dans un deuxième temps, nous montrerons quels sont les apports des scénarios pour améliorer l'identification d'enjeux de conservation de biodiversité et de continuités écologiques

Quels scénarios pour anticiper les territoires de demain et à quelle échelle ?

Large échelle : les scénarios de changements d'occupation et d'usage du sol dits 'technologiques'

Certains scénarios de changements d'occupation et d'usage du sol sont produits à large échelle (niveau mondial ou Européen) en utilisant des modèles numériques complexes intégrant de nombreux paramètres (cycles biochimiques, dynamiques de végétation etc.). Nous appellerons ces scénarios 'technologiques'. Ils permettent de connaître les tendances issues de facteurs de changement à large échelle, comme les politiques internationales.

Il existe un très grand nombre de ces scénarios (Alexander et al. 2017) mais la plupart développe des récits assez similaires à ceux du GIEC (Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat) qui étudie, par une approche prospective, les liens entre scénarios socio-économiques, changements d'occupation et d'usage du sol et changements climatiques (Intergovernmental Panel on Climate Change 2000, Nakićenović et al. 2000). Les scénarios issus du GIEC explorent quatre orientations

distinctes, réparties entre l'intensification et le développement durable d'une part et entre la régionalisation et la mondialisation de l'autre. Ces scénarios sont traduits sous forme de cartes d'occupation du sol à échelle large à l'aide de modèles numériques puissants.

Les atouts de ces scénarios sont qu'ils proposent des évolutions quantitatives, souvent calibrées ou validées à partir des données passées et des projections spatialisées disponibles pour un grand nombre d'entre eux.

Cependant, ces scénarios présentent aussi trois limites majeures les rendant difficilement utilisables à des échelles fines et pour explorer les changements d'un territoire et ses conséquences sur la biodiversité.

Premièrement, ils ont le plus souvent des résolutions spatiales et thématiques grossières (0.5° soit environ 50km) limitant leur utilisation à l'échelle régionale et leur adaptation aux questions de biodiversité, bien qu'ils soient employés dans ce contexte (Titeux et al. 2016). En revanche, certains scénarios technologiques sont élaborés à une résolution spatiale et thématique fine (ex. 250m), en s'appuyant sur des facteurs de changement définis en fonction de régions géographiques, et peuvent être utilisés au niveau régional. C'est le cas par exemple des scénarios issus du programme ALARM (Spangenberg 2007) destinés à explorer l'impact des changements d'occupation du sol à venir sur la biodiversité au niveau européen.

Deuxièmement, ces scénarios n'intègrent que rarement des spécificités régionales, ce qui rend parfois les évolutions qu'ils proposent incohérentes avec les enjeux locaux. Par exemple, certains scénarios européens proposent, dans le cadre du développement de la filière bois-énergie, la plantation de forêts sur les zones agricoles les plus productives de la Région Provence Alpes Côte d'Azur. Une telle évolution semble peu probable, y compris pour un scénario rompant fortement avec les dynamiques actuelles, compte tenu de la demande en production agricole.

Troisièmement, il a été montré que, même lorsqu'ils reposent sur des récits très contrastés, les scénarios provenant d'une même famille (issus d'un modèle ou d'un projet de recherche donné) ont tendance à proposer des projections très similaires (Hervé et al. In prep.). Les projections sont donc contrastées entre familles et non entre récits. Pour explorer une grande gamme de futurs possibles, il faudrait donc combiner différents récits projetés avec différents modèles, or les incompatibilités thématiques (différentes classes d'usage des sols) et temporelles (différents horizons explorés) rendent cette option fastidieuse. Si cela est préconisé dans l'étude des changements climatiques sur la biodiversité, cela n'a, à notre connaissance, jamais été appliqué à l'étude des changements d'usage du sol sur la biodiversité.

Petite échelle : les scénarios de changements d'occupation ou d'usage du sol dits 'participatifs'

D'autres scénarios peuvent être développés au niveau local, en impliquant des acteurs locaux dans leur construction. Ces scénarios, dit participatifs sont ainsi co-construits¹ lors d'ateliers participatifs et permettent de mieux tenir compte des enjeux inhérents au territoire étudié (voir Encart 1 et Fig. 1). Les ateliers participatifs permettent d'obtenir des informations sur les facteurs de changement, sur les tendances futures et sur leur spatialisation sur le territoire. Cette approche comporte 3 avantages.

Premièrement, ces scénarios intègrent des facteurs de changement plus fins et évaluent l'effet de décisions au niveau local, en s'appuyant sur les connaissances précises d'une diversité d'acteurs sur les enjeux de leur territoire.

Deuxièmement, ces connaissances permettent de caractériser l'occupation du sol au travers des usages, par exemple l'intensité de la production agricole ou de l'exploitation forestière. Ainsi, il est possible d'obtenir une projection adaptée au contexte local et plus détaillée que les projections issues des scénarios technologiques.

Enfin, la co-construction offre une meilleure compréhension des processus d'élaboration de l'aménagement du territoire pour les acteurs en raison de leur participation active. En outre, l'implication des acteurs permet également de les sensibiliser aux changements possibles au sein de leur territoire et à leur propre capacité d'action pour agir sur ces changements (Voiron-Canicio 2012).

Cependant, ces scénarios présentent également 3 limites qui rendent difficile leur application à des questions de biodiversité et de continuités écologiques.

Premièrement, les scénarios participatifs sont souvent produits sur des territoires très restreints (une ou plusieurs communes). En effet, en fonction de la précision des informations voulues, il est nécessaire de restreindre la démarche à un territoire plus petit et bien délimité. C'est notamment l'objet de la géoprospective, qui vise à avoir des informations très précises et spatialisées, ce qui s'oppose quelque peu à des démarches de prospective plus globale, comme celles développées dans le cadre de la DATAR (Emsellem et al. 2012). Mobiliser des acteurs pour atteindre une information suffisamment fine au niveau régional est une démarche longue et fastidieuse. Elle nécessite un nombre suffisant d'acteurs sur plusieurs ateliers pour obtenir une connaissance exhaustive de la région. Ces

¹ Co-construction : une pluralité d'acteurs est impliquée dans l'élaboration et la mise en œuvre de la démarche, Madeleine AKRICH, « Co-construction », in CASILLO I. avec BARBIER R., BLONDIAUX L., CHATEAURAYNAUD F., FOURNIAU J-M., LEFEBVRE R., NEVEU C. et SALLES D. (dir.), Dictionnaire critique et interdisciplinaire de la participation, Paris, GIS Démocratie et Participation, 2013, ISSN : 2268-5863. URL : <http://www.dicopart.fr/es/dico/co-construction>.

contraintes en temps et en nombre rendent difficile la conception de scénarios participatifs fins au niveau régional.

Encart 1 : Comment se construisent les scénarios participatifs ?

1. *Bien choisir les acteurs.* Les acteurs doivent représenter la diversité des enjeux du territoire et les différents points de vue (favorable/défavorable à une question, un domaine d'expertise). La méthode Factors, Actors, Sectors (Kok et al. 2006) ou l'appui sur des experts permet de balayer les différents profils des acteurs du territoire et d'identifier les individus pertinents pour chaque profil.

2. *Les sensibiliser à l'intérêt de participer.* La participation des acteurs étant bénévole, la présentation des objectifs et de l'intérêt d'une telle démarche est un élément déterminant pour mobiliser au mieux les acteurs du territoire.

3. *L'importance de l'animation.* L'animation est un des aspects les plus importants du processus. L'animateur définit les règles d'échanges (bienveillance, libre écoute, etc...) qui permettent le déroulement fluide et constructif. Comme la co-construction dépend fortement des jeux d'acteurs, des comportements et des attitudes des personnes impliquées, pour ne pas biaiser la productivité du processus, les animateurs doivent s'assurer de l'équité dans les échanges afin que chaque acteur puisse s'exprimer.

4. *Choix du format.* Les différents formats (journée entières, demi-journées répétées, soirées) peuvent conduire à des résultats différents car ils ne mobilisent pas les mêmes acteurs. Ainsi, les formats impliquant plusieurs séances aboutissent souvent à des groupes différents entre les rencontres (ex. Kok et al. 2006) et le format en soirée mobilise des acteurs différents qu'en journée.

5. *La méthodologie de co-construction.* Les acteurs peuvent être mobilisés pour leur expertise particulière ou au travers de jeux de rôle où chacun endosse le rôle d'un autre acteur (par exemple, un agriculteur celui d'un élu). Les acteurs ne sont alors plus tenus à un discours dépendant de leur fonction et ils peuvent plus librement interagir et ainsi imaginer le futur de leur territoire et le déroulement de la co-construction s'affranchit des postures institutionnelles et corporatistes.

Deuxièmement, les informations obtenues sont souvent qualitatives (ex. description de l'évolution de l'urbanisation par mitage mais sans proposer des chiffres précis). Encore une fois, le détail obtenu au sein des ateliers dépend de la démarche : la prospective territoriale a pour objectif d'exprimer des « esquisses » des changements futurs tandis que la géoprospective vise à obtenir un « dessin » très précis (Voiron-Canicio 2012).

Et au niveau régional ?

Les scénarios prospectifs, technologiques ou participatifs, permettent d'explorer des futurs différents, en fonction de leur objectif (normatifs vs exploratoires) et de l'échelle à laquelle ils sont développés. Néanmoins, ils sont construits pour des cas précis et peuvent difficilement être utilisés pour explorer les futurs possibles au niveau régional. Ces scénarios présentent toutefois des avantages qui peuvent se compléter, comme par exemple des données quantitatives, issues des scénarios technologiques et des données plus qualitatives, issues des scénarios participatifs. Il est donc possible de s'appuyer sur ces deux types de scénarios pour proposer des scénarios adaptés à l'échelle régionale. Plusieurs approches peuvent être envisagées pour combiner les informations en provenance de ces deux types de scénarios et ainsi dépasser leurs limites respectives.

Premièrement, l'utilisation de données passées régionalisées permet d'adapter les scénarios technologiques à l'échelle régionale. Ces projections peuvent ensuite être évaluées par les acteurs locaux afin de les affiner avec leur connaissance du territoire. En effet, les acteurs peuvent souligner des incohérences dans les évolutions possibles d'un territoire, construites par des modèles numériques intégrant peu ou pas de régionalisation. Cette approche implique simplement les acteurs dans une phase finale et la phase de régionalisation est réalisée par les scientifiques.

Deuxièmement, les acteurs peuvent être impliqués en amont, dès la phase de régionalisation dans un processus de co-construction des projections régionales. Les projections résultant de ces récits peuvent combiner des tendances fixées par les scientifiques et/ou par les acteurs. C'est ce qui est utilisé par Houet et al (2017) ou dans le projet ESNET, qui dérive des scénarios au niveau de la région Grenobloise avec des acteurs locaux pour explorer les changements sur la biodiversité et les services écosystémiques (Bierry and Lavorel 2016).

Troisièmement, les scénarios technologiques peuvent être utilisés en amont pour identifier les zones d'une région qui seraient les plus susceptibles de changer et donc les zones dont les dynamiques sont les plus pertinentes à explorer grâce à des scénarios participatifs. Cette dernière approche permet le passage de cas locaux à la dynamique régionale en se focalisant sur des cas contrastés et à forts enjeux pour une région.

Apports des scénarios pour améliorer l'identification d'enjeux de conservation de biodiversité et de continuités écologiques

Utiliser la prospective pour des questions d'aménagement du territoire ouvre un grand champ de possibilités. Par exemple, dans le cadre d'un débat public sur un aménagement majeur ou sur une infrastructure de transport, plusieurs options doivent être testées. Cela pourrait donc être l'objet de projections spécifiques en regardant les effets sur les continuités écologiques.

La démarche

A partir des récits de changements, issus de scénarios prospectifs combinant approches technologiques et participatives, il est possible de générer des cartes d'occupation et/ou d'usage du sol pour le territoire (projections spatialement explicites). La modélisation de ces cartes peut se faire de différentes manières, notamment à partir de modèles numériques ou de modèles statistiques (ex. Modèle Linéaire Généralisé ou GLM, Doxa et al. 2017) qui vont calculer les probabilités de changement en fonction de plusieurs paramètres. D'autres approches plus complexes, comme les modèles basés sur agents² (exemple appliqué à la construction de scénarios de gestion pour la biodiversité, Anselme et al. 2010), permettent d'implémenter des décisions dépendantes de plusieurs acteurs dans le processus de modélisation.

Les projections issues de ces modèles (cartes d'occupation/d'usage du sol) sont ensuite utilisées pour produire différents types d'indicateurs écologiques (continuités écologiques ou services écosystémiques comme dans le Projet ESNET, Bierry and Lavorel 2016) et environnementaux (ex. risques d'inondations), économiques (ex. prix de l'énergie) ou sociaux (ex. accès au transport en commun). En comparant avec les cartes actuelles, il est possible d'évaluer l'impact des changements proposés par les scénarios sur les indicateurs étudiés.

Les scénarios, comme aide à la décision

Les scénarios prospectifs, issus de la combinaison de scénarios technologiques et participatifs, se présentent alors comme un outil d'aide à la décision et permettent d'identifier des leviers de l'évolution du territoire et de proposer les actions nécessaires pour atteindre ou, au contraire, éviter certaines trajectoires de changement. En effet, ils présentent 4 contributions possibles à la prise de décision.

² On appelle « agents » des techniques de modélisation et de programmation qui permettent de dégager des propriétés globales à partir de comportements individuels

1. Pour initier des changements au sein d'un territoire

Les résultats obtenus par ces scénarios ouvrent à la réflexion sur les capacités de changement et d'adaptation d'un territoire. En effet, face à un résultat souhaité ou non d'un scénario, cette approche peut inviter la société à évoluer afin d'aller vers la direction souhaitée. Les scénarios permettent de déterminer l'adaptabilité d'un territoire, en s'appuyant sur les facteurs de changement, leurs combinaisons et leurs seuils qui ont généré les changements observés (Voiron-Canicio 2012).

2. Pour tester l'effet de projets

Les scénarios permettent de tester en amont l'impact potentiel d'un aménagement et de ses différentes alternatives, en appuyant notamment les réflexions de la séquence « Eviter, réduire, compenser » à mettre en œuvre pour les projets d'aménagements. Cela permet d'identifier la localisation optimale d'un projet, en réalisant un compromis entre l'impact écologique et les contraintes de réalisation du projet pour répondre au volet « Eviter » de cette séquence. De plus, les scénarios permettent également de tester la localisation de mesures compensatoires et comment celles-ci peuvent être le plus efficace pour les continuités écologiques et la biodiversité en général. De la même manière, les scénarios permettent de tenir compte de l'effet cumulé d'un ensemble de projets. Ainsi, la réalisation d'un projet peut impacter de manière mineure les continuités écologiques, mais ajouté à d'autres projets en cours sur la même zone, l'impact s'en trouverait renforcé.

3. Pour prioriser les enjeux de conservation face à l'enjeu des changements globaux

Les scénarios peuvent servir à prioriser les enjeux de conservation en fonction des changements à venir.

Une première orientation possible serait de cibler des zones pouvant être de bonnes continuités à la fois dans le présent et dans le futur (Albert et al. 2017) ou des zones très importantes pour les continuités futures, notamment pour permettre aux espèces de se déplacer en réponse au changement climatique.

Il est également possible de confronter les zones identifiées comme importantes pour la connectivité actuelle et celles ayant de fortes pressions dans le futur (hot-spot de changement). Deux choix de conservation sont alors possibles : assurer la protection de ces continuités dès aujourd'hui pour protéger leur fonctionnalité face aux changements ou considérer que quelle que soit la décision de

gestion, ces continuités ne pourront pas être maintenues dans le futur. Il est alors nécessaire d’orienter la conservation actuelle vers d’autres continuités.

Enfin, il est possible de tester si un plan de conservation (ex. créations d’aires protégées), basé sur des critères actuels (ex. les continuités), est robuste aux changements à venir.

4. Pour communiquer plus facilement

Les scénarios sont un bon support pour communiquer sur les aménagements et leurs conséquences car ils illustrent l’effet de décisions sur le territoire. Les résultats obtenus peuvent également servir de supports à un partage d’enjeux et de discussions avec les acteurs locaux pour élaborer un projet de territoire ou décider de plans d’actions. Ainsi, Christine Voiron-Canicio (2012) écrit que les projections sont «destinées à susciter le dialogue, à confronter des choix, à aider à définir des stratégies». Différentes thématiques, autres que la biodiversité, peuvent aussi venir compléter l’approche pour donner une vision plus intégrative du territoire (ex. transport, économie, dimension sociale, etc.). Cependant il est essentiel d’introduire les limites d’une telle approche (les scénarios ne sont pas des prédictions du futur) et les incertitudes qui en découlent lors des communications autour des scénarios.

Conclusion et perspectives :

L’utilisation de prospective territorialisée ou géoprospective est développée depuis quelques années dans d’autres champs thématiques que l’écologie. Si elle était utilisée dans le cadre de la mise en œuvre de la TVB et de la conservation de la biodiversité, cette approche permettrait de proposer un aménagement du territoire plus cohérent car tenant compte d’un ensemble de changements (projets à venir, impact cumulés...), plus robuste car anticipatif des changements futurs (changement d’occupation et d’usage du sol, changement climatique) et plus intégratif des différents enjeux (sociaux, économiques et écologiques).

Cependant, pour utiliser cette approche à des échelles intermédiaires, comme l’échelle régionale, il est nécessaire de combiner différentes sources d’informations sur les évolutions possibles et souhaitables des territoires. Combiner l’apport des scénarios technologiques et des scénarios participatifs semble une solution efficace pour allier les avantages et remédier aux limites de ces deux types de scénarios. L’un et l’autre peuvent en effet s’enrichir pour proposer à la fois des tendances locales et globales qui interagissent toutes à l’échelle régionale.

Enrichir l'évaluation des enjeux de conservation des continuités écologiques à l'aide de la combinaison de scénarios prospectifs 'technologiques' et co-construits semble une piste prometteuse pour produire un outil d'aide à la décision. En effet, cette combinaison permet de proposer des scénarios fins au niveau du territoire et ainsi tester l'impact de décisions particulières sur la biodiversité et les continuités écologiques. Au travers notamment de scénarios normatifs, il est possible de tester l'effet d'un ensemble de projets et leurs différentes alternatives, combiné aux changements attendus sur le territoire. C'est en particulier un outil adapté pour évaluer les continuités écologiques dans le cadre de projet d'aménagement et de la séquence « Eviter, Réduire, Compenser ». En effet, cela permet d'illustrer plusieurs alternatives et d'appuyer une décision finale d'implantation (séquence « Eviter » et « Réduire ») ainsi que de tester la localisation optimale de mesures compensatoires (séquence « Compenser »). L'opérationnalité de cette approche sera testée dans le cadre d'un projet ITTECOP E=RC+ lancé à l'automne 2017. Par ailleurs, les scénarios sont également pertinents pour évaluer la robustesse de plan de conservation. Ils seront notamment utilisés dans le cadre d'un projet d'évaluation des continuités écologiques, mené par l'Agence Régionale Pour l'Environnement Provence Alpes Côte d'Azur et le Grand Site Sainte Victoire.

Figure



Figure 1 : Production des scénarios en petits groupes et réalisation de la carte légendée associée (Photographie : M. Hervé, IMBE).

Références

- Albert, C. H., B. Rayfield, M. Dumitru, and A. Gonzalez. 2017. Applying network theory to prioritize multi-species habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation Biology*:n/a-n/a.
- Alexander, P., R. Prestele, P. H. Verburg, A. Arneth, C. Baranzelli, F. Batista e Silva, C. Brown, A. Butler, K. Calvin, N. Dendoncker, J. C. Doelman, R. Dunford, K. Engstr?m, D. Eitelberg, S. Fujimori, P. A. Harrison, T. Hasegawa, P. Havlik, S. Holzhauer, F. Humpe?der, C. Jacobs-Crisioni, A. K. Jain, T. Krisztin, P. Kyle, C. Lavalley, T. Lenton, J. Liu, P. Meiyappan, A. Popp, T. Powell, R. D. Sands, R. Schaldach, E. Stehfest, J. Steinbuks, A. Tabeau, H. van Meijl, M. A. Wise, and M. D. A. Rounsevell. 2017. Assessing uncertainties in land cover projections. *Global Change Biology* 23:767–781.
- Anselme, B., F. Bousquet, A. Lyet, M. Etienne, B. Fady, and C. Le Page. 2010. Modelling of spatial dynamics and biodiversity conservation on Lure mountain (France). *Environmental Modelling & Software* 25:1385–1398.
- Bierry, A., and S. Lavorel. 2016. Implication des parties prenantes d'un projet de territoire dans l'élaboration d'une recherche à visée opérationnelle. *Sciences Eaux & Territoires*:18–23.
- DATAR. 2011. Territoires 2040 - Des systèmes spatiaux en prospective. La Documentation Française.
- Doxa, A., C. H. Albert, A. Leriche, and A. Saatkamp. 2017. Prioritizing conservation areas for coastal plant diversity under increasing urbanization. *Journal of Environmental Management* 201:425–434.
- Emsellem, K., S. Lizard, and F. Scarella. 2012. La géoprospective : l'émergence d'un nouveau champ de recherche ? *Espace géographique* 41:154.

- Hervé, M., A. Bondeau, M. Fader, A. Leriche, W. Cramer, and C. H. Albert. In prep. From land-use change to biodiversity scenarios: insights from the Mediterranean case study.
- Houet, T., M. Grémont, L. Vacquié, Y. Forget, A. Marriotti, A. Puissant, S. Bernardie, Y. Thiery, R. Vandromme, and G. Grandjean. 2017. Downscaling scenarios of future land use and land cover changes using a participatory approach: an application to mountain risk assessment in the Pyrenees (France). *Regional Environmental Change*.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2000. Emissions scenarios: summary for policymakers : a special report of IPCC Working Group III. WMO (World Meteorological Organization) : UNEP (United Nations Environment Programme), Geneva.
- Nakićenović, N., J. Alcamo, G. Davis, B. de Vries, J. Fenhann, S. Gaffin, K. Gregory, A. Grübler, T. Yong Jung, T. Kram, E. Lebre La Rovere, L. Michaelis, S. Mori, T. Morita, W. Pepper, H. Picther, L. Price, K. Riahi, A. Roehrl, H.-H. Rogner, A. Sankovski, M. Schlesinger, P. Shukla, S. Smith, R. Swart, S. van Rooijen, N. Victor, and Z. Dadi. 2000. *Special Report on Emissions Scenarios*, Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York.
- Spangenberg, J. H. 2007. Integrated scenarios for assessing biodiversity risks. *Sustainable Development* 15:343–356.
- Titeux, N., K. Henle, J.-B. Mihoub, A. Regos, I. R. Geijzendorffer, W. Cramer, P. H. Verburg, and L. Brotons. 2016. Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Global Change Biology* 22:2505–2515.
- Voiron-Canicio, C. 2012. L'anticipation du changement en prospective et des changements spatiaux en géoprospective. *Espace géographique* 41:99.

PARTIE II : Combinaison et confrontation des différents types de scénarios en région PACA

Box 4.1 : Présentation des sites : dynamiques actuelles et futures selon des scénarios technologiques européens (Spangenberg 2007)

1. Sainte Victoire

Site caractérisé par une pression urbaine importante et un réseau routier dense, liés à la proximité d'Aix-en-Provence et de la métropole Marseillaise. Les espaces boisés sont relativement continus sur les massifs. L'agriculture est caractérisée par des terres arables et des vignobles mais aussi des mosaïques plus complexes en bord de ville (maraichage). D'après les tendances passées et les scénarios technologiques, l'urbanisation devrait s'accélérer dans cette zone.

2. Alpilles

Site dont le cœur est couvert de forêts et garrigues et entouré par un piémont essentiellement viticole et une plaine agricole (cultures annuelles et permanentes, prairies). L'urbanisation et les réseaux routiers y sont développés avec l'influence de grandes agglomérations périphériques (Arles, Salon, Avignon). L'urbain diffus y est très présent, notamment dans le massif avec un marché de luxe, pour le tourisme ou les résidences secondaires. Les scénarios technologiques prédisent une augmentation importante des zones boisées sur la plaine.

3. Mont Ventoux

Ce site est une des zones les plus productives en termes d'agriculture pour la région PACA (plaine du Comtat). On y retrouve beaucoup de vignobles, des cultures permanentes et des mosaïques plus complexes. La partie Est du site est très naturelle et dominée par la forêt. En revanche, la zone agricole est fortement urbanisée avec un maillage routier dense. Les changements proposés par les scénarios technologiques concernent principalement la zone Ouest avec une augmentation des cultures permanentes et des forêts. On note également une augmentation de l'urbanisation autour d'Avignon.

Nous proposons ici une approche combinant scénarios technologiques et scénarios co-construits appliquée à la région PACA. La combinaison de ces deux types de scénarios permet de produire des cartes d'évolutions possibles de territoires dans le but d'améliorer la planification pour mieux prendre en compte la biodiversité et les continuités écologiques.

Matériel et méthodes

Choix des sites d'étude

Afin d'explorer les futurs possibles en PACA tout en se focalisant sur l'avenir des continuités écologiques au niveau régional et local, nous avons choisi trois sites d'étude se caractérisant à la fois comme des 'hot-spots' potentiels pour les changements d'occupation du sol (à partir des scénarios ALARM, voir Fig. S1, Chapitre I) et comme des zones à forts enjeux de continuités écologiques (Trames et réservoirs de biodiversité identifiés comme « à préserver » dans le SRCE PACA). Ces trois territoires ont également été choisis du fait i) de leurs différences en termes d'occupation actuelle du sol, ii) de leurs différences en termes d'évolution récentes et futures, selon les scénarios technologiques présentés ci-après (Box 4.1), iii) de la présence d'une zone de protection/gestion de la biodiversité existante (Parc Naturel Régional des Alpilles et Grand Site Sainte Victoire) ou en création (Parc Naturel Régional du Mont Ventoux).

Scénarios technologiques

Nous avons choisi d'utiliser les scénarios technologiques issus du programme ALARM (Spangenberg 2007). Ce programme propose des scénarios européens pour explorer l'impact de différentes orientations sur la biodiversité. Ces scénarios sont développés à échelle fine (250m) et explorent trois orientations socio-économiques contrastées ainsi que trois scénarios catastrophistes.

Le scénario BAMBU (Business As Might Be Usual) repose sur la continuité des orientations socio-économiques actuelles et aboutit à une privatisation massive des services et à un libre-échange international exacerbé. Deux scénarios catastrophistes découlent de BAMBU : BAMBU-CANE (ContAgious Natural Epidemic) avec l'hypothèse d'une pandémie et BAMBU-SEL (Shock in Energy Price Level) qui explore l'impact d'une crise du prix de l'énergie. Néanmoins ces scénarios restent proches au niveau des tendances projetées et nous présenterons ici les résultats spatialisés uniquement pour BAMBU, les autres tendances seront présentées en annexes.

Chapitre IV

Table 4.1 Récapitulatif des différents récits de scénarios produits par site, les titres des scénarios ont été choisis par les acteurs.

	Site Sainte Victoire	Site Alpilles	Site Mont Ventoux
Secteurs représentés	Biodiversité, Eau, Aménagement, Urbanisme, Forêt, Civil, Agriculture, Patrimoine	Biodiversité, Changement climatique, Eau, Energie, Déchets, Aménagement, Urbanisme, Forêt, Civil	Forêt, Politique, Aménagement, Civil, Environnement, Biodiversité, Agriculture, Urbanisme
Scénario Pessimiste	« Catastrophe ou réaliste ? » Site classé = dernier espace naturel et récréatif, géré par Vinci (parkings payants). Surexploitation des forêts. Disparition des réglementations (ZNIEFF, Natura 2000) et de l'Europe. Extinction de l'aigle de Bonelli, surpopulation du sanglier et nombreux accidents de chasse. Echéec du Parc de la Sainte Baume. Dépôts sauvages d'ordures et sports motorisés dans les autres massifs Développement de l'éolien et du solaire. Continuité urbaine. Résidentiel et tourisme de luxe autour de la Sainte Victoire. Monoculture de la vigne. Pollution de l'Arc (trafic, industries) et endiguement pour gérer les crues (disparition de la ripisylve). Augmentation du trafic, nouveaux échangeurs autoroutiers.	« Trumpisme - Changements dans la continuité » Pas de régulation du climat et utilisation massive des énergies fossiles. Exploitation des gaz de schistes, avec une population plus ouvrière et plus pauvre. Augmentation des crues et des incendies : population pauvre et réfugiés climatiques. Intensification de l'agriculture avec beaucoup d'intrants. Disparition du Parc Naturel régional, exploitation massive de la forêt avec une centrale à biomasse et des carrières sur les friches. Affaiblissement net de la conscience écologique	« Les Projections négatives » Développement urbain avec mitage et nombreuses zones d'activités. Echéec du parc et perte du label réserve de biosphère. Intensification de l'agriculture vers la vigne et moins d'agriculteurs. Exploitation de la forêt sans gestion pour les centrales de biomasse. Tourisme de masse (parcs à thème) et sports motorisés dans les sites naturels. Ressources en eau peu gérées. Pollution de l'eau, de l'air et de la terre (gazole, produits phytosanitaires). Moins de séquestration de carbone. Privatisation des lignes ferroviaires.
Scénario Au fil de l'Eau	« Au fil de l'eau » Urbanisation continue, mitage des zones forestières et agricoles. Photovoltaïque sur les toits. Exploitation forestière pour la centrale de biomasse mais avec difficultés (accès et réglementation). Réseau de transport en commun efficace. Maintien de la viticulture en amont et du maraichage autour des villes (demande en AMAP forte), avec irrigation. Augmentation de la qualité de l'eau (assainissement collectif et moins de rejets de l'agriculture) mais ripisylve toujours dégradée. Statu quo sur les zones naturelles (pas d'argent à investir). Pas d'amélioration des connectivités	« Les Alpilles c'est tendance » Autonomie sur les déchets (organique). Limitation de l'urbanisation, installation de gens fortunés ralentie. Vieillessement de la population. Gestion de la forêt pour maîtriser le risque incendie. Développement du photovoltaïque. Changement de production sur l'agriculture, + de friches (- d'eau) et cultures + exotiques (agrumes, dattiers) Remise en eau des marais (moins de pompage). Migration des espèces vers le Nord non compensée par de nouvelles espèces du sud. Préservation des torrents : gain en biodiversité.	-- <i>Nombre d'acteurs insuffisant pour réaliser ce scénario</i>
Scénario Optimiste	« Reconquête – Petite vérole » Pôles villageois (500hab) autonomes : travail sur place, production d'énergie, habitat bioclimatique. Mode de vie sobre, pas de gaspillages, fonctionnement collectif. Conservation des continuités forestières. Maintien des grands axes de communication et des nouvelles technologies. Gouvernance écologique par des citoyens conscients.	« Autonomisme éclairé – Vers une autonomie du territoire ouverte sur le monde. » Forêt : diversification des essences, gestion adaptée aux changements climatiques. Plantation d'arbres dans la ville Autonomie sur les déchets (ressourceries), l'énergie (micro-centrales), l'alimentaire (reconquête des friches, maraichage, circuits courts) et l'eau (moins de gaspillage, pas de piscines individuelles). Limitation de l'étalement urbain, gestion des résidences secondaires et interdiction des clôtures. Aménagement des torrents pour limiter les risques de crues. Vers une démocratie contributive	« De chacun selon ses moyens à chacun selon ses besoins » Deux bassins de vie : plaine et montagne. Transport en commun de qualité et peu cher pour relier les 2. Limitation du mitage urbain, nature en ville et reconquête de l'agriculture. Pas d'industrialisation de l'agriculture, nombreux emplois pour sortir du marasme économique. Développement de la monnaie locale (la Roue). Education à l'appartenance au territoire, à l'écologie, sur une ou deux générations. Autonomie énergétique (solaire, hydraulique, micro-centrales).

Le scénario GRAS (GROWth Applied Strategy) se caractérise par des orientations privilégiant la croissance économique, le libre-échange et la mondialisation. Il est décliné en un scénario catastrophiste climatique GRAS-CUT (Cooling Under Thermohaline collapse) qui projette un refroidissement de l'Europe suite à la disparition du Gulf Stream. Mais ce scénario n'est produit que pour 2080, car un tel phénomène paraît impossible sur un horizon de temps plus court.

Enfin, le scénario SEDG (Sustainable European Development Goal) vise au développement durable des sociétés (en utilisant une approche normative) : économie compétitive, environnement sain et équité sociale.

Afin de comparer les projections issues de ces scénarios avec celles issues des scénarios participatifs que nous avons co-construits, nous présenterons ici les tendances d'occupation du sol pour 2050 pour chacun des sites étudiés.

Choix des acteurs

Les gestionnaires de ces zones ont été nos interlocuteurs privilégiés lors de la préparation des ateliers. En effet, proposer un atelier en co-construction nécessite une sélection des acteurs représentatifs des enjeux territoriaux. Leur connaissance du territoire (enjeux d'aménagement et de biodiversité) et de ses acteurs a notamment facilité l'identification et la sollicitation d'un certain nombre d'acteurs pertinents.

Nous avons pu mobiliser une douzaine d'acteurs dans chaque site, avec des profils assez variés et adaptés aux problématiques locales (Tableau 4.1). Par exemple, les enjeux autour de l'eau (présence de canaux d'irrigation) et de la gestion des déchets sont surtout présents pour le site des Alpilles.

Nous avons choisi de proposer un atelier d'une journée (10h-16h) pour s'adapter aux contraintes des acteurs. Nous avons choisi de ne pas restreindre au préalable les thématiques abordées car les acteurs sont les plus à même d'identifier les enjeux de leur territoire.

Cependant, la sélection des acteurs repose sur les relations de ces gestionnaires qui ont proposé des personnes avec qui ils ont l'habitude de travailler. De plus, nous leur avons demandé d'impliquer des acteurs bienveillants, afin de permettre le bon déroulement des ateliers et l'efficacité des échanges et des conditions d'écoute. Il existe donc un biais lié aux acteurs présents qui ne sont pas entièrement représentatif du territoire. Par ailleurs, les acteurs sélectionnés sont, pour la plupart, habitués à travailler avec les structures gestionnaires ou sensibilisés à ces approches, ce qui a facilité le déroulement de l'atelier et la production des scénarios. Dans le cas d'un panel plus large et moins

sensibilisé, il serait important de prévoir des ateliers d'une durée plus longue pour permettre de bien clarifier les enjeux de chaque étape. Par ailleurs, il est également possible que certains acteurs se trouvent trop régulièrement sollicités par les structures gestionnaires et ne veuillent pas s'investir dans la démarche. Par exemple, les acteurs contactés pour le site du Mont Ventoux ont également été sollicités sur la même période pour une étude sur les systèmes agro-forestiers sur la même période (Therville 2017) et cela peut expliquer la participation moindre à cet atelier.

Organisation des ateliers participatifs

Après une introduction sur les enjeux de biodiversité et d'aménagement sur le site étudié et sur l'intérêt d'une approche prospective et un tour de table introductif, l'atelier s'articule en trois étapes menant à la phase de production. A chaque étape, le rôle du (des) animateur(s) est essentiel pour équilibrer le temps de parole entre les acteurs et focaliser les discussions sur l'étape en cours.

Durant la première étape (~environ 1h30), les acteurs identifient les éléments actuels qui structurent leur territoire (ex. villes, voies de transport, zones forestières). En tours de table, chaque acteur évoque un élément structurant du territoire (différent de ceux précédemment évoqués) et le dessine sur une carte commune simplifiée, grâce à un symbole dont le choix est libre et reporté dans une légende. Pour chaque élément, une phase de discussion est ouverte entre les acteurs pour permettre à chacun de compléter les informations données sur celui-ci. Aucun élément n'est pré-choisi par les animateurs, l'évocation est laissée entièrement libre aux acteurs. Des éléments structurants immatériels peuvent aussi être proposés, tels que les enjeux esthétiques. Cette étape permet de familiariser les acteurs avec la méthode de dessin collectif et d'introduire les éléments qui pourront être soumis aux changements développés dans la phase de scénarisation.

Durant la deuxième étape (~ 30 min), les acteurs identifient les facteurs de changement qui pourraient influencer les dynamiques en cours et à venir de leur territoire. Des grandes thématiques (ex. modes de production agricole) de changements environnementaux et socio-économiques sont explicitées et illustrées par les animateurs pour lancer la réflexion (voir Table S4.1). Les acteurs affinent ensuite les facteurs de changement en se focalisant sur leur territoire (ex. « Energie » a été rajouté par les acteurs du site Sainte Victoire) et avancent des hypothèses sur l'évolution de ceux-ci (ex. « bio et local » ou « intensification et exportation » pour l'agriculture). Le tableau des facteurs de changement et des hypothèses correspondantes est rempli de manière collective, au travers d'un tour de table pour amener les idées nouvelles discutées par tous.

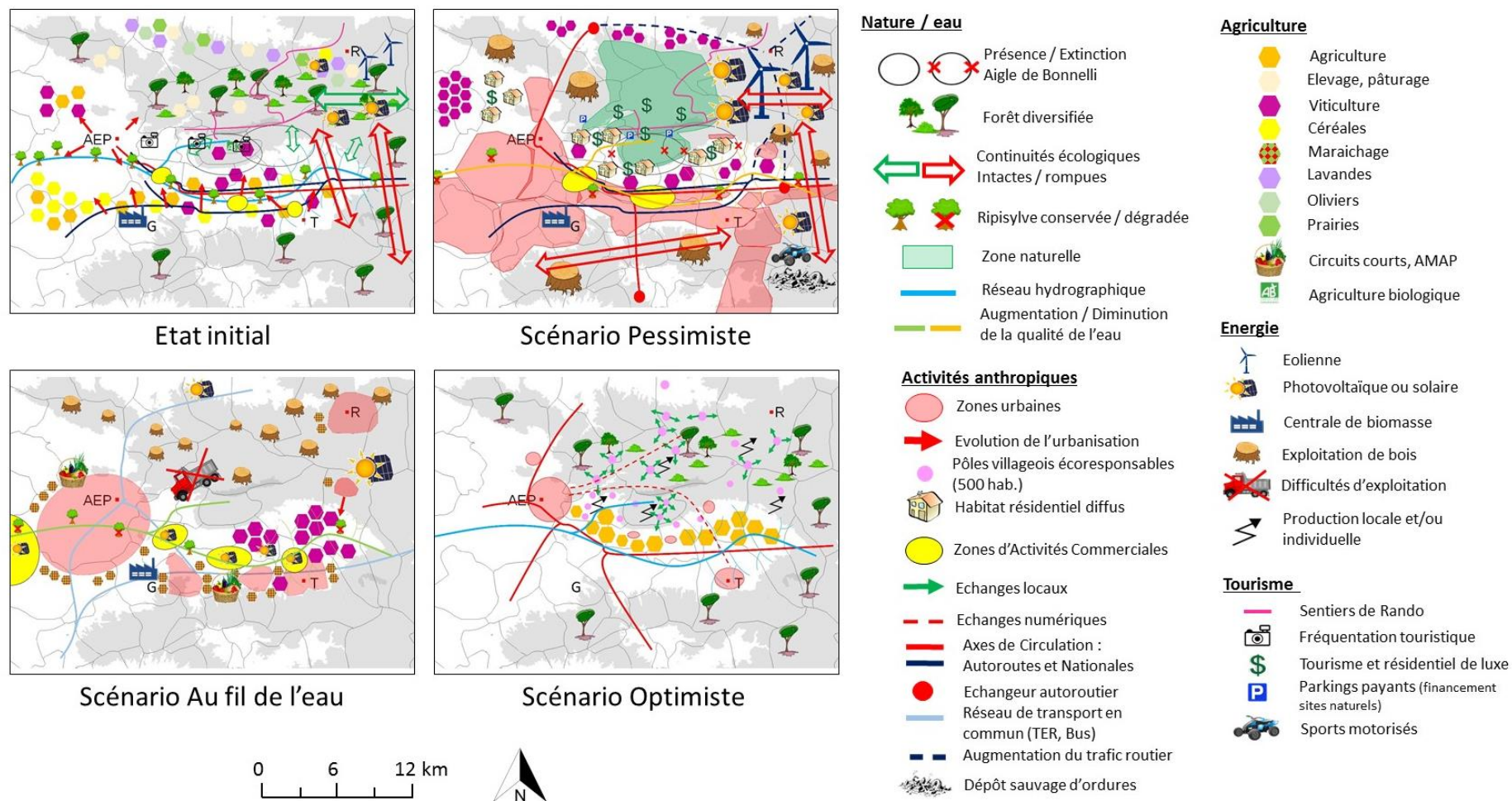


Figure 4.1 : Retranscription des cartes de diagnostic du territoire (Etat initial) et des trois scénarios (Pessimiste, Au fil de l'eau, Optimiste) pour le site Sainte Victoire. Les villes principales sont rappelées par leurs initiales : Aix en Provence (AEP), Rians (R), Gardanne (G), Trets (T)

Durant la troisième et dernière étape (~1h), les acteurs produisent des scénarios d'évolution de leur territoire à partir de la carte des éléments structurants et du tableau des facteurs et hypothèses de changement. Ce travail se fait par petits groupes de 3 à 4 personnes (Voir Figure 1, Partie I). L'(es) animateur(s) compose(nt) les groupes pour assurer leur hétérogénéité et éviter que des acteurs travaillant sur des thématiques proches soient dans un même groupe. Chaque groupe explore un scénario unique et produit un récit et une carte légendée représentant le territoire à moyen terme (2040-2050), réalisée selon la même méthode que lors de la première étape. Au cours de chaque atelier, trois scénarios contrastés ont été explorés : Au fil de l'eau (les tendances actuelles se poursuivent), un scénario pessimiste et un scénario optimiste. Cette méthode permet d'identifier les tendances lourdes du territoire et d'introduire des hypothèses de prolongement ou de rupture par rapport aux tendances actuelles (Voiron-Canicio 2012). Ces orientations générales concernent le territoire dans sa globalité et non une seule thématique comme le changement climatique ou les enjeux anthropiques. Pour chaque scénario, les acteurs ont choisi librement les hypothèses soutenant les orientations pessimiste/optimiste et le résultat représente donc l'image d'un futur désiré ou rejeté pour les acteurs qui l'ont construit. Chaque groupe présente ensuite son scénario d'évolution du territoire à tous lors d'une phase de restitution commune (~15min).

L'objectif des scénarios produits ici est de proposer un cadre général de changement pour chacune des orientations. Au sein de ce cadre général, il sera ensuite possible d'affiner les changements, soit sous forme de nouveaux ateliers avec les acteurs, soit à partir de données plus quantitatives, comme celles proposées par les scénarios technologiques ou par les changements passés.

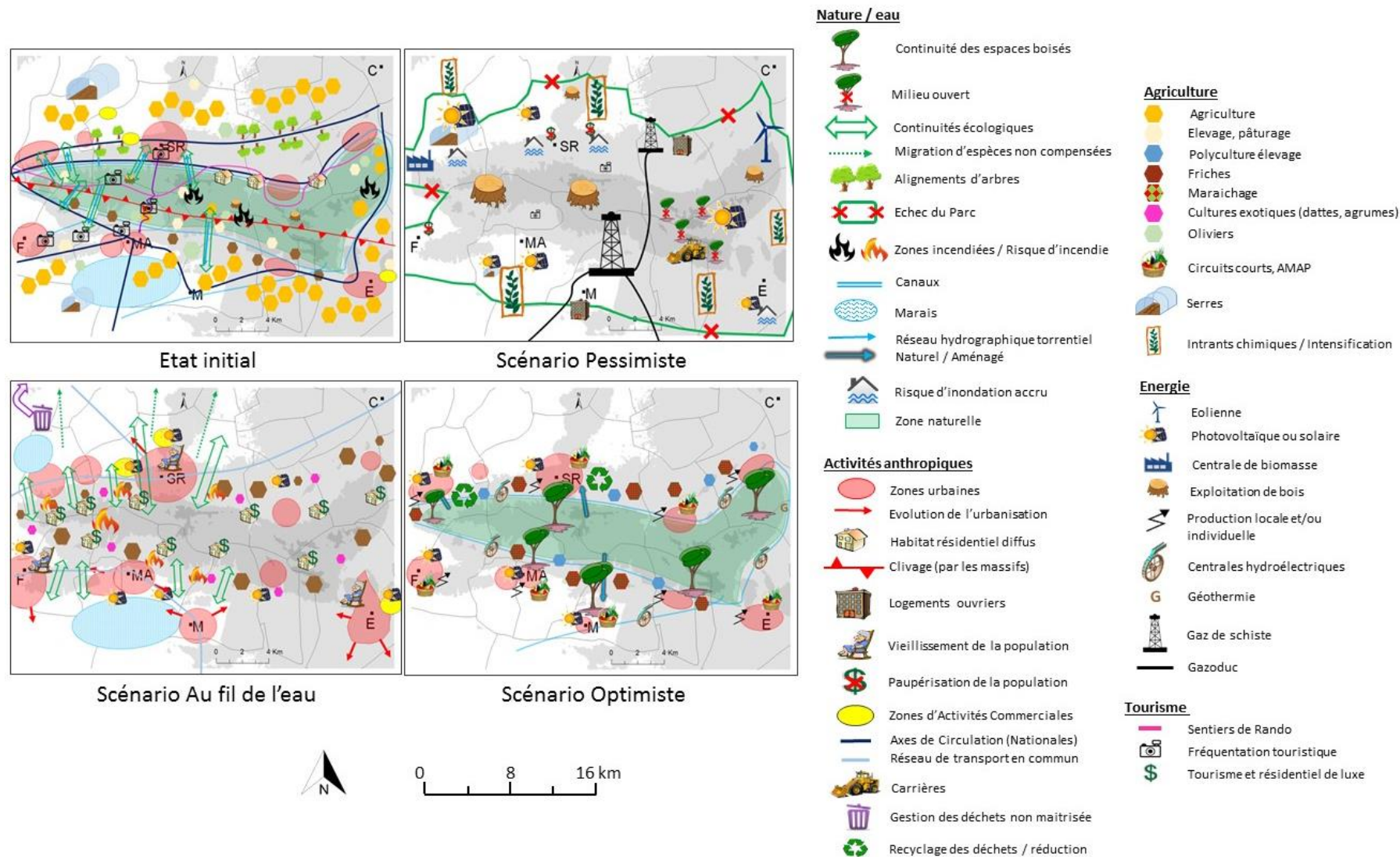


Figure 4.2 : Retranscription des cartes de diagnostic du territoire (Etat initial) et des trois scénarios (Pessimiste, Au fil de l'eau, Optimiste) pour le site Alpilles. Les villes principales sont rappelées par leurs initiales : Saint-Rémy-de-Provence (SR), Fontvieille (F), Maussane-les-Alpilles (MA), Mouriès (M), Eyguières (E) et Cavaillon (C)

Résultats

Production des ateliers

Malgré les enjeux différents et l'identité propre des trois sites d'étude (Box 4.1), les tendances évoquées par type de scénarios sont très proches d'un site à l'autre (Table 4.1). Ainsi, les scénarios optimistes s'orientent plutôt vers des initiatives locales (production d'énergie à petite échelle, monnaie locale), avec des circuits courts et de qualité. Les scénarios pessimistes envisagent une amplification des tendances identifiées comme négatives actuellement : urbanisation accrue, tourisme de masse, intensification de la production agricole et de la production d'énergie (par exemple, exploitation de bois pour la Sainte Victoire, Fig. 4.1 ou gaz de schiste dans les Alpilles, Fig. 4.2). Les scénarios « au fil de l'eau », permettent d'identifier l'aboutissement de projets existants, comme la Centrale de Biomasse de Gardanne mais avec une tendance à aller plutôt vers des évolutions pessimistes (urbanisation accrue par exemple). Néanmoins, certains éléments évoqués ont été propres à chaque territoire. Ainsi, les risques d'incendie (scénario « Au fil de l'eau », en réponse au changement climatique) ou d'inondations (Scénario pessimiste, en lien avec la déforestation du massif) accrus ont été évoqués uniquement pour les Alpilles (Fig. 4.2). La notion de bassin de vie a également été évoquée uniquement pour le territoire du Mont Ventoux (Fig. 4.3). En effet, ce territoire est partagé à l'heure actuelle en deux entités : la plaine du Comtat avec des dynamiques d'évolution très fortes et les reliefs qui relativement isolés (clivage, Fig. 4.3). Une des hypothèses du scénario optimiste est donc de proposer des échanges plus importants entre ces deux secteurs.

Ces scénarios proposent des informations majoritairement qualitatives sur les usages du sol. Par exemple, l'ensemble des scénarios pessimistes proposent l'intensification de la production agricole, notamment au travers d'une augmentation d'utilisation des intrants (Fig. 4.1., 4.2, 4.3). Des informations sont données sur les usages au sein des massifs forestiers, avec l'intensification de l'exploitation forestière (scénarios pessimistes, Table 1) mais également une fréquentation touristique liée au développement de sports motorisés, sur le secteur de la Sainte Victoire (Fig. 4.1) ou du Mont Ventoux (Fig. 4.3). De même, certains scénarios proposent l'augmentation du trafic routier, qui peut avoir une importance pour la biodiversité et l'effet répulsif que les routes peuvent exercer (mortalité, pollution sonore et lumineuse). Ces usages ont un impact majeur sur la multifonctionnalité des espaces mais peuvent difficilement être traduits uniquement par des cartes d'occupation du sol.

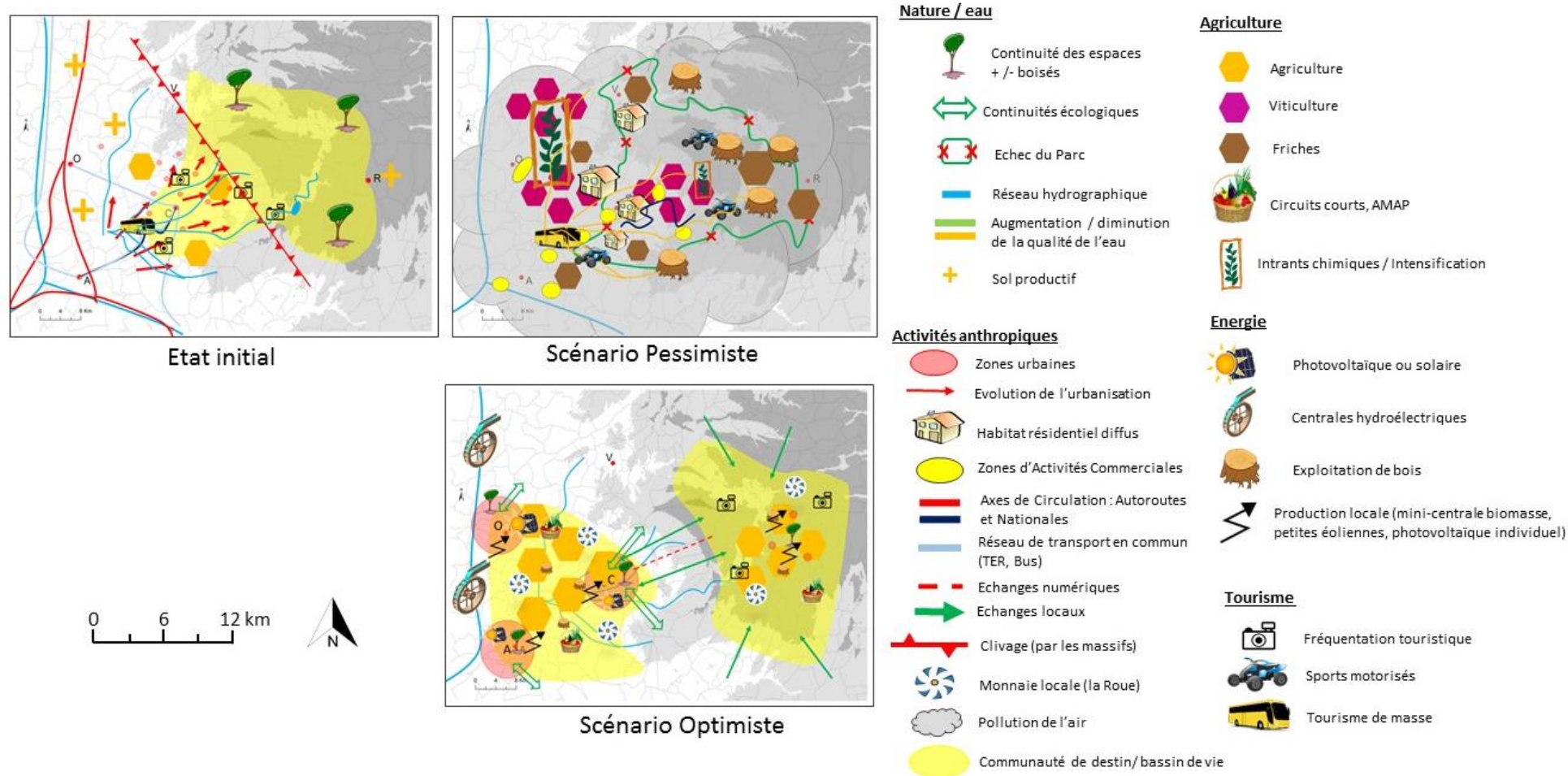


Figure 4.3 : Retranscription des cartes de diagnostic du territoire (Etat initial) et des trois scénarios (Pessimiste, Au fil de l'eau, Optimiste) pour le site Mont Ventoux. Les villes principales sont rappelées par leurs initiales : Avignon (A), Orange (O), Carpentras (C), Vaison-La-Romaine (V), Revest-du-Bion (R).

Comparaison des scénarios co-construits et des scénarios technologiques

Les tendances issues de scénarios technologiques pour les sites étudiés

Nous présentons ici les tendances spatiales pour 2050 proposées par les scénarios GRAS, BAMBU et SEDG issus du programme ALARM (Spangenberg 2007) pour chacun des sites étudiés (site Sainte Victoire Fig. 4.4, site Alpilles Fig. 4.5 et site Mont Ventoux Fig. 4.6). Les tendances chiffrées pour chaque scénario, y compris les scénarios catastrophistes découlant de BAMBU sont présentés en Table S4.2.

Le scénario technologique GRAS projette une augmentation de l'urbanisation (entre +33% et +51%) ainsi que des prairies (+13% à +38%, Table S4.2) pour les trois sites étudiés. Le site des Alpilles diffère des deux autres sites pour les projections de ce scénario concernant les cultures annuelles et les forêts. En effet, les cultures annuelles diminuent fortement (-97%) au profit de la forêt qui occupe tout le territoire (+410% d'augmentation, Fig. 4.5). Les deux autres sites montrent une diminution plus faible des cultures annuelles et une augmentation plus modérée de la forêt. Les cultures permanentes montrent également des tendances différentes en fonction des sites, avec une légère augmentation pour le Mont Ventoux (+5%), une diminution moyenne (-14%) pour les Alpilles et une plus marquée (-49%) pour la Sainte Victoire.

Le scénario BAMBU et les deux scénarios qui en découlent sont assez proches au niveau des tendances projetées (Table S4.2). Ainsi, ces trois scénarios proposent une augmentation de l'urbanisation (entre 38% et 58% d'augmentation) ainsi que des prairies (37% et 48% d'augmentation) sur les trois sites. Les cultures annuelles diminuent sur les trois sites également (entre -37% et -59%). Les projections diffèrent entre les trois sites pour les cultures permanentes, avec une diminution pour le site Sainte Victoire (environ -28%) et une augmentation pour les autres sites (environ +13% pour les Alpilles et +27% pour le site du Mont Ventoux). Ces scénarios proposent une expansion de la forêt, particulièrement marquée pour les Alpilles (Fig. 4.5), avec une augmentation de près de 180% (+32% pour les autres sites, Table S4.2). L'augmentation de la forêt est notamment une réponse à la demande en bois-énergie.

Le scénario SEDG propose une augmentation de l'urbanisation (+32% à +65%) et des prairies (+34%) particulièrement marquées pour les Alpilles (respectivement +65% et +78%). Les projections pour les cultures divergent entre les sites, avec une relative stabilité des cultures annuelles pour les Alpilles (-4%) alors qu'elles diminuent dans les autres sites (-40% à -46%) ainsi qu'une diminution des cultures permanentes pour le site Sainte Victoire (-36%) et une augmentation pour les autres sites (+21% à +32%). Pour les forêts, ce scénario projette une augmentation sur tous les sites (+27% à +53%).

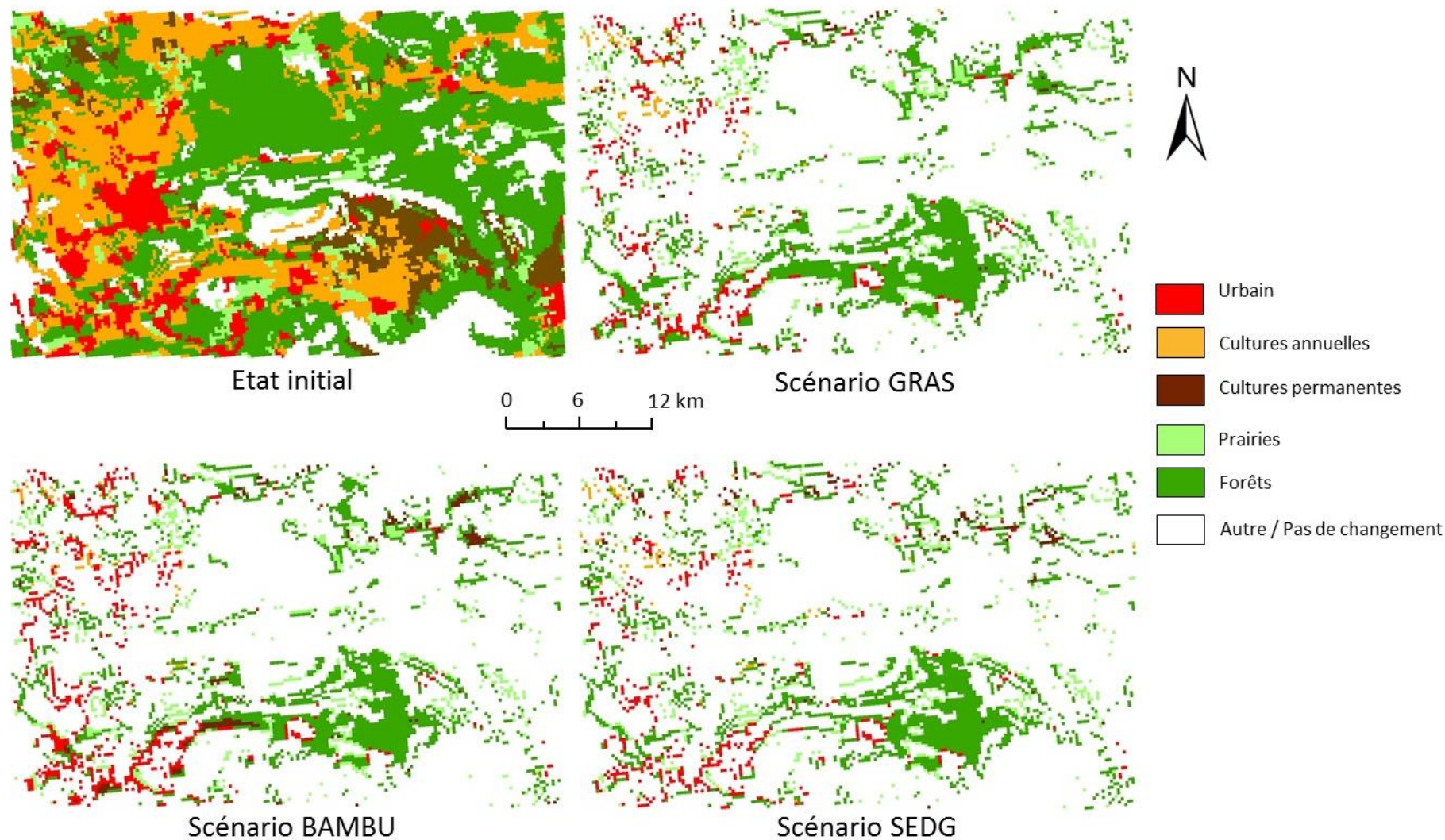


Figure 4.4 : Tendances des scénarios technologiques du programme ALARM pour le site de la Sainte Victoire pour 2050. La première carte présente l'état initial pour 6 occupations du sol (la catégorie autre regroupe les occupations non détaillées). Les cartes pour chaque scénario présentent les changements (nouvelle occupation du sol) pour 2050.

Bien qu'explorant des orientations particulièrement contrastées, ces scénarios présentent des projections proches, notamment spatialement pour le site de la Sainte Victoire (Fig. 4.4) et en termes de proportions pour les sites de la Sainte Victoire et du Mont Ventoux (Table S4.2). En revanche, ils proposent des projections variées pour les Alpilles (Fig. 4.5), notamment pour les cultures annuelles (de -6% à -97%) et pour la forêt (+53% à +410%). Ces projections très différentes sont liées aux deux scénarios GRAS et SEDG qui s'opposent sur les orientations socio-économiques choisies. Ces orientations agissent sur l'agriculture et la forêt au travers de deux facteurs : la libéralisation des importations dans le scénario GRAS qui conduit à une trop forte concurrence et à l'abandon des cultures (ou à leur remplacement en faveur de la production de bois-énergie) et le maintien de l'agriculture dans le scénario SEDG au travers d'aides financières pour le développement de l'agriculture biologique et limiter l'abandon (Reginster et al. 2010, Spangenberg et al. 2010). On retrouve cette opposition également pour le site du Mont Ventoux (Fig. 4.6).

Comparaison avec les tendances issues des scénarios co-construits

Les récits des scénarios technologiques utilisés ici explorent en partie les orientations proposées par les acteurs dans les récits qu'ils ont proposés : BAMBU s'approche des orientations proposées dans les scénarios Au fil de l'eau, GRAS des récits pessimistes et SEDG des récits optimistes. Les projections obtenues pour chacun des scénarios technologiques et participatifs ayant des orientations similaires devraient donc être assez proches, dans la mesure où les scénarios technologiques utilisés ici ont été régionalisés lors de leur conception.

Ainsi, comme pour les scénarios technologiques, les récits des scénarios optimistes et pessimistes s'opposent fortement. Nos scénarios pessimistes proposent une intensification et spécialisation de l'agriculture (notamment vers la production de vin), ce qui est proche des orientations explorées dans les scénarios intensifs type GRAS : exploitation des ressources fossiles au maximum avec une industrialisation massive, y compris de l'agriculture. A l'inverse, les scénarios optimistes vont vers une diversification des productions agricoles, avec des pratiques plus extensives et des circuits courts. Cette tendance est explorée dans les scénarios comme SEDG utilisé ici mais surtout dans d'autres scénarios technologiques comme Afterres (SOLAGRO 2016), qui proposent une agriculture moins industrialisée, avec des productions locales, diversifiées et avec un meilleur rendement en utilisant des méthodes comme la permaculture pour nourrir la population et limiter la consommation d'espace.

Néanmoins, les projections issues de ces scénarios diffèrent. Par exemple, si le scénario GRAS vise à une intensification de l'agriculture dans certaines zones de production (Reginster et al. 2010), il propose surtout un abandon de l'agriculture pour les sites étudiés.

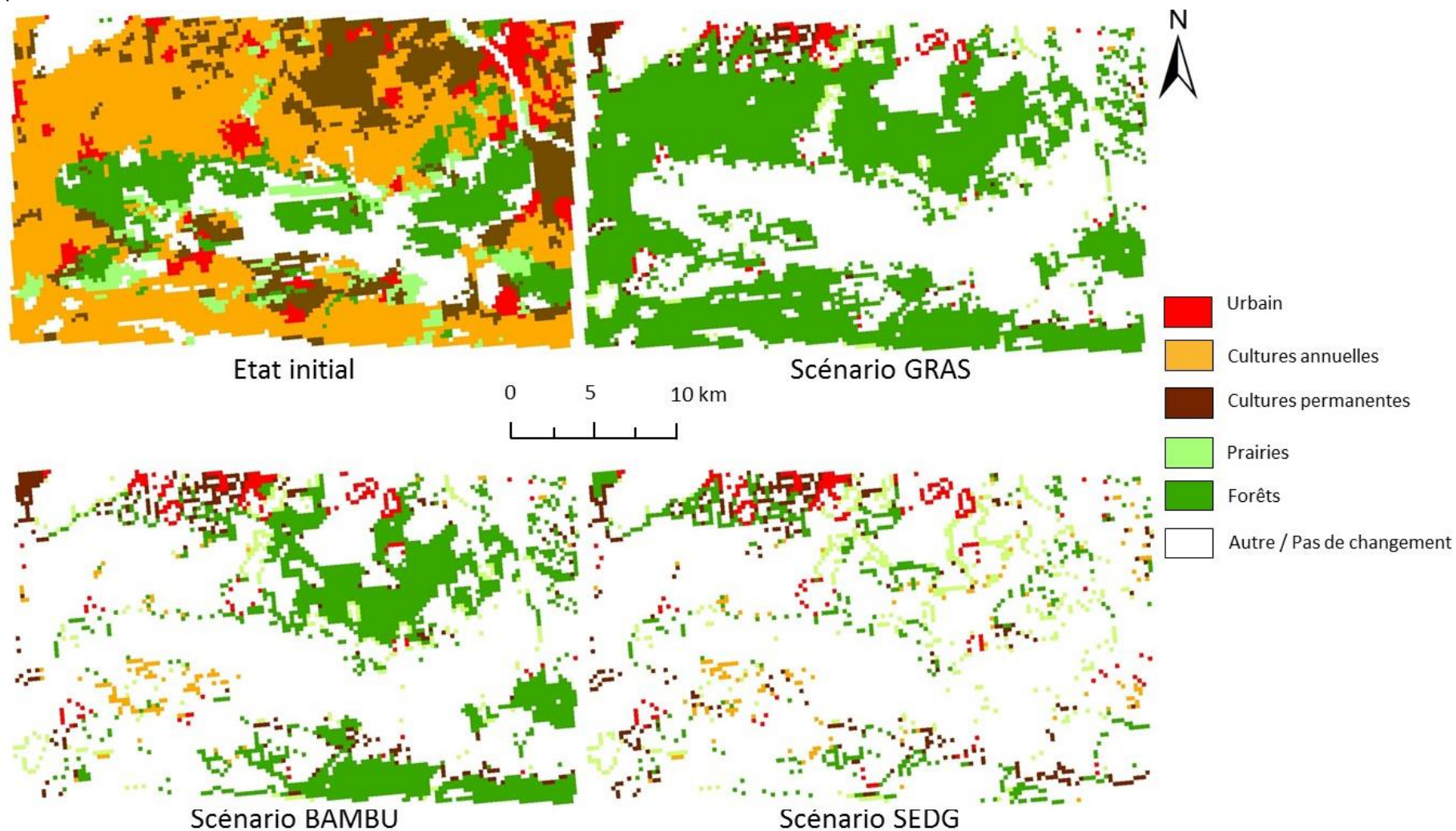


Figure 4.5 : Tendances des scénarios technologiques du programme ALARM pour le site des Alpilles pour 2050. La première carte présente l'état initial pour 6 occupations du sol (la catégorie autre regroupe les occupations non détaillées). Les cartes pour chaque scénario présentent les changements (nouvelle occupation du sol) pour 2050.

Concernant l'urbanisation, il semble que les scénarios co-construits proposent une urbanisation plus importante que les scénarios technologiques, de par son étendue spatiale, pour tous les sites et quel que soit le scénario, en particulier autour des axes de transport existants et de manière plus ou moins diffuse, sur les espaces agricoles et forestiers (notamment dans le scénario optimiste, « la petite vérole », développé pour la Sainte Victoire, figure 4.1). Cette tendance semble en accord avec l'évolution récente et actuelle de l'urbanisation sur la région. En effet, si l'on extrapole les changements observés ces 20 dernières années vers le futur, l'augmentation de l'urbanisation est plus forte que celle attendue par les scénarios technologiques (Chapitre III, Hervé et al. In prep.). Cependant, les informations apportées ici par les scénarios participatifs sont uniquement qualitatives et ne nous permettent pas de confronter réellement les quantités d'urbanisation proposées par ces scénarios à celles issues des scénarios technologiques.

De même, si les scénarios technologiques proposent une augmentation des zones forestières, en lien avec l'abandon de l'agriculture et la plantation pour l'exploitation de centrales à biomasse, aucun des scénarios co-construits ne va dans cette direction mais ils montrent, au contraire, une exploitation accrue des forêts existantes (scénarios au fil de l'eau et pessimistes de la Sainte Victoire, Fig. 4.1, scénarios pessimistes pour les autres sites, Fig. 4.2 et 4.3) et un maintien de l'agriculture. La forêt est donc plutôt en régression sur les scénarios co-construits, ce qui est en opposition avec les tendances des scénarios technologiques.

Enfin, une grande part des scénarios co-construits concerne la production d'énergie, de manière plus ou moins intensive : exploitation de gaz de schiste dans les Alpilles (Fig. 4.2), centrales de biomasse ou des systèmes de production d'énergies renouvelables de manière individuelle pour la Sainte Victoire (Fig. 4.1) ou encore centrales hydroélectriques pour le Mont Ventoux (Fig. 4.3). C'est une thématique qui est principalement abordée dans les récits des scénarios technologiques et dont la projection en termes d'occupation du sol concerne surtout l'agriculture (production de biocarburants) et l'exploitation forestière. Si ces impacts sont donc étudiés pour des questions de biodiversité dans le programme ALARM (Spangenberg 2007, Spangenberg et al. 2012), l'impact d'autres sources d'énergie, comme les fermes photovoltaïque ou le développement d'éoliennes, reste très localisé et n'est donc pas pris en compte au niveau des scénarios technologiques.

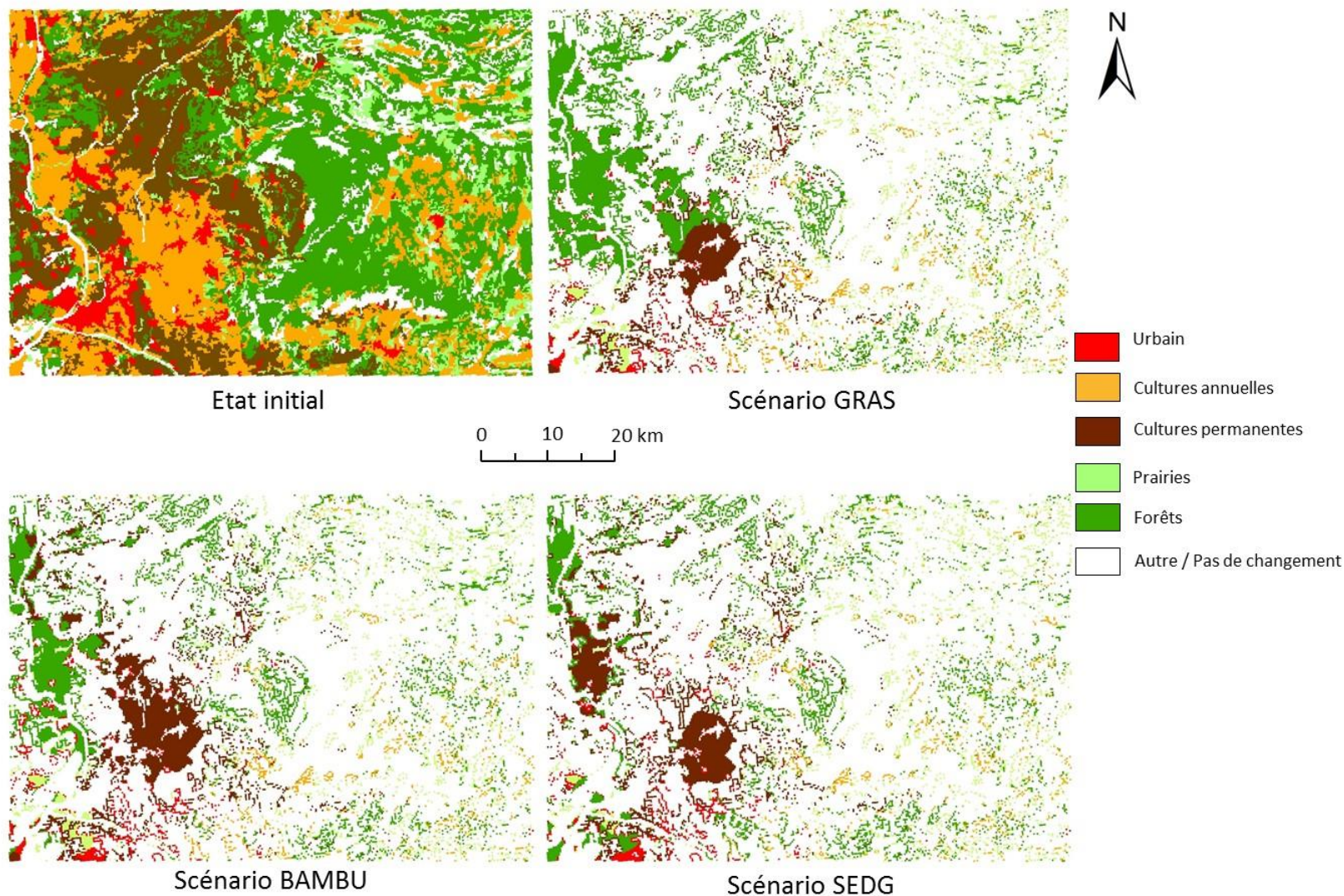


Figure 4.6 : Tendances des scénarios technologiques du programme ALARM pour le site du Mont Ventoux pour 2050. La première carte présente l'état initial pour 6 occupations du sol (la catégorie autre regroupe les occupations non détaillées). Les cartes pour chaque scénario présentent les changements (nouvelle occupation du sol) pour 2050.

Discussion

L'intégration d'une vision dynamique, adaptée au territoire, dans les modélisations de biodiversité et/ou de services écosystémiques est un enjeu crucial pour identifier au mieux les priorités de conservation/aménagement. Ici, nous avons testé une démarche pour proposer des scénarios exploratoires adaptés à la région PACA, en combinant des approches technologiques et participatives.

En effet, nous avons montré dans le chapitre III et dans la Partie I de ce chapitre qu'il existe différents types de scénarios dont aucun n'est purement satisfaisant pour étudier la biodiversité et les continuités écologiques au niveau régional. Combiner ces scénarios permet néanmoins de les utiliser au niveau régional. Par exemple, ce que nous avons proposé ici permet d'identifier quelques sites clés et variés afin de permettre de faire des généralisations au niveau de la région en affinant les scénarios technologiques sur certains territoires qui sont le plus sensibles aux changements. Cela représente également une simplification d'approche : les scénarios technologiques peuvent être utilisés pour proposer les tendances sur des secteurs moins sensibles aux changements, limitant ainsi le nombre de secteurs pour lesquels il serait nécessaire de développer des scénarios participatifs (même s'il serait souhaitable de pouvoir couvrir l'ensemble de la région par une approche participative à échelle fine).

Les résultats obtenus ici permettent de montrer l'intérêt de combiner les deux approches pour avoir des données complémentaires. En effet, les scénarios technologiques apportent des informations quantitatives (par exemple l'augmentation de l'urbanisation) alors que les scénarios participatifs proposent plutôt des informations qualitatives plus fines, comme sur les différents types de production d'énergie.

Ces informations pourront être prises en compte dans l'application de ces résultats aux questions de biodiversité et de continuités écologiques. En effet, les cartes obtenues retranscrites, comme celles présentées dans les figures 4.1 à 4.3 vont être utilisées pour modéliser les continuités écologiques futures. Dans le Chapitre V, nous présentons la démarche pour traduire un scénario en carte des continuités écologiques futures. Pour cela, les éléments clés de chaque scénario sont utilisés pour produire de nouvelles cartes d'occupation du sol. Par exemple, il est possible de remplacer les différents usages agricoles actuels par de la viticulture pour suivre le scénario « Au fil de l'eau » de la Sainte Victoire. Néanmoins, le paramétrage plus quantitatif de ces changements nécessiterait de remobiliser les acteurs sur une nouvelle journée, pour un processus entièrement co-construit.

Les cartes de continuités futures ainsi obtenues permettront d'ouvrir la réflexion sur les différents enjeux de conservation et d'aménagement de chaque territoire et sur les actions à mener pour protéger ces continuités écologiques et la biodiversité.

Références

- Albert, C. H., B. Rayfield, M. Dumitru, and A. Gonzalez. 2017. Applying network theory to prioritize multi-species habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation Biology*:n/a-n/a.
- Alexander, P., R. Prestele, P. H. Verburg, A. Arneth, C. Baranzelli, F. Batista e Silva, C. Brown, A. Butler, K. Calvin, N. Dendoncker, J. C. Doelman, R. Dunford, K. Engström, D. Eitelberg, S. Fujimori, P. A. Harrison, T. Hasegawa, P. Havlik, S. Holzhauser, F. Humpenöder, C. Jacobs-Crisioni, A. K. Jain, T. Krisztin, P. Kyle, C. Lavalle, T. Lenton, J. Liu, P. Meiyappan, A. Popp, T. Powell, R. D. Sands, R. Schaldach, E. Stehfest, J. Steinbuks, A. Tabeau, H. van Meijl, M. A. Wise, and M. D. A. Rounsevell. 2017. Assessing uncertainties in land cover projections. *Global Change Biology* 23:767–781.
- Anselme, B., F. Bousquet, A. Lyet, M. Etienne, B. Fady, and C. Le Page. 2010. Modelling of spatial dynamics and biodiversity conservation on Lure mountain (France). *Environmental Modelling & Software* 25:1385–1398.
- Bierry, A., and S. Lavorel. 2016. Implication des parties prenantes d’un projet de territoire dans l’élaboration d’une recherche à visée opérationnelle. *Sciences Eaux & Territoires*:18–23.
- DATAR. 2011. Territoires 2040 - Des systèmes spatiaux en prospective. La Documentation Française.
- Doxa, A., C. H. Albert, A. Leriche, and A. Saatkamp. 2017. Prioritizing conservation areas for coastal plant diversity under increasing urbanization. *Journal of Environmental Management* 201:425–434.
- Emsellem, K., S. Lizard, and F. Scarella. 2012. La géoprospective : l’émergence d’un nouveau champ de recherche ? *Espace géographique* 41:154.
- Hervé, M., A. Bondeau, M. Fader, A. Leriche, W. Cramer, and C. H. Albert. In prep. From land-use change to biodiversity scenarios: insights from the Mediterranean case study.
- Houet, T., M. Grémont, L. Vacquié, Y. Forget, A. Marriotti, A. Puissant, S. Bernardie, Y. Thiery, R. Vandromme, and G. Grandjean. 2017. Downscaling scenarios of future land use and land

cover changes using a participatory approach: an application to mountain risk assessment in the Pyrenees (France). *Regional Environmental Change*.

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2000. Emissions scenarios: summary for policymakers : a special report of IPCC Working Group III. WMO (World Meteorological Organization) : UNEP (United Nations Environment Programme), Geneva.

Nakićenović, N., J. Alcamo, G. Davis, B. de Vries, J. Fenhann, S. Gaffin, K. Gregory, A. Grübler, T. Yong Jung, T. Kram, E. Lebre La Rovere, L. Michaelis, S. Mori, T. Morita, W. Pepper, H. Picther, L. Price, K. Riahi, A. Roehrl, H.-H. Rogner, A. Sankovski, M. Schlesinger, P. Shukla, S. Smith, R. Swart, S. van Rooijen, N. Victor, and Z. Dadi. 2000. *Special Report on Emissions Scenarios*, Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York.

Reginster, I., M. Rounsevell, A. Butler, and N. Dendoncker. 2010. Land use change scenarios for Europe. Page 300 *Atlas of Biodiversity Risk*. Pensoft Publishers. Settele, J., Penev, L.D., Georgiev, T.A., Grabaum, R., Grobelnik, V., Hammen, V., Klotz, S., Kotarac, M., Kühn, I., Sofia/Moscow.

SOLAGRO. 2016. *Afterres 2050 Le scénario Afterres 2050 version 2016*. Page 96pp.

Spangenberg, J. H. 2007. Integrated scenarios for assessing biodiversity risks. *Sustainable Development* 15:343–356.

Spangenberg, J. H., A. Bondeau, T. R. Carter, S. Fronzek, J. Jaeger, K. Jylhä, I. Kühn, I. Omann, A. Paul, I. Reginster, M. Rounsevell, O. Schweiger, A. Stocker, M. T. Sykes, and J. Settele. 2012. Scenarios for investigating risks to biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 21:5–18.

Spangenberg, J. H., S. Fronzek, V. Hammen, T. Hickler, J. Jäger, K. Jylhä, I. Kühn, G. Marion, L. Maxim, I. Monterroso, and others. 2010. The ALARM scenarios. Storylines and simulations for analysing biodiversity risks in Europe. *Atlas of Biodiversity Risk*. Pensoft, Sofia-Moscow:10–15.

- Therville, C. 2017. Trajectoires des systèmes agroforestiers dans des contextes d'aires protégées méditerranéennes. Page 26pp. CIRAD, Montpellier.
- Titeux, N., K. Henle, J.-B. Mihoub, A. Regos, I. R. Geijzendorffer, W. Cramer, P. H. Verburg, and L. Brotons. 2016. Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Global Change Biology* 22:2505–2515.
- Voiron-Canicio, C. 2012. L'anticipation du changement en prospective et des changements spatiaux en géoprospective. *Espace géographique* 41:99.

ANNEXES

Chapitre IV

Table S4.1 : Tableau des facteurs de changements complété lors de l'atelier de la Sainte Victoire. Les thèmes en italiques ont été rajoutés par les acteurs

Facteurs de changements : tendance et modalité		Hypothèse 1	Hypothèse 2	Hypothèse 3
Développement économique	Prix de l'énergie	Augmentation (Energie fossile)	Baisse	Stagnation
	Echanges internationaux	Fermeture des échanges agricoles		
Climat	Température, précipitations...	Diminution de l'eau disponible depuis les Alpes		
Politiques publiques et gouvernance	Politiques agricoles	Gel des terres agricoles		
	Politique publique			
Territoire et gestion de l'espace	Urbanisation	Déconstruction des terres agricoles	Urbanisation sur les terres agricoles	
	Gestion des zones protégées / Nat.			
Agriculture et forêt	Agriculture	Abandon de la viticulture	Développement du bio	Conflits d'usage des sols
	Adaptation des exploitations	Vente de produits locaux pour nourrir la population locale	Reconquête des anciennes terres agricoles	
	Sylviculture			
Conscience écologique	Prise en compte de la biodiversité			
	Gestion des déchets			
Tourisme		Augmentation de la pression touristique	Baisse	Changement dans le mode touristique
	Type de tourisme	Sportif (parapente, escalade...)	Luxe	
Modes de vie et comportements	<i>Comportement</i>	Augmentation de la violence, dégradation de l'image de la France		
	Cadre de vie	Décor de cinéma, mise sous cloche du piémont vs dégradation dans la plaine	Amélioration du cadre de vie dans la plaine	
	Démographie	Réfugiés (climatiques, guerres etc)		
Energie		Eolien, photovoltaïque	Bois	
Eau		Changement des modes d'utilisation de l'eau		

Table S4.2 : Tendances chiffrées des changements proposés par les scénarios technologiques pour les différents sites. Les changements sont donnés en % d'augmentation.

Occupation du sol	Scénario	Sainte Victoire	Alpilles	Mont Ventoux
Urbain	SEDG	32.0	65.1	45.0
	BAMBU	47.8	59.7	46.7
	BAMBU-SEL	47.8	59.3	47.6
	BAMBU-CANE	37.8	55.2	40.7
	GRAS	32.8	51.4	38.5
Cultures annuelles	SEDG	-45.6	-5.9	-40.3
	BAMBU	-59.1	-37.7	-45.0
	BAMBU-SEL	-59.1	-38.2	-46.7
	BAMBU-CANE	-55.5	-38.8	-45.1
	GRAS	-55.2	-97.6	-44.0
Cultures permanentes	SEDG	-35.7	20.7	32.1
	BAMBU	-28.1	13.5	27.8
	BAMBU-SEL	-28.1	13.4	28.3
	BAMBU-CANE	-27.3	14.0	25.7
	GRAS	-48.8	-14.1	4.8
Prairies	SEDG	34.6	78.1	34.4
	BAMBU	48.6	37.2	39.7
	BAMBU-SEL	48.6	37.0	39.9
	BAMBU-CANE	47.9	38.5	40.7
	GRAS	36.6	12.7	37.9
Forêts	SEDG	30.2	53.3	27.3
	BAMBU	31.3	178.5	32.0
	BAMBU-SEL	31.3	180.6	32.7
	BAMBU-CANE	31.4	182.9	34.1
	GRAS	37.2	410.2	47.7

Chapitre V : Intégrer les changements d'occupation et d'usage du sol futurs dans l'identification des enjeux de conservation

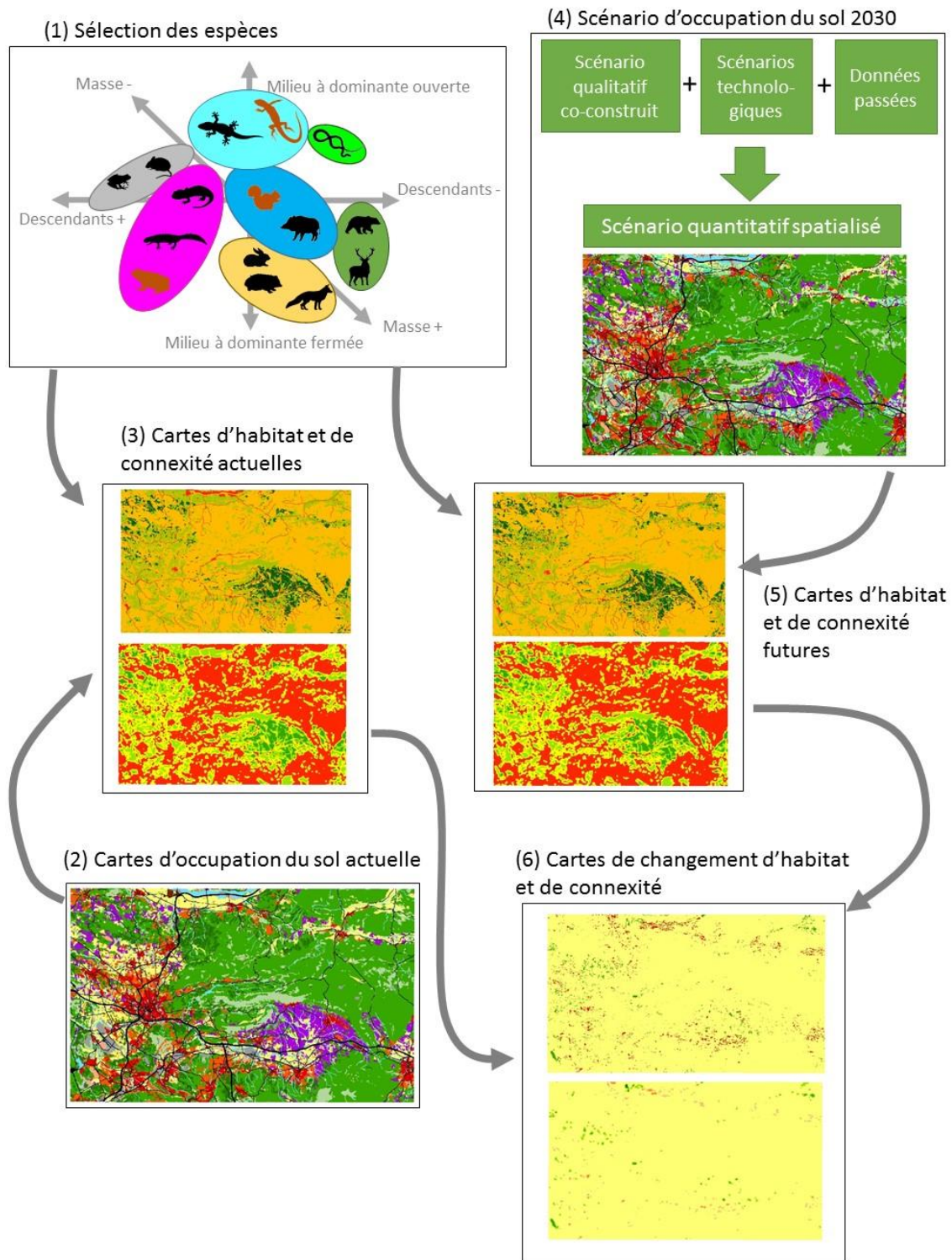


Fig. 5.1 : les 6 étapes pour identifier l'impact des changements d'occupation du sol sur les habitats et leur connectivité : (1) choix des espèces en fonction des groupes fonctionnels, (2) utilisation d'une carte d'occupation du sol et d'une matrice habitat/espèce pour traduire l'occupation du sol en cartes d'habitat et connectivité (3). (4) L'occupation du sol future (2030) est modélisée à partir d'orientations proposées lors d'un atelier de co-construction avec des acteurs locaux et à partir des données passées disponibles (ex. urbanisation, évolution de la population). En utilisant la matrice habitat/espèce, cette carte est traduite en cartes d'habitat et de connectivité (5). Enfin, les cartes actuelles et futures sont comparées pour calculer les changements dans les habitats et la connectivité de chaque espèce choisie.

Introduction

En introduction de ce manuscrit, nous avons parlé de la nécessité de préserver les continuités écologiques pour mieux conserver la biodiversité (Crooks & Sanjayan 2006). En effet, ces continuités, en autorisant les flux d'individus, de ressources et d'information dans le paysage, jouent un rôle essentiel pour la persistance des populations. Le maintien des flux dans le paysage est aussi critique dans le contexte des changements globaux, puisqu'il permet aux populations de migrer ou de s'adapter en réponse à ces changements (Heller & Zavaleta 2009).

Dans le chapitre IV, nous avons également vu pourquoi il était nécessaire, lors de l'identification des enjeux de conservation de la biodiversité et des continuités écologiques, de prendre en compte les changements potentiels futurs du territoire. En effet, planifier la conservation des continuités sur le présent uniquement pourrait conduire dans le futur à un appauvrissement de ces continuités du fait d'aménagements ayant lieu autour et entre les zones clés (réservoirs ou corridors) pour ces continuités. Cela est d'autant plus vrai que la rapidité des changements d'occupation et d'usage du sol mène souvent à l'utilisation de données déjà dépassées lors de l'identification de ces continuités (Irwin & Bockstael 2007). C'est d'ailleurs l'une des limites identifiées dans l'élaboration de plusieurs SRCE (Sordello 2017). Ainsi, intégrer des scénarios d'évolution dans la planification du territoire est un défi majeur pour améliorer la conservation de la biodiversité (Jetz, Wilcove & Dobson 2007; Albert *et al.* 2017). Par ailleurs, l'utilisation de scénarios est répandue pour d'autres questions d'aménagement du territoire, notamment à travers la prospective territoriale (DATAR 2011) et la géoprospective (Emsellem, Lizard & Scarella 2012; Voiron-Canicio 2012). Mais c'est une approche peu utilisée pour des questions de biodiversité.

Je propose ici de tester la démarche à partir des données et éléments des chapitres précédents. Dans ce dernier chapitre, il s'agira donc d'analyser les continuités écologiques sur l'un de nos territoires d'étude, à la fois dans l'actuel et dans le futur, en se plaçant dans le cadre de l'un des scénarios d'occupation du sol créé lors de nos ateliers participatifs (Chapitre IV). Nous avons choisi le territoire de la Sainte Victoire pour ces analyses car il présente une dynamique forte en termes d'urbanisation, et également parce qu'il a été sélectionné comme site pilote dans le cadre de deux projets débutés à l'automne 2017. 1) L'ARPE-PACA a choisi ce site d'étude pour développer une méthodologie d'identification des continuités à petite échelle permettant de dériver les enjeux du SRCE au niveau de territoires plus fins (Plans Locaux d'Urbanisme). 2) Le projet ITTECOP E=RC+ porté par le groupe GASBI¹ utilisera ce territoire et les scénarios que nous avons développés pour explorer les possibilités d'amélioration de la prise en compte de la séquence Eviter Réduire Compenser (et surtout le E et le R) lors de grands projets d'aménagement (ex. requalification autoroutière). Les résultats de ce chapitre ne sont à ce jour qu'exploratoires, mais seront amenés à être enrichis dans le cadre de ces projets, au cours des prochains mois.

Classiquement, l'identification des enjeux pour la conservation des continuités écologiques passe par deux étapes clés (Beier *et al.* 2011; Albert *et al.* 2017) (Fig. 5.1).

¹ Le groupe GASBI (Groupe d'échange entre Aménageurs et Scientifiques autour de la Biodiversité et des Infrastructures) est un groupe de travail né d'un processus en intelligence collective pour intégrer une approche scientifique de la biodiversité dans les projets d'aménagements et créer un lieu de dialogues et d'échanges entre scientifiques et aménageurs sur la question de la biodiversité et de la cohérence écologique. Il est porté par l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE) et Appeld'aiR Consultants (GASBI 2016).

Dans un premier temps, les cibles de conservation sont définies, c'est-à-dire ce que l'on vise à conserver (quelles continuités et pour quelles espèces ?). Les continuités écologiques sont spécifiques à chaque espèce présente dans un territoire donné, du fait de leurs besoins variés en habitat, en ressources et en déplacements. Or il n'est pas envisageable de mener une étude sur les continuités pour chaque espèce d'un territoire, et l'on utilise donc des cibles de remplacement ('surrogates') qui peuvent être de deux types : 'gros grain' ('coarse-filter') ou 'grain fin' ('fine-filter') (Wiens *et al.* 2008). Les cibles de type 'gros grain' sont le plus souvent des grands types d'habitat (ex. forêts) et ont été utilisées dans la cadre des SRCE ('trames'). Les cibles de type 'grain fin' sont le plus souvent des espèces en particulier pour lesquelles les continuités sont analysées. Le choix de ces cibles est critique puisque l'on fait l'hypothèse que préserver les continuités liées à ce type d'habitat ou à cette espèce en particulier (ou à plusieurs types d'habitat/espèces simultanément) sera bénéfique à la majorité des espèces du territoire. Planifier sur la base des continuités identifiées pour ces cibles de remplacement permettrait donc une conservation optimale de la biodiversité. Des recherches récentes ont montré que les cibles de type 'grain fin' étaient plus efficaces pour atteindre les objectifs de conservation si plusieurs espèces cibles étaient sélectionnées pour représenter la diversité des besoins en habitat et les capacités de dispersion variées des espèces du territoire (Meurant *et al.* In Prep.; Vos *et al.* 2001; Nicholson *et al.* 2006).

Dans un deuxième temps, les continuités sont analysées pour les cibles choisies (Fig. 5.1). Dans le cas d'espèces cibles, cela nécessite d'abord de cartographier l'habitat de chacune des espèces à partir de données d'occupation du sol (ex. forêt vs. urbain) ou d'autres données plus fines sur les habitats et leurs caractéristiques (ex. type ou âge de la forêt). Les continuités peuvent ensuite être analysées de différentes manières, d'autant que les besoins en continuités d'une seule espèce peuvent être multiples et à différentes échelles. En effet, les individus effectuent des déplacements journaliers plutôt 'courts' pour satisfaire leurs besoins en ressources (individus et populations), des déplacements 'intermédiaires' lors de la dispersion des jeunes à la recherche d'un territoire pour s'installer ou à la recherche d'un partenaire (populations et métapopulations²), ou des déplacements 'longs' lors des migrations saisonnières. Bien sûr ces indications de longueur sont extrêmement dépendantes de l'organisme considéré (ours vs. salamandre) et de son mode de dispersion (plante vs. oiseau). Différentes méthodes existent donc pour analyser ces différents types de continuités. Par exemple les graphes paysagers, qui représentent le paysage sous la forme de réseaux de nœuds (taches d'habitat avec des qualités variables) reliés par des liens (mouvements potentiels des individus basés sur les propriétés de la matrice environnante) sont un outil puissant pour mesurer la contribution relative des taches d'habitat à différents critères de connectivité (ex. courte ou longue distance) (Carroll, McRae & Brookes 2011). Les outils dérivés de la théorie des circuits permettent également de quantifier la contribution de chacun des pixels d'une carte aux flux de mouvements à travers le territoire (Pelletier *et al.* 2014). Ici, du fait de la petite étendue (environ 1300km²) du territoire et de la haute résolution des données (50m) nous avons choisi d'utiliser à titre préliminaire l'approche dite de la 'connexité' qui permet d'identifier les pixels d'habitat qui sont plus ou moins bien connectés à d'autres pixels d'habitat, dans un contexte de connectivité à faible distance, i.e. au niveau population (Hilker, Hinsch & Poethke 2006; Réseau Régional des Espaces Naturels Provence - Alpes - Côte d'Azur 2015).

L'identification des zones clés pour les habitats et les continuités à différents niveaux et pour différentes espèces peuvent ensuite être combinées pour prioriser les enjeux de conservation du territoire. Des outils de priorisation spatiale, développés dans la cadre de la planification systématique de la conservation, peuvent aider à identifier les priorités de conservation à partir de critères multiples

² Le concept de métapopulation décrit la dynamique d'une espèce dont les populations sont séparées spatialement en plusieurs patches et qui réalisent des échanges entre elles au travers de la dispersion.

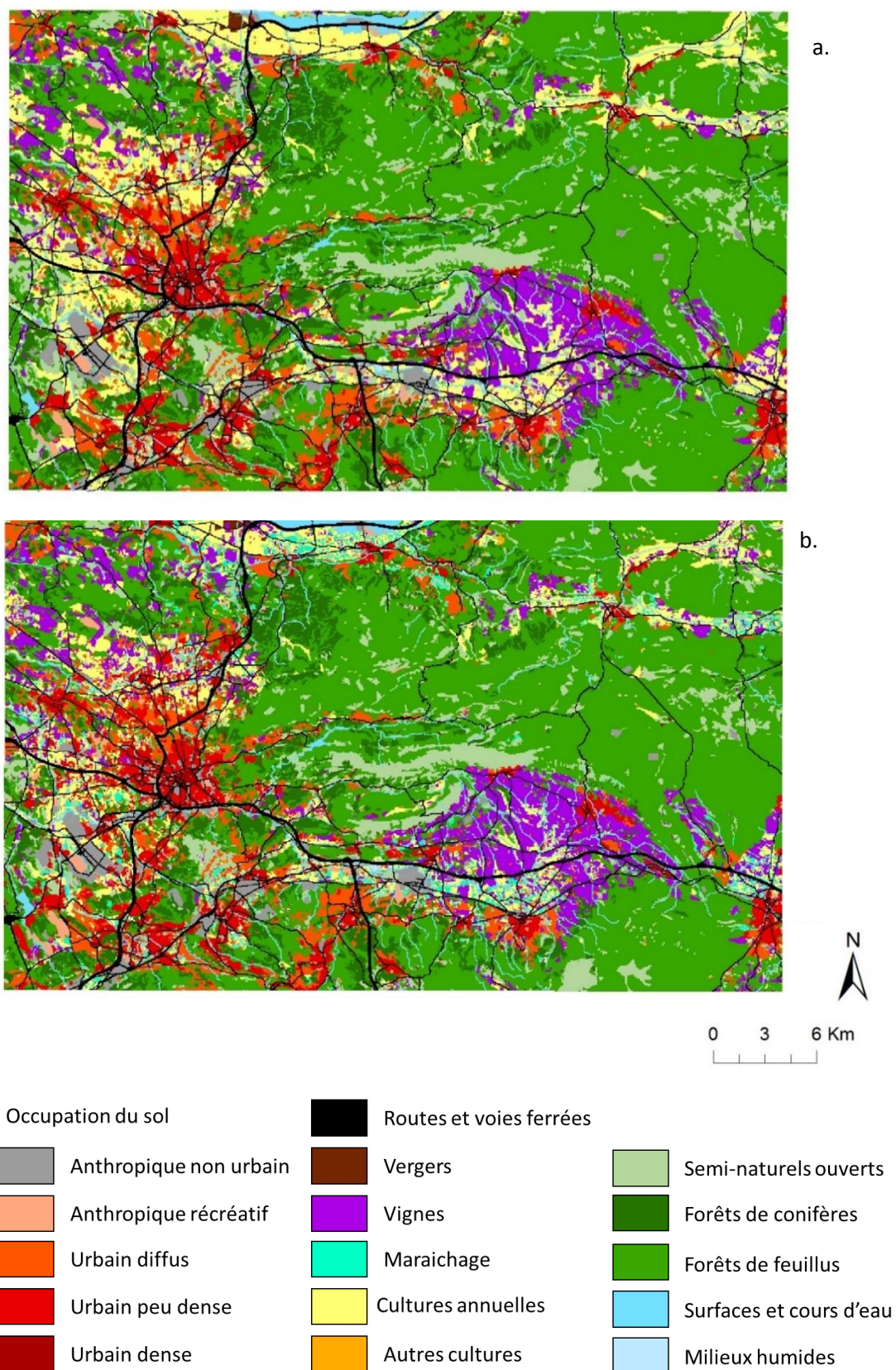


Fig. 5.2 : Occupation du sol actuelle (2014, a.) et future selon un scénario « au fil de l'eau » (2030, b.) du site d'étude de la Sainte Victoire

et à trancher de manière équilibrée entre différents critères parfois contradictoires (ex : Zonation, Moilanen *et al.* 2005). C'est ce qu'ont fait Albert *et al.* (2017) en priorisant les habitats forestiers pour la conservation de plusieurs critères de connectivité pour différentes espèces dans un contexte de changements climatiques et d'occupation du sol dans le sud du Québec. Nous n'irons pas aussi loin dans ce chapitre, mais c'est l'une des prochaines étapes souhaitée dans la cadre de notre collaboration avec l'ARPE-PACA.

Suite à l'identification des continuités écologiques, il est également possible de tester leur robustesse face aux changements à venir dans le territoire (notamment en termes d'occupation et/ou d'usage du sol). En suivant ce qui a été fait dans Albert *et al.* (2017), nous proposons de projeter les changements d'occupation du sol sur le territoire sous l'un des scénarios participatifs du Chapitre IV (Fig. 5.1). J'ai choisi le scénario 'Au fil de l'eau' à titre illustratif. Dans un premier temps, ce scénario est traduit sous forme d'une nouvelle carte d'occupation du sol pour le territoire de la Sainte Victoire. Dans un deuxième temps, une nouvelle estimation des continuités écologiques est faite sur la carte obtenue pour ce scénario pour les espèces cibles sélectionnées. Nous comparons finalement les continuités dans l'actuel et dans le futur afin d'identifier des zones importantes pour les continuités qui pourraient être plus ou moins vulnérables aux changements à venir.

Matériel et Méthodes

Territoire d'étude

Le site de la Sainte Victoire se trouve à proximité d'Aix-en-Provence et couvre 38 communes des Bouches du Rhône et du Var. Comme décrit dans le chapitre 4, ce site est caractérisé par une pression urbaine importante et un réseau routier dense, liés à la proximité d'Aix-en-Provence et de la métropole Marseillaise (Fig. 5.2 a.). On retrouve des espaces naturels boisés ou semi-ouverts relativement continus sur les massifs. L'agriculture se compose de terres arables et de vignobles mais aussi de mosaïques plus complexes en bord de ville (maraichage).

L'artificialisation des milieux en cours le long des axes de transport vers le Var (plaine de l'Arc) et vers le Nord accentue les enjeux liés à la conservation des continuités écologiques à large échelle qui ont été identifiés par le SRCE PACA. Cette artificialisation a également été identifiée comme l'un des enjeux clés pour ce territoire lors de nos ateliers avec les acteurs (Fig. 4.1 Chapitre IV). Par ailleurs, les piémonts jouent un rôle important dans les continuités entre massifs mais sont soumis à de fortes pressions anthropiques, notamment sur les espaces agricoles.

Choix des espèces pour ce territoire

En accord avec ce qui est dit dans l'introduction, nous avons choisi une approche par espèces cibles et avons suivi la définition des profils écologiques (Vos *et al.* 2001; Opdam *et al.* 2008) pour cibler quelques espèces représentant l'ensemble du cortège local. Pour ce faire nous nous sommes appuyés sur différents travaux déjà existants : 1) les résultats du stage de M1 de Bozino et Chassery (2017) qui ont établi une liste d'espèces vertébrées (127 espèces de Mammifères, Amphibiens et Reptiles) et une matrice traits-espèces pour la région PACA ; 2) les travaux de l'ARPE pour sélectionner des espèces dans le cadre de leur projet, ainsi que les matrices espèces-habitat telles que décrites ci-après.

A partir d'une liste des espèces de la région PACA et d'une matrice caractérisant leurs habitats et leurs traits d'histoire de vie, Bozino et Chassery (2017) ont identifié, en combinant analyses multivariées et analyse de clustering, sept grands groupes fonctionnels pour la région (Fig. 5.3). Les groupes sont les suivants : espèces des milieux forestiers et/ou humides avec un nombre de descendants par an important et une capacité de dispersion faible (Groupe A, ex. Crapaud commun), espèces de milieux forestiers et semi-ouverts (arbustifs) et/ou humides à dispersion moyenne (Groupe B, ex. Hérissou)

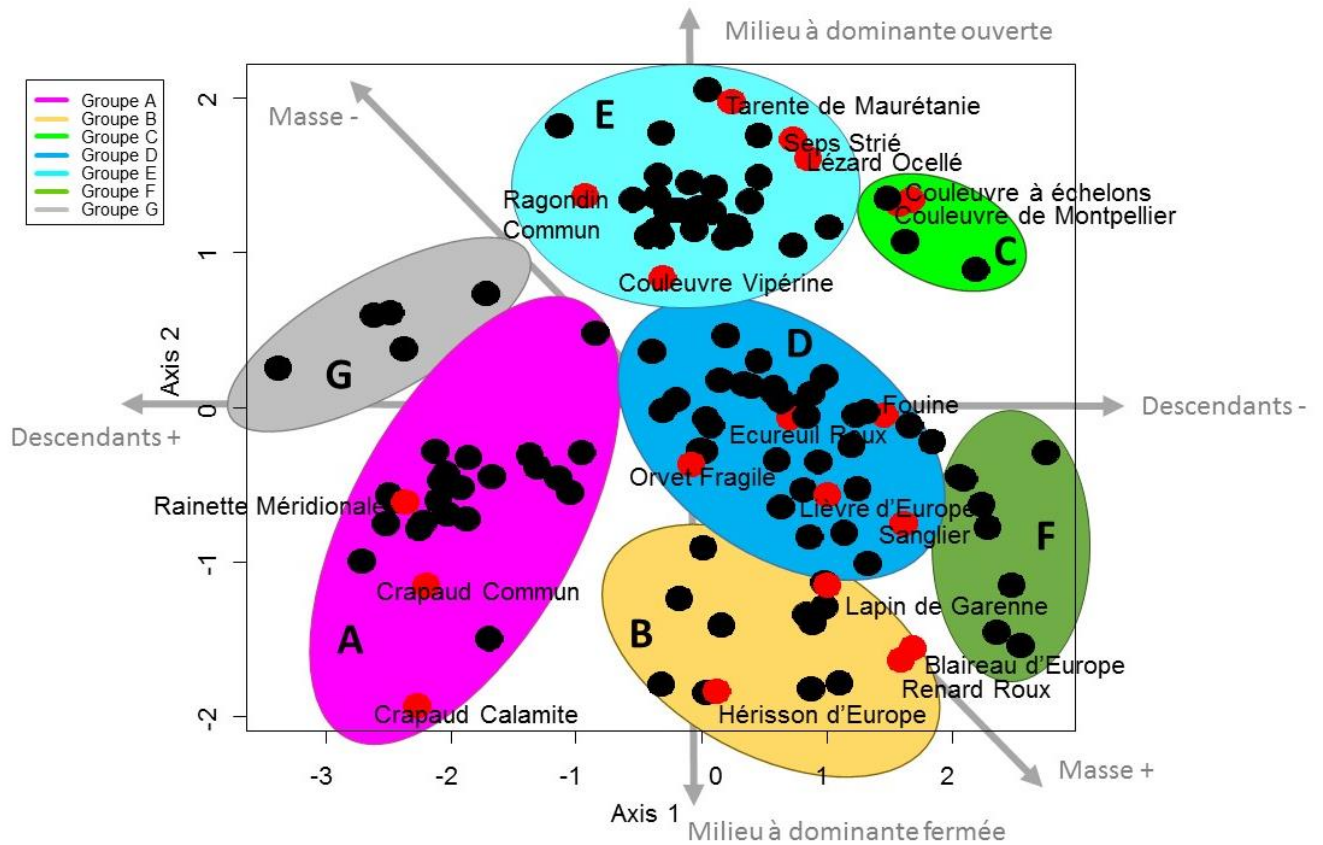


Fig. 5.3 : ACP en fonction des variables d'habitats et de traits de vie des espèces et répartition en groupes fonctionnels. Les différents groupes fonctionnels sont présentés en couleur et caractérisés par les variables d'habitats (milieu à dominante ouverte ou fermée), le nombre de descendants par an élevé (descendant +) ou faible (descendants -) et leur masse élevée (masse +) ou faible (masse -). Les points noirs représentent l'ensemble des espèces de la liste de Bozino et Chassery (2017) et les points rouges les espèces communes aux trois sites d'étude dont les noms vernaculaires sont détaillés.

d'Europe), espèces de milieux ouverts (prairies) et semi-ouverts ayant une bonne capacité de dispersion et un taux de reproduction faible (Groupe C, ex. Couleuvre de Montpellier), espèces de milieux forestiers ou arbustifs ayant une bonne capacité de dispersion (Groupe D, ex. Sanglier commun), espèces de milieux ouverts et semi-ouverts et/ou humides ayant une faible capacité de dispersion (Groupe E, ex. Tarente de Maurétanie), espèces d'habitats forestiers et arbustifs et/ou humides ayant une masse importante (Groupe F, ex. Ours brun) et espèces de milieux arbustifs et/ou humides ayant une capacité de dispersion faible et un fort taux de reproduction (Groupe G, ex. Grenouille verte).

Nous avons donc visé des espèces représentant ces différents groupes pour maximiser leur représentativité en termes de besoins en habitat et leurs capacités de dispersion, et présentes sur l'ensemble de nos trois sites (Chapitre IV, même si ici appliqué seulement à un seul). Pour cela, nous nous sommes appuyés sur les observations de faune de la base de données naturalistes SILENE (SILENE 2017). Nous avons sélectionné uniquement les observations récentes (depuis 2010) et répétées (nombre d'observation supérieur à 3). 19 espèces, réparties dans 5 des 7 groupes fonctionnels de Bozino et Chassery (2017), sont ainsi présentes dans les trois sites et sont identifiées en rouge sur la Fig. 5.2. Parmi ces 19 espèces, 4 se retrouvent également dans la liste des espèces typiques du territoire Sainte Victoire identifiées par l'ARPE-PACA et le Grand Site Ste Victoire dans la cadre du projet « Piémont Ste Victoire » ou dans le guide méthodologique de l'ARPE-PACA sur les continuités écologiques (Réseau Régional des Espaces Naturels Provence - Alpes - Côte d'Azur 2015) : le Crapaud Calamite (*Epidalea calamita*), le Lézard ocellé (*Timon lepidus*), le Seps strié (*Chalcides striatus*) et l'Ecureuil roux (*Sciurus vulgaris*). Nous avons finalement choisi 3 de ces espèces présentes dans 3 groupes fonctionnels différents (Fig. 5.4) : le Crapaud calamite pour les espèces d'habitats forestiers et/ou humides avec un fort taux de reproduction, le Lézard ocellé pour les espèces de milieux prairiaux ou arbustifs à faible capacité de dispersion et l'Ecureuil roux pour les espèces de milieux forestiers et arbustifs et/ou humides (cette espèce est également étudiée dans le programme DIACOFOR porté par l'IRSTEA qui vise à évaluer les outils d'analyse de connectivité en milieu forestier, Avon, Bergès & Roche 2014).

L'ARPE nous a fourni une matrice espèce-habitat basée sur la typologie des cartes d'occupation du sol MOS (Mode d'occupation du sol, cartes les plus fines qui existent actuellement sur le territoire Français et qui sont à une résolution de ~5 m) qui associe pour chaque espèce une valeur de qualité de l'habitat à chacune des modalités d'occupation du sol (0, défavorable ; 1, faiblement favorable ; 2, moyennement favorable et 3, fortement favorable). Cette matrice a été compilée à partir de données bibliographiques et validées par des experts régionaux naturalistes (Plaetevoet 2016). Grâce à cette matrice, on peut traduire la carte d'occupation du sol (Fig. 5.2) en carte d'habitat potentiel pour chacune des trois espèces choisies. Comme nous avons travaillé sur une zone un peu plus étendue que le projet de l'ARPE et pour laquelle le MOS n'est pas disponible sur l'ensemble de la zone, nous avons utilisé dans ce chapitre une carte d'occupation du sol moins précise que le MOS (voir ci-après). Nous avons donc dégradé l'information de la matrice pour correspondre à la typologie de cette occupation du sol plus grossière (Table 5.1) en regroupant certaines modalités du MOS et en y attribuant la valeur moyenne arrondie des qualités d'habitat de ces modalités. Afin de faciliter la modélisation de l'occupation du sol future et des continuités écologiques, la typologie issue d'OCSOL a été simplifiée. Les modalités ont été regroupées par rapport à la qualité d'habitat qu'elles représentent pour les 26 espèces renseignées dans la matrice en utilisant une approche de regroupement (Fig. S5.1). Par exemple les modalités d'occupation des sols qui étaient de très bonne ou de très mauvaise qualité pour toutes les espèces ont été regroupées. On obtient ainsi 16 classes (Table 5.1). Les classes d'occupation du sol susceptibles de varier dans le futur sont gardées distinctes des autres (classes 401, 102 et 103).

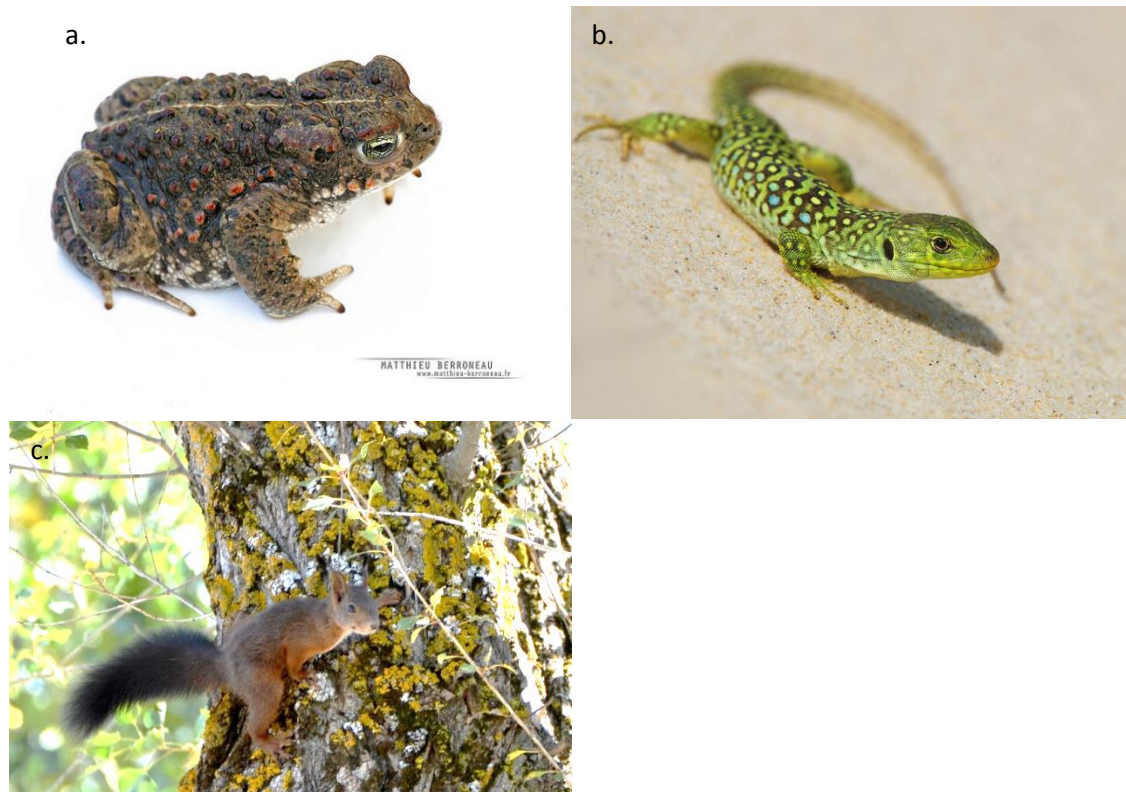


Fig. 5.4 : Photographies des trois espèces choisies : a. Crapaud calamite (*Epidalea calamita*), b. Lézard ocellé (*Timon lepidus*) – Photographies ©M. Berroneau - www.matthieu-berroneau.fr et c. Ecureuil roux (*Sciurus vulgaris*), Photographie ©M. Garneri

Libellé	Classe	Crapaud Calamite	Lézard Ocellé	Ecureuil Roux
Routes et voies ferrées	0	0	1	0
Autre Agricole	100	2	3	2
Vergers	101	1	0	2
Vignes	102	2	3	0
Maraichage	103	1	1	0
Cultures annuelles	104	0	2	0
Anthropique non urbain	200	2	1	0
Milieus semi-naturels ouverts	300	2	2	1
Urbain dense	400	0	0	1
Urbain peu dense	401	0	2	0
Urbain diffus	402	1	1	2
Urbain récréatif	600	1	1	2
Forêts autre	500	0	1	3
Forêts de conifères	501	0	1	3
Surfaces et cours d'eau	700	1	0	0
Milieus humides	800	3	0	0
Distance de mobilité_(m)		500	200	200
Capacité de dispersion_(m)		2000	500	1000

Table 5.1 : Matrice d'habitat des espèces choisies, simplifiée à partir de la matrice d'habitats réalisée par l'ARPE. Cette matrice relie les modalités de l'occupation du sol à une valeur de qualité de l'habitat variant de 0 (défavorable) à 3 (fortement favorable)

Analyse des continuités écologiques – approche par connexité

Comme expliqué en introduction, nous avons choisi dans ce chapitre d'illustrer la démarche en analysant les continuités par une approche de connexité (Réseau Régional des Espaces Naturels Provence - Alpes - Côte d'Azur 2015). Cette approche permet d'identifier les zones denses en habitat favorables en quantifiant l'habitat disponible dans le voisinage d'une cellule donnée. La connexité suit la formule du modèle d'incidence (IFM pour Incidence Function Model), modèle de connectivité développée par Moilanen & Nieminen (2002) dans le contexte du concept des métapopulations. Ce modèle établit que le flux d'individus pouvant coloniser une tache d'habitat disponible i (S_i) est la somme des flux d'individus arrivant des différentes taches voisines du paysage (j). Ce flux d'individus allant de j vers i dépend :

- 1) de la probabilité (p_j) que la tache j soit occupée (1 si occupée et 0 si libre) ;
- 2) de l'aire de la tache j (A_j) modulée par un facteur b , plus la tache est grande, plus elle pourrait produire et émettre des individus ;
- 3) de la distance entre les taches i et j (d_{ij}), selon un noyau de dispersion souvent choisi comme un modèle exponentiel décroissant qui dépend d'une distance typique de dispersion de l'espèce considérée $1/\alpha$.

$$S_i = \sum_{j \neq i} p_j e^{-\alpha d_{ij}} A_j^b$$

Ce modèle peut également être appliqué sur une grille ('raster', ex. Hilker, Hinsch & Poethke 2006) moyennant quelques simplifications. Tout d'abord les pixels de la grille étant tous de même taille, l'aire A_j n'est plus nécessaire pour hiérarchiser la contribution des pixels environnants. Ensuite dans un contexte d'habitat potentiel, c'est-à-dire où on identifie les habitats qui pourraient être favorables à l'espèce sans pouvoir affirmer sa présence ou non dans un pixel d'habitat donné, on peut faire l'hypothèse que p_j est proportionnel à la qualité d'habitat dans le pixel j (Q_j). On prend également en compte le fait que le pixel i peut contribuer lui aussi à son propre voisinage (somme étendue à tous les j). Enfin si d_{ij} est inférieur ou égal à r , le rayon du domaine vital de l'espèce traitée, on peut considérer que la probabilité qu'un individu parcoure $d_{ij} \sim 1$ et que l'exponentiel décroissant permette de quantifier la contribution des pixels d'habitat au-delà d'un domaine vital. Par conséquent, la formule devient :

$$S_i = \sum_{d_{ij} \leq r} Q_j$$

S_i étant la connexité du pixel i dans le cas où on ne considère que les pixels d'habitat dans un voisinage correspondant au domaine vital (d_{ij} est inférieur ou égal à r). S_i varie de 0 (aucun pixel avoisinant le pixel i n'est habitat) à $\sim \max(Q_k) \pi (r/c)^2$, avec c la longueur des pixels (50m ici, tous les pixels du domaine vital avoisinant ont une qualité d'habitat optimale). $S_i < \pi (r/c)^2$ indique que le pixel n'est pas entouré par suffisamment d'habitat pour assurer la persistance d'un ou quelques individus. Les pixels au cœur d'une zone d'habitat favorable auront ainsi une connexité plus importante que ceux en périphérie. Cette mesure a donc l'avantage de mesurer la connectivité intra-tache d'habitat (à petite échelle) qui est importante quand on s'intéresse à de petits territoires, mais souvent négligée aux dépens de la connectivité inter-taches. La limite de cette mesure est toutefois qu'elle ne considère pas d'effet barrière, les pixels du voisinage sont sommés s'ils sont dans le périmètre d'un domaine vital,

Chapitre V

Nouvelle classe	Libellé	Code OCSOL	Libellé OCSOL	Changement possible vers		
				Urbain	Maraichage	Vignes
0	Routes et voies ferrées	122	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés – Complété avec la BD topo Routes (jusqu’au niveau 4) et voies ferrées	Non	Non	Non
100	Autre Agricole	223	Oliveraies	Oui	Oui	Oui
		241	Cultures annuelles associées aux cultures permanentes			
		242	Systèmes culturaux mixtes et petits parcellaires complexes			
		243	Territoires principalement occupés par l’agriculture avec présence de végétation			
		244	Espaces agro-forestiers			
101	Vergers	222	Arboriculture autre qu’oliviers	Oui	Oui	Oui
102	Vignes	221	Vignobles	Oui	Oui	--
103	Maraichage	212	Cultures irriguées en permanence ou périodiquement (hors rizières)	Oui	--	Oui
		214	Zones à forte densité de serres			
104	Cultures annuelles	211	Terres arables autres que serres, et rizières (hors périmètres d’irrigation)	Oui	Oui	Oui
		213	Rizières			
200	Anthropique non urbain	121	Zones d’activités et équipements	Non	Non	Non
		123	Zones portuaires			
		124	Aéroports			
		131	Extraction de matériaux			
		132	Décharges			
		133	Chantiers			
300	Milieux semi-naturels ouverts	32	Milieux à végétation arbustive et ou herbacée	Oui	Oui	Oui
		33	Espaces ouverts, sans ou avec peu de végétation			
		224	Lavandes			
		231	Prairies			
400	Urbain dense	111	Tissu urbain continu	Non	Non	Non
401	Urbain peu dense	112	Tissu Urbain discontinu	--	Non	Non
402	Urbain diffus	113	Espaces de bâti diffus et autres bâtis	Oui	Non	Non
500	Autres forêts	311	Forêts de feuillus	Oui	Non	Non
		313	Forêts mélangées			
501	Forêts de conifères	312	Forêts de conifères	Oui	Non	Non
600	Urbain diffus et récréatif	141	Espaces ouverts urbains	Non	Non	Non
		142	Equipements sportifs et de loisirs			
700	Milieux humides	4	Zones humides	Non	Non	Non
800	Surfaces d’eau	5	Surfaces d’eau - Complété avec les Cours d’eau BD topo	Non	Non	Non

Table 5.2 : Simplification des types d’occupation du sol OCSOL à partir de la typologie de la matrice d’habitats fournie par l’ARPE (voir Fig. S5.1.) et possibilités d’évolution de ces types d’occupation du sol pour la modélisation à l’horizon 2030.

même s'ils ne sont pas accessibles. Pour analyser les résultats, nous avons classé les valeurs de connexité de la manière suivante :

1. $S_i < \pi (r/c)^2$ la connexité est nulle
2. $\pi (r/c)^2 \leq S_i < 1.5 \pi (r/c)^2$ la connexité est faible
3. $1.5 \pi (r/c)^2 \leq S_i < 2 \pi (r/c)^2$ la connexité est bonne,
4. $2 \pi (r/c)^2 \leq S_i < 3 \pi (r/c)^2$ la connexité est très bonne.

Occupation du sol – de l'actuel à l'horizon 2030

Nous avons utilisé les données OCSOL 2014 (polygones convertis en raster de résolution 50x50m) complétées par la BD-TOPO pour les routes, les voies ferrées et les cours d'eau. Les autoroutes sont ajoutées avec une largeur importante de 200m (4 pixels) pour représenter les emprises au bord et l'impact de cet axe de circulation sur la biodiversité. Les autres routes et les voies ferrées sont ajoutées avec une largeur de 50m (un pixel) pour les mêmes raisons. Comme indiqué précédemment, nous avons simplifié la typologie OCSOL et regroupé ensemble des types d'occupation fournissant des habitats de qualité proche pour les espèces identifiées par l'ARPE.

Comme précisé précédemment, nous nous concentrons ici sur le scénario « Au fil de l'eau » tel que co-construit avec les acteurs du site Sainte Victoire (Chapitre IV) pour l'horizon 2030. Trois aspects principaux ont été abordés dans ce scénario : l'urbanisation, qui se développe au sud-ouest surtout, l'expansion très forte de la viticulture et le développement du maraichage autour des villes (Fig. 4.1, Chapitre IV). Pour projeter ce scénario sur le territoire, nous avons procédé en quatre étapes.

Dans un premier temps, nous avons traduit sous forme quantitative le scénario qualitatif des acteurs à partir des changements récemment observés sur le territoire (comparaison OCSOL 1999-2014). L'expansion de l'urbanisation est liée de manière plus ou moins directe à l'augmentation de la population, même si cette relation peut varier en fonction des politiques locales de développement urbain (concentration ou mitage). Ici, le choix a été fait de lier les évolutions passées de population sur les communes étudiées (données INSEE, 1968-2014) avec l'augmentation de l'urbanisation sur les données OCSOL entre 1999 et 2014. L'augmentation de zones urbanisées entre 1999 et 2014 concerne surtout la période 2006-2014 où on note une augmentation de 1054 pixels (sur un total de 1082 sur la période 1999-2014). Seule la période 2006-2014 a été retenue, pour laquelle la surface moyenne de sol urbanisé est de 24.5m² par nouvel habitant. Une projection linéaire de ces tendances conduirait à augmenter la surface urbanisée de 3.8% d'ici 2030 (soit +2108 pixels, sur un total de 507772 pixels toutes occupations du sol confondues), avec une augmentation de 3.3% de la population par rapport à 2014 (+21504 personnes). Les scénarios technologiques proposent une augmentation bien plus forte sur le territoire, entre 33% et 36% en 2020 pour les scénarios présentés dans la Figure S5.2. On peut donc s'attendre à une augmentation plus forte pour 2030 encore. De plus, nous avons montré que ces scénarios ont souvent tendance à sous-estimer les changements d'urbanisation (Chapitre III). Néanmoins, ces scénarios n'étant pas développés pour régionaliser les changements à une échelle si fine, nous avons choisi de nous rapprocher des tendances passées observées. Nous avons donc choisi – à titre illustratif – une augmentation intermédiaire de 10%. Au vu des changements observés à partir de la base de données OCSOL entre 1990 et 2014, le choix est fait de ne créer que de l'urbain peu dense qui est la classe d'urbain qui augmente le plus entre ces deux dates (classe 401, Table 5.2). Pour le maraichage, le choix a été fait de représenter la demande à l'aide de la surface nécessaire pour une autonomie de la population actuelle. A l'aide du convertisseur Terre de liens, la

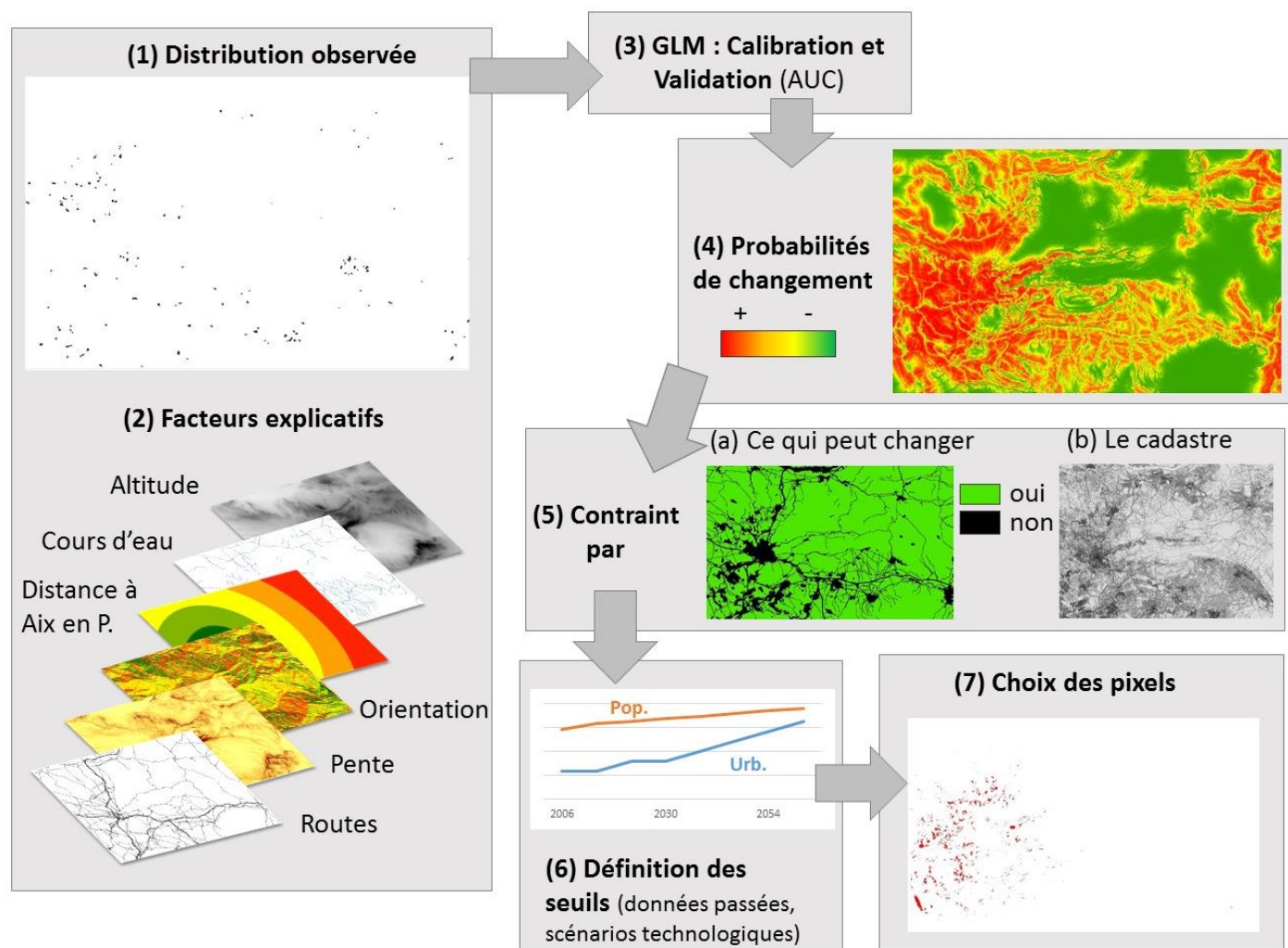


Fig. 5.5: Déroulement de la modélisation des changements d'occupation du sol (ex. pour l'urbain) en utilisant un modèle statistique. (1) la distribution des changements passés (en se basant sur OCSOL 1999-2014) est définie afin d'être confrontée aux différents facteurs explicatifs potentiels (2) (ici : distance aux routes, pente, orientation, distance à Aix en Provence, distance aux cours d'eau et altitude). Ensuite ces données sont utilisées pour générer 10 modèles statistiques (3) (Modèle linéaire généralisé, GLM). Un seul modèle est choisi en s'appuyant sur sa capacité de prédiction (calculé à partir de l'aire sous la courbe, AUC). Ce modèle est utilisé pour simuler les probabilités de changement (4). Ces probabilités sont ensuite contraintes (5) à l'aide de la carte des changements possibles (a) et du cadastre (b). Enfin, le nombre de pixels à obtenir est défini à partir de seuils fixés (6) sur des informations quantitatives (ex. données passées de l'urbanisation en fonction de la population, scénarios technologiques). Le seuil choisi pour l'urbanisation ici est 10% d'augmentation. Ces pixels sont ensuite choisis (7) comme les pixels ayant la plus forte probabilité.

surface nécessaire en légumes pour chaque commune du site a été calculée (Légumes, Légumes secs et Pommes de terre, Terre de Liens Normandie 2013). Cette surface a été ensuite reliée à la population puis projetée linéairement pour obtenir la surface nécessaire pour répondre à la consommation en légumes de la population du territoire en 2030 : 2413Ha (+9652 pixels). Concernant les vignes, l'augmentation est définie en fonction de l'augmentation observée entre 1999 et 2014 sur les données OCSOL puis projetée linéairement jusqu'en 2030 (+3216 pixels).

Dans un deuxième temps nous avons identifié les zones qui pourraient favorablement devenir de nouveaux espaces urbanisés, de nouvelles cultures maraichères ou de nouvelles vignes. Pour chacun des changements, nous avons paramétré un modèle statistique reliant l'occurrence des changements passés (comparaison OCSOL 1999 et 2014) avec des variables du milieu (Fig. 5.5, étapes 1 à 4). Un tel modèle permet d'identifier les conditions les plus favorables à ces changements. Cette manière de procéder est équivalente à un modèle de niche (ou SDM pour Species Distribution Model) pour les espèces. Nous avons utilisé un modèle linéaire généralisé (GLM) avec la librairie BIOMOD2 dans R (Thuiller *et al.* 2009). Pour réduire le nombre d'absences de changement, nous avons opté pour un nombre d'occurrences (changement réalisé parce que possible) et de pseudo-absences (changement non réalisé, mais était-il possible ?) identique et nous avons répété le modèle pour 10 différents jeux de données de pseudo-absences obtenus aléatoirement (Barbet-Massin *et al.* 2012).

- Pour l'urbain, les occurrences correspondent aux pixels devenus urbain peu dense (classe 401, Table 5.2) ou diffus (classe 402) entre 1999 et 2014 (1082 pixels au total, étape (1) Fig. 5.5). Les variables explicatives choisies sont la pente, l'orientation, la distance aux cours d'eau, la distance aux routes et la distance à Aix-en-Provence (variables non corrélées entre elles). D'autres variables auraient pu être prises en compte ici comme le prix du foncier, la proximité aux éléments naturels et aux aires protégées (Geniaux & Napoleone 2011) ou la proximité aux services et aux magasins utilisés quotidiennement ou hebdomadairement (Tannier *et al.* 2016). Pour les vignes, les occurrences correspondent aux nouvelles vignes entre 1999 et 2014 (classe 102) et qui sont toujours des vignes en 2014 (3216 pixels au total). Les variables explicatives sont la pente, l'exposition et la distance aux cours d'eau. La distance aux cours d'eau est choisie afin de représenter la topographie (effet de la plaine notamment) plus que la disponibilité en eau, qui n'est pas un facteur important pour expliquer la distribution de l'urbanisation ou de la viticulture. Pour chaque occupation du sol, le GLM est paramétré en utilisant 80% des données d'occurrence et l'évaluation est réalisée en utilisant le True Skill Statistic (TSS, recommandé par Allouche, Tsoar & Kadmon 2006) et l'aire sous la courbe ROC (Receiver Operating Characteristic) sur les 20% de données restantes (nous n'avons pas effectué de répétition) et ce pour chacun des 10 GLM calibrés (10 sélections aléatoires de pseudo-absences). Les modèles calibrés avaient une capacité prédictive moyenne pour l'urbain (TSS moyen : 0.427 et Aire sous la courbe ROC (AUC) : moyen : 0.75) et pour les vignes (TSS moyen : 0.469 et AUC moyen : 0.79). Ces valeurs peu élevées sont probablement dues à un faible nombre d'occurrences, ou au fait que d'autres variables que celles choisies jouent un rôle fort dans les changements observés. Les courbes de réponses de chaque facteur explicatif en fonction des modèles sont présentées en Fig. 5.6. Nous avons utilisé la meilleure des 10 réplifications (AUC plus forte) pour faire les projections sur l'ensemble du territoire.
- Pour le maraichage, il y avait trop peu de changements passés pour calibrer un modèle statistiques, et nous avons donc considéré que seules les zones à proximité de l'urbain dense (<2500m de la classe 400) pouvait être considérées comme du maraichage de proximité et que celle-ci ne pouvait être installées que sur les pentes peu fortes (<1.7).

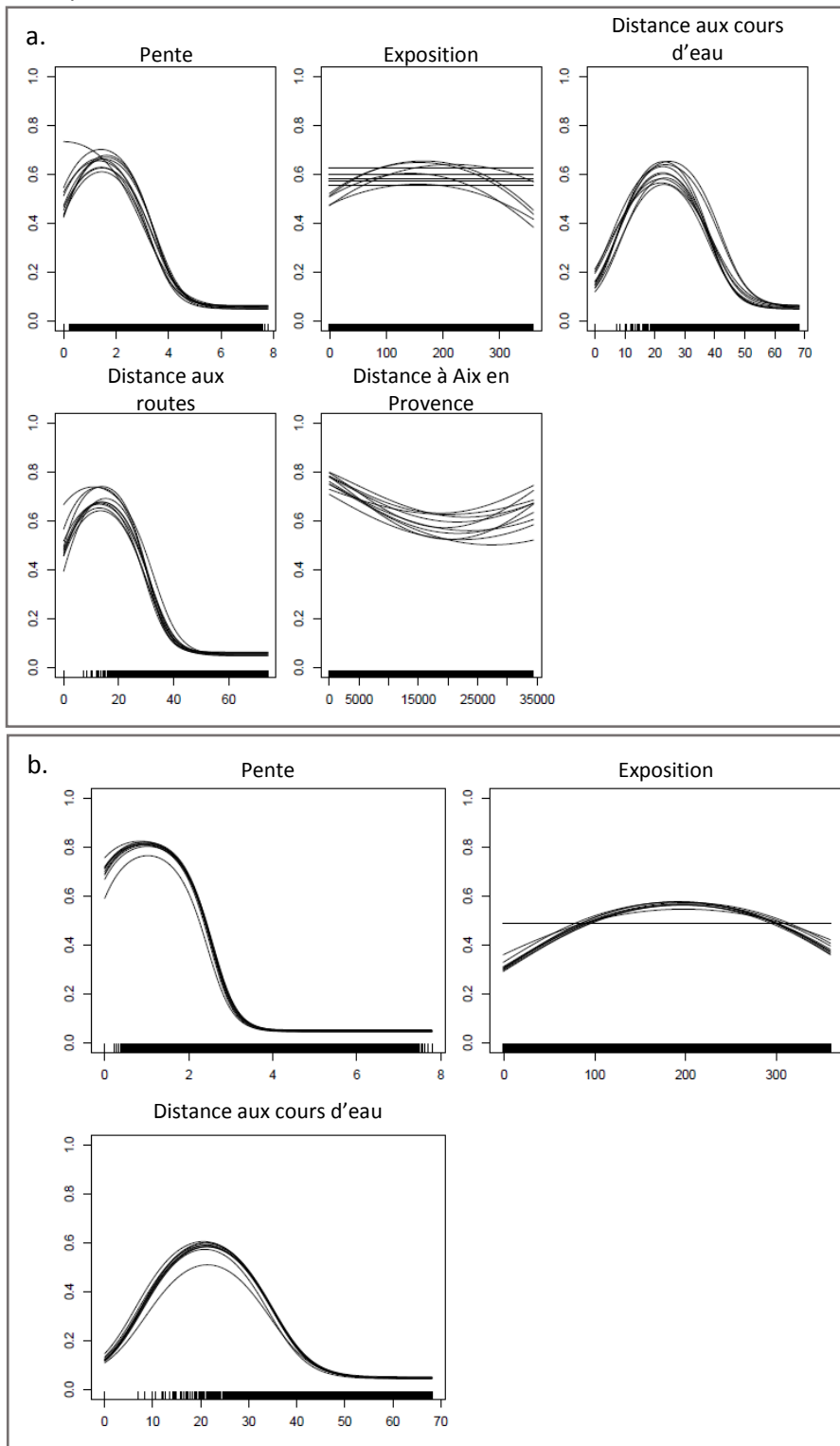


Fig. 5.6: Courbes de réponse des différentes variables proposées pour expliquer la répartition spatiale des changements de a. zones urbaines et b. vignes. Chaque courbe représente un modèle calibré à partir d'une répétition de tirage de pseudo-absences.

Dans un troisième temps, nous avons contraint les zones pouvant devenir de nouveaux espaces urbanisés, de nouvelles cultures maraichères ou de nouvelles vignes en combinant les probabilités de changement liées au milieu telles que définies à l'étape précédente avec ce qui peut effectivement changer pour un nouvel usage ou un autre sur la base de l'occupation en 2014 (Etape 5, Fig. 5.5). Ainsi, l'urbain peut s'étendre sur les forêts (classes 500 et 501), sur les espaces semi-naturels ouverts (classe 300), sur les espaces agricoles (100 à 104) et sur les zones d'urbanisation diffuse (classe 402) mais pas sur les autres catégories (Table 5.2). Le maraichage et les vignes peuvent s'étendre sur les autres espaces agricoles (classes 100 à 104) et sur les espaces semi-naturels ouverts (classe 300) mais pas sur les autres occupations du sol. Il aurait été également possible de contraindre les changements en fonction des politiques d'aménagement et des zonages de protection comme les Plans Locaux d'Urbanisme ou les aires protégées par exemple. Ici, peu de documents d'urbanisme étaient disponibles numériquement pour l'ensemble des communes du site et aucune contrainte réglementaire n'a donc été prise en compte à ce stade. Cependant, nous avons contraint les probabilités de changement à l'aide du cadastre pour les trois occupations du sol. A l'aide d'un effet aléatoire, cela permet d'homogénéiser les probabilités au sein d'une parcelle et de désagréger les probabilités entre parcelles.

Dans un quatrième temps, nous avons utilisé les cartes de probabilité de changement modifiées (changements possibles et cadastre) pour identifier les pixels qui deviennent effectivement de l'urbain, du maraichage ou des vignes dans notre scénario. Nous avons d'abord identifié les N pixels ayant la plus forte probabilité de devenir urbains de sorte à atteindre l'augmentation de zones urbaines escomptée (voir étape 1). En effet il semble cohérent dans un scénario « Au fil de l'eau » de donner une certaine 'priorité' à l'expansion urbaine pour faire face à l'augmentation de la population attendue. Sur ces nouvelles zones urbaines, les probabilités de devenir maraichage ou vigne sont donc actualisées à 0. Les acteurs locaux ont fait l'hypothèse d'une demande forte en produits agricoles locaux avec une expansion du maraichage en périphérie des villes lors de la co-construction du scénario « Au fil de l'eau ». Nous avons donc alloué les terres pour le maraichage en second, en fonction des terres disponibles préalablement et non utilisées pour l'expansion de l'urbain. Enfin, l'augmentation de la viticulture a été allouée sur les espaces disponibles restant (agricoles ou semi-naturels ouverts), qui ne sont ni urbanisés, ni cultivés pour le maraichage en 2030 en prenant les pixels à plus forte probabilité d'être cultivés en vignes.

Pour finir, nous avons observé la carte des changements obtenus pour relever les incohérences possibles. Idéalement, cela aurait dû se faire avec les acteurs locaux afin de valider à la fois la quantification du scénario et la carte finalisée, mais cela n'a pas été possible pour le moment (c'est une étape souhaitée pour le projet E=RC+). La carte finalisée d'occupation du sol a ensuite été utilisée pour recalculer les continuités pour chacune des trois espèces sélectionnées, selon la méthode décrite précédemment et nous avons estimé les changements de connexité à 0, 25, 50 et 100%.

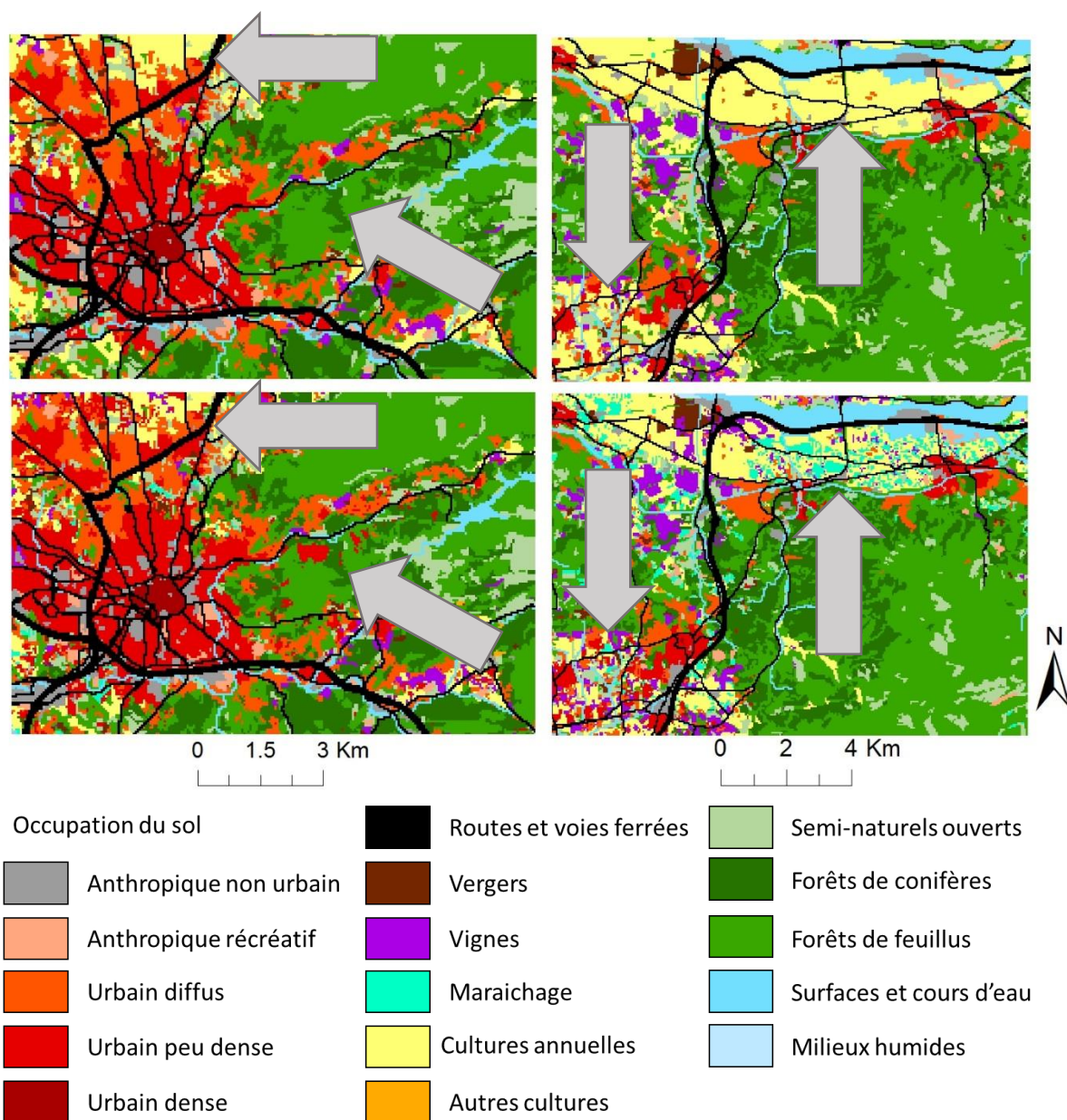


Fig. 5.6: Détails des changements d'usage des sols entre le présent (haut) et le futur (bas) pour deux zooms du site de la Sainte Victoire : Aix en Provence côté Est (gauche) et Sud de la Durance et Venelles (droite). Certains changements importants sont signalés avec des flèches.

Résultats

Carte d'occupation du sol future

Comme attendu, on obtient une urbanisation forte aux abords d'Aix-en-Provence et des villes proches (Fig. 5.5). La viticulture se développe, principalement aux alentours des parcelles déjà cultivées de la plaine de Puyloubier, entre Aix-en-Provence et Saint Maximin. La surface dédiée aux cultures annuelles (-12027 pixels au total) diminue au profit du maraichage. On retrouve une répartition très fragmentée des cultures, due à la distribution des probabilités de changement en fonction du cadastre, homogénéisées au sein d'une même parcelle mais désagrégées entre parcelles. La nouvelle mosaïque maraichage-cultures annuelles est particulièrement marquée pour la zone au sud de la Durance (Fig. 5.5.). L'urbanisation est le seul changement qui génère une diminution de la forêt mais en faible quantité (-1361 pixels, représentent 0.5% de la surface actuelle des forêts). Il est à noter que notre scénario 'Au fil de l'eau' n'est pas du tout en accord avec les scénarios de ALARM en ce qui concerne la forêt vu qu'aucune plantation n'est prévue pour le moment, même dans le contexte d'une demande forte provenant de la centrale de Gardanne (c'est le scénario pessimiste qui prévoit lui une exploitation accrue des forêts existantes pour fournir la centrale, donc pas d'augmentation de forêts non plus).

Analyses de continuités actuelles et futures

Pour chaque espèce, nous avons réalisé les cartes de connexité actuelles et futures et calculé la différence entre ces deux cartes.

a. Crapaud calamite

Pour le Crapaud calamite, on note que les zones d'habitat qu'il utilise sont principalement liées aux milieux semi-naturels ouverts et aux zones cultivées en vignes (Fig. 5.6 a. et b.). On a donc plusieurs taches qui ne sont pas connexes avec d'autres. Seules les taches d'habitat présentes dans la zone de Puyloubier sont bien connexes.

Si l'on regarde les changements dans la connexité entre 2014 et 2030, on note surtout un gain en connexité, en particulier dans la zone viticole où les habitats sont déjà bien connexes en 2014 mais aussi dans la partie Nord du territoire, au sud de la Durance qui elle ne présente que peu de connexité (Fig. 5.6 c.). Ces changements restent tout de même faibles et ne sont pas suffisants pour générer de nouvelles taches d'habitat connexes. Ils sont principalement dus à des modifications des types de culture de certaines parcelles, de cultures annuelles vers du maraichage ou de la viticulture qui sont des habitats plus favorables pour cette espèce. Les pertes sont essentiellement liées à l'urbain. Malgré tout, les changements restent faibles (entre 25% et 50%) et ne génèrent pas de perte totale ou de gain de connexité entre les taches d'habitat.

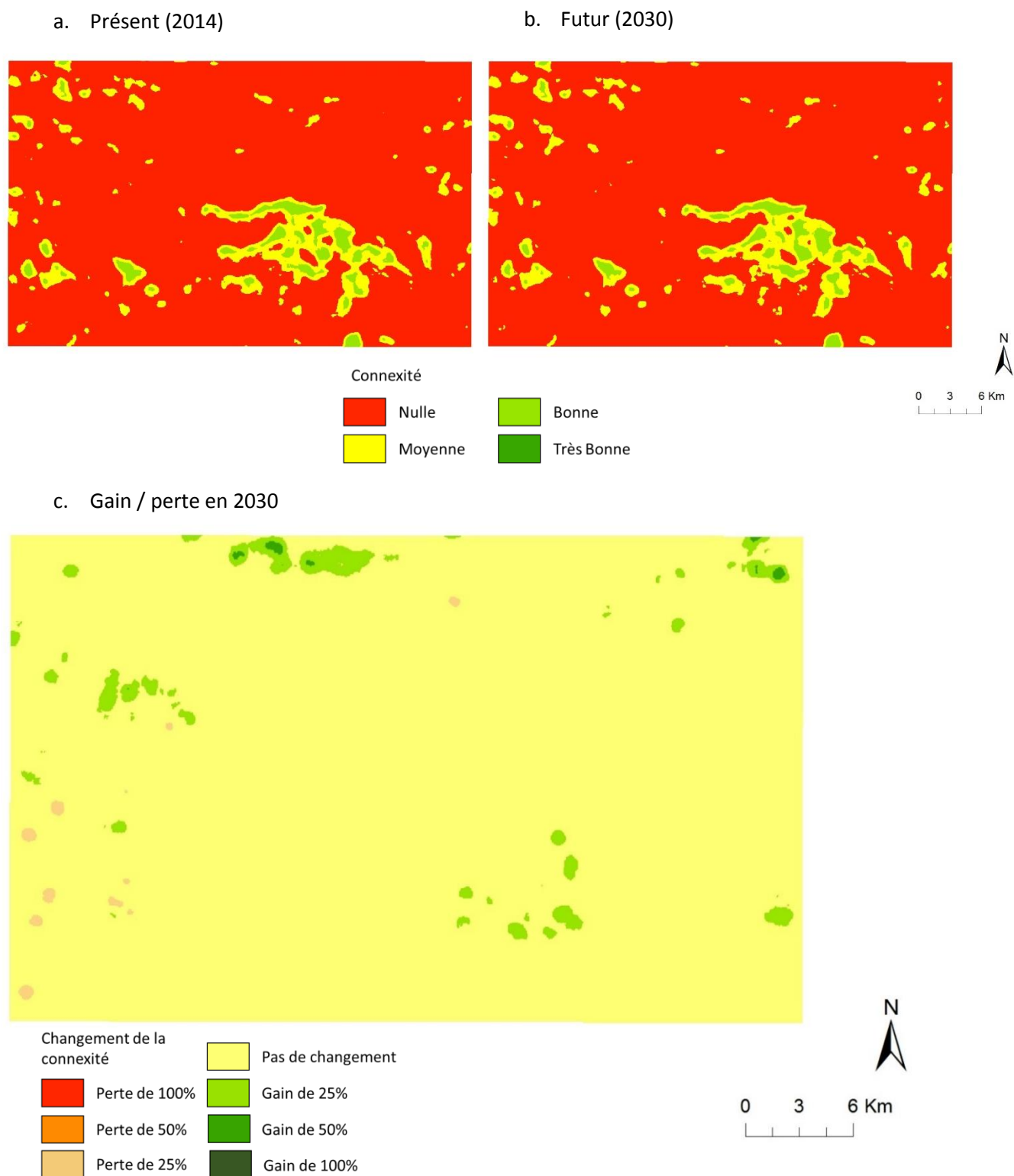


Fig. 5.7 : Continuités au niveau population pour le Crapaud Calamite actuelle (a.) et future (b.) selon le scénario « au fil de l'eau » pour le site Ste Victoire. c. présente les différences en termes de continuités en 2030.

a. Lézard ocellé

Pour le Lézard ocellé, l'analyse montre des taches plus nombreuses et plus connexes que pour le Crapaud calamite (Fig. 5.7 a. et b.). On retrouve deux zones importantes à l'Est et à l'Ouest d'Aix-En-Provence qui sont bien connexes. Les zones forestières et urbaines denses représentent les principales zones d'habitat défavorable pour cette espèce. On retrouve d'autres zones très connexes inféodées aux espaces cultivés, situés notamment le long de la Durance et le long des axes routiers autour de Rians.

Les changements d'occupation du sol modifient la connexité pour cette espèce (Fig. 5.7 c.). La diminution de connexité représente une proportion plus importante de surface (73102 pixels) que l'augmentation (64583 pixels). En revanche, l'augmentation représente un gain de connexité de niveau suffisant pour créer deux nouvelles taches d'habitat (dans les zones cultivées au sud de la Durance et la zone viticole de Puyloubier). L'augmentation de la connexité est donc plus importante sur le territoire bien qu'il y ait davantage de taches dont la connexité diminue. L'augmentation de connexité est principalement liée à l'augmentation de la viticulture et dans une moindre proportion, à l'augmentation de l'urbanisation qui est plus favorable en ouvrant les milieux forestiers. En revanche, le développement du maraichage à la place des cultures annuelles a pour effet de diminuer la connexité.

b. Ecureuil roux

L'Ecureuil roux étant une espèce de milieux forestiers, ses taches d'habitat sont relativement bien connexes sur les massifs (Fig. 5.8 a. et b.). L'urbanisation et les zones cultivées sont des zones d'habitat défavorables et réduisent la connexité.

Le seul changement affectant les zones d'habitat de cette espèce est la diminution des forêts au profit de l'urbanisation. Ainsi, la carte de changement de connexité entre 2014 et 2030 ne montre pas de gain de connexité (Fig. 5.8 c.). La diminution de la connexité est essentiellement dans un périmètre très proche d'Aix-en-Provence. Cette diminution est plutôt importante et on note la perte de connexité dans plusieurs taches d'habitat. Certains pixels représentant des habitats de très bonne qualité (coefficient 2) ont été urbanisés et la connexité de cette zone est donc fortement réduite et certaines taches d'habitats perdues. La connexité future globale (2030, Fig. 5.8. b.) reste néanmoins très bonne.

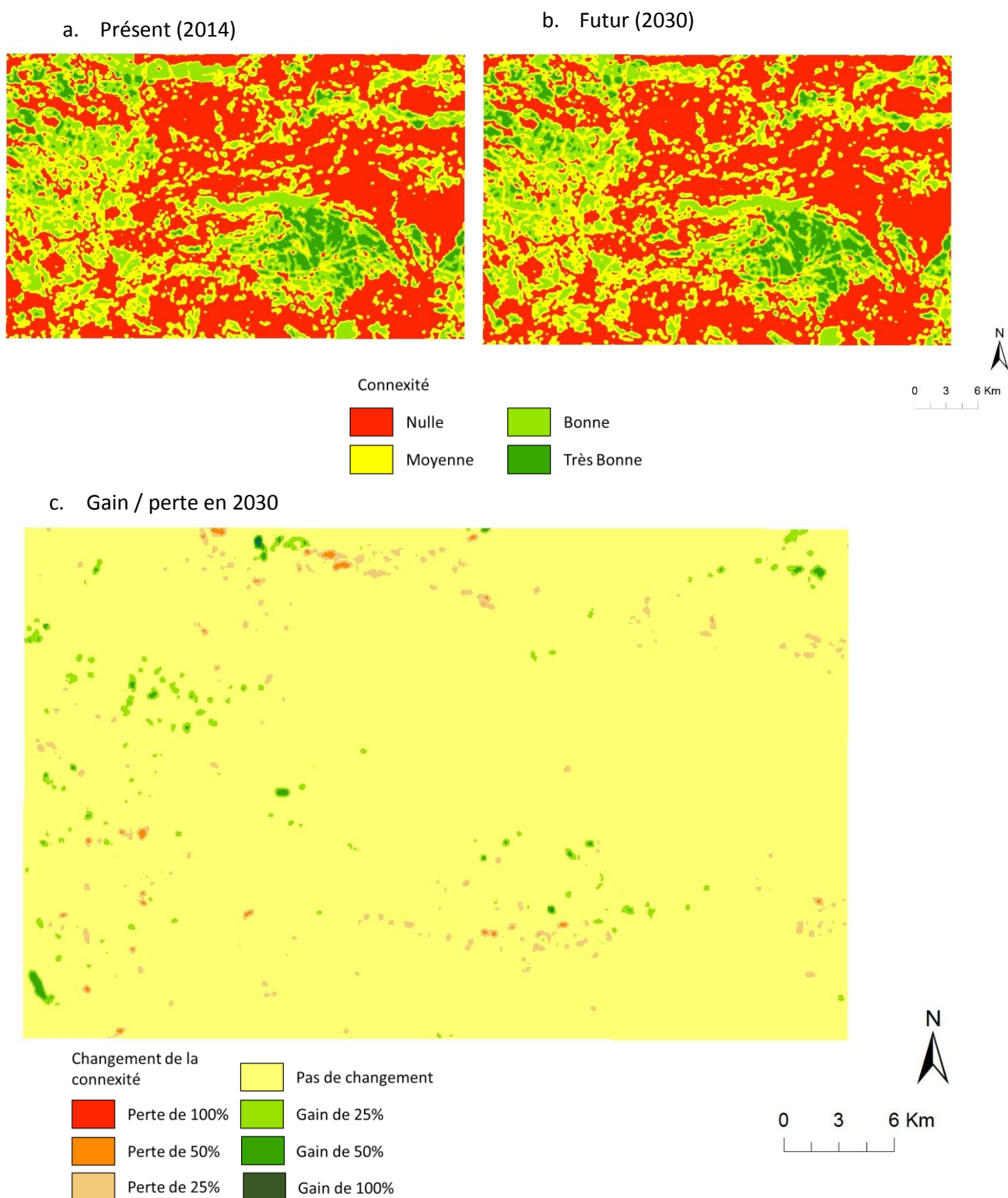


Fig. 5.8 : Connectivité au niveau population pour le Lézard Ocellé actuelle (a.) et future (b.) selon le scénario « au fil de l'eau » pour le site Ste Victoire. c. présente les différences en termes de connectivité en 2030.

Discussion

Les résultats présentés ici permettent d'illustrer la démarche générale portée par cette thèse. L'objectif est de montrer comment les scénarios peuvent apporter des éléments pour l'identification d'enjeux de conservation. Cependant, ces résultats sont préliminaires et nécessitent d'être complétés pour pouvoir servir de supports de discussion autour des enjeux de conservation sur les sites choisis et à l'échelle de la région PACA. La discussion présentée ici est donc principalement orientée vers les limites de ce travail et vers les compléments à apporter à la méthode pour les projets en cours. Deux grands axes sont à discuter : la traduction des scénarios co-construits en occupation du sol future et les analyses de continuités.

Traduction des scénarios co-construits

Face aux limites des scénarios technologiques pour étudier les changements à l'échelle locale, nous avons développé des scénarios co-construits avec les acteurs. Cette approche est souvent utilisée pour adapter les scénarios globaux à une échelle plus fine (Kok *et al.* 2004; Houet *et al.* 2017). Cela nous a permis d'obtenir des informations qualitatives sur les changements qui pourraient survenir dans nos sites d'étude (Chapitre IV). Ici, nous traduisons ces informations qualitatives en données spatialisées pour le scénario « Au fil de l'eau », puis en cartes de continuités intra-taches d'habitat.

L'utilisation d'un équivalent de modèle de niche pour simuler les changements permet d'explorer simplement et rapidement les différentes possibilités. Les changements ainsi produits sont cohérents spatialement avec les changements attendus proposés par les acteurs lors de l'atelier de co-construction.

Cependant, il y a quelques limites à la méthode utilisée ici qui pourrait être améliorée.

1. Limites liées à l'échange avec les acteurs

Les scénarios proposés par les acteurs lors des ateliers de co-construction explorent des évolutions variées qui concernent aussi bien des occupations que des usages du sol. Néanmoins, comme évoqué dans le chapitre précédent, il serait utile de réaliser un second atelier pour apporter des informations quantitatives sur les changements proposés. Cela permettrait par exemple de préciser les quantifications, qui varient beaucoup entre les données passées et les scénarios technologiques, notamment pour l'urbain. En outre, ce second atelier permettrait également d'obtenir des précisions sur les modalités de changement, notamment pour les types d'urbanisation (mitage, densification etc.) et sur les pratiques agricoles qui sont développées. Un troisième atelier permettrait ensuite de valider les résultats spatiaux du scénario avec les acteurs.

2. D'autres approches pour allouer les probabilités

Nous avons choisi de modéliser directement les changements possibles en 2030. Une autre approche serait de simuler les changements pour un pas de temps donné (par exemple 10 ans) et de répéter cette étape plusieurs fois pour arriver à l'horizon souhaité (2030 ou 2050). Cela permettrait de prendre en compte des changements à chaque pas de temps. Ainsi, le modèle statistique serait recalculé à chaque pas de temps en s'appuyant sur les derniers changements. Cette approche aurait tendance à agréger les changements (ex. Albert *et al.* 2017). Par exemple, l'urbanisation va principalement se développer autour des zones urbanisées récemment. Les probabilités d'urbanisation à chaque pas de

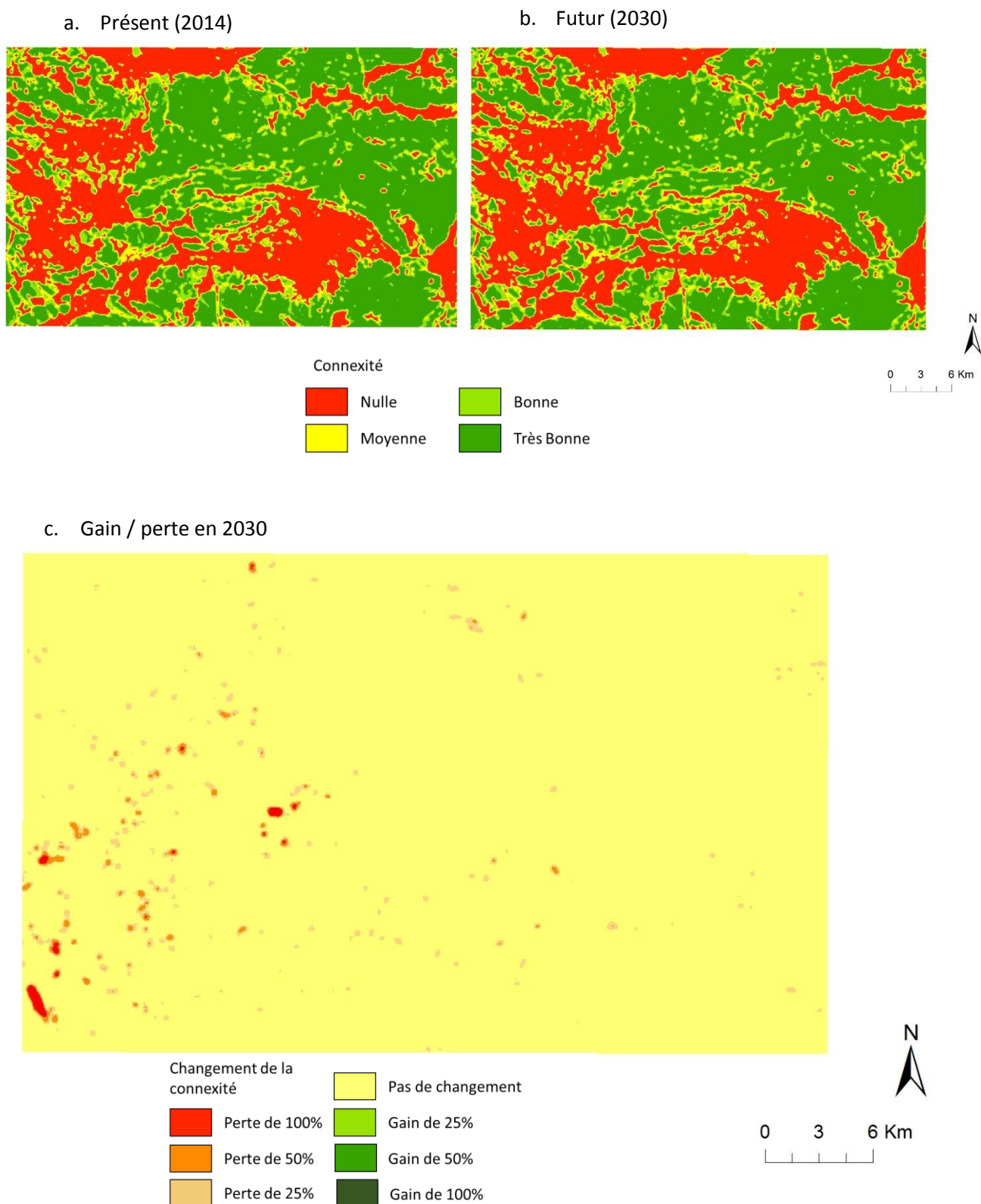


Fig. 5.9 : Connectivité au niveau population l'Ecureuil Roux actuelle (a.) et future (b.) selon le scénario « au fil de l'eau » pour le site Ste Victoire. c. présente les différences en termes de connectivité en 2030.

temps seront donc plus fortes autour des zones urbanisées dans le pas de temps précédent. Dans notre approche, seules les zones urbanisées récemment (entre 1990 et 2014) ont été prises en compte et cela génère une urbanisation répartie plus aléatoirement sur le territoire que par une approche à pas de temps.

Par ailleurs, les catégories d'occupation du sol utilisées ici ont volontairement été simplifiées pour faciliter la modélisation. Une classification plus précise permettrait de définir plus finement les possibilités de changements entre catégories.

L'utilisation du cadastre a permis d'homogénéiser les probabilités de changement au sein d'une même parcelle. Néanmoins, il serait utile de définir la surface minimale pour chaque occupation du sol. Par exemple, il serait important de définir la surface minimale exploitable pour la viticulture pour éviter l'apparition de pixels isolés. De même, l'urbanisation concernant des constructions diffuses, il serait possible de calculer la surface occupée par une maison individuelle et ses extérieurs (Tannier *et al.* 2016). En effet, l'emprise d'une maison et de ses extérieurs peut représenter plus de 250m² et les données sur les surfaces urbanisées permettraient de spatialiser au mieux les changements. Ce paramètre est particulièrement important pour des échelles plus fines pour lesquelles des changements de 1 ou deux pixels n'auraient aucun sens (ex. Albert *et al.* 2017).

Pour finir, la répartition spatiale des changements est ici identifiée en fonction des plus hautes probabilités pour avoir un nombre de pixels approchant des valeurs identifiées pour quantifier les occupations du sol futures. Une autre approche serait de choisir aléatoirement ce nombre de pixels parmi les pixels ayant une certaine probabilité de changement (par exemple, 70%), comme cela a été fait par Albert *et al.* (2017). Dans notre cas, les probabilités les plus fortes se situent toutes à proximité d'Aix-en-Provence (Fig. 5.5). Choisir les pixels parmi ceux ayant une probabilité de changement un peu plus faible produirait des changements plus distribués sur le territoire et non situés dans la périphérie directe d'Aix-en-Provence.

3. D'autres données pour compléter l'approche

Il est également possible de compléter cette approche en utilisant d'autres données. Nous avons évoqué plus haut la possibilité d'utiliser les documents d'urbanisme pour affiner la répartition spatiale des changements. L'occupation du sol pourrait être aussi complétée par des informations sur la qualité des sols afin de définir les zones cultivables ou non. En effet, nous avons choisi ici que toutes les zones semi-naturelles ouvertes peuvent être cultivées. Mais en réalité, il est possible que les zones de garrigues, qui ont typiquement un sol très pauvre et très rocheux, ne permettent pas l'exploitation pour l'agriculture.

De plus, les changements dans l'utilisation des routes ou la création de nouvelles, en lien avec l'augmentation de l'urbanisation pourraient également être modélisés (Tannier *et al.* 2016).

Par ailleurs, nous avons montré que l'usage et les pratiques influencent plus la biodiversité que l'occupation du sol (Chapitre I). Intégrer ces informations pour modéliser les changements d'occupation et d'usage du sol permettrait donc de produire des analyses plus fines de leur impact sur la biodiversité.

Enfin, inclure les changements climatiques pourrait influencer la répartition spatiale des occupations et des usages du sol, notamment pour l'agriculture. L'analyse des continuités écologiques pourrait alors concerner à la fois les changements d'occupation et d'usage du sol et les changements climatiques comme cela a été fait dans d'autres études (Jetz, Wilcove & Dobson 2007; Mazaris *et al.* 2013; Albert *et al.* 2017).

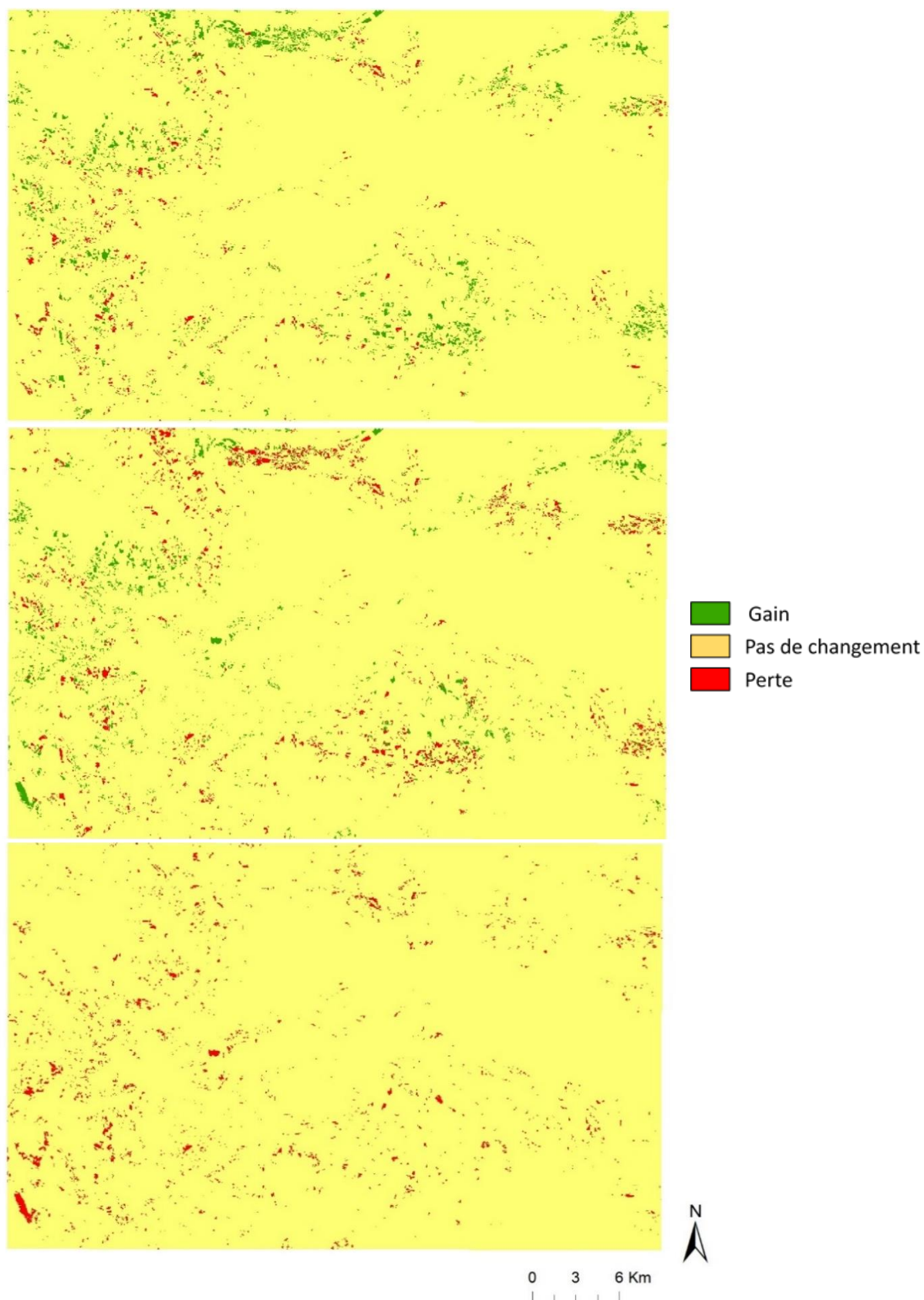


Fig. 5.10 : Changement dans les habitats potentiels (perte ou gain), déterminés à partir de la matrice d'habitat/espèce et de l'occupation du sol, pour chacune des espèces étudiées (a. Crapaud calamite, b. Ecureuil roux, c. Léopard ocellé) entre l'actuel (2014) et le futur (2030), selon un scénario au fil de l'eau.

Enjeux de continuités

Notre analyse nous a permis d'explorer des changements possibles dans la connexité pour trois espèces selon un même scénario. Pour les espèces de milieux ouverts (Crapaud calamite et Lézard ocellé), les changements entraînent une augmentation de la connexité au niveau du territoire. En revanche, l'Ecureuil roux perd des éléments de connexité même si ses taches d'habitats restent bien connexes à l'échelle du territoire. Ces résultats montrent que l'usage agricole peut faire varier la connexité et la disponibilité en habitat, comme le passage de cultures annuelles à du maraîchage pour le Lézard ocellé. Cela confirme l'importance d'intégrer les usages dans la modélisation des changements, comme montré dans le chapitre III. En outre, intégrer des informations plus précises sur les pratiques affinerait encore l'analyse de connexité. Par exemple, la distinction entre vignes enherbées ou non est particulièrement importante pour l'Outarde canepetière car les vignes enherbées sont des habitats favorables (2) et les non-enherbées défavorables (0) pour cette espèce. Certaines pratiques pourraient également avoir un impact important, comme l'utilisation d'intrants et l'intensité générale (Chapitre I). Ces pratiques peuvent modifier la qualité de l'habitat voire exclure certaines espèces sensibles.

Les changements de continuités tels qu'explorés ici à petite échelle permettent de compléter une approche simplement basée sur le gain ou la perte d'habitat en fonction du changement d'occupation du sol (Fig. 5.9). Si l'on regarde l'ensemble des changements concernant les habitats, il est difficile de hiérarchiser les taches d'habitat à préserver, quelle que soit l'espèce. Les changements sont répartis sur l'ensemble du territoire et représentent surtout des petites taches. En revanche, l'analyse de connexité permet d'identifier les zones d'habitat potentiel suffisamment denses (> domaine vital d'une espèce) pour porter des populations, et les pixels qui sont centraux à ces zones d'habitat potentiel denses. Cela contribue donc à identifier les pixels et taches clés à conserver pour le maintien de l'espèce.

Mais cette approche présente 3 grandes limites :

1. Le choix des espèces

Pour ces analyses, nous avons choisi trois espèces représentatives de trois groupes fonctionnels différents. Cependant, les changements d'occupation du sol explorés par le scénario « au fil de l'eau » ne concernent que très peu les habitats de ces espèces et les résultats montrent de faibles changements pour les habitats et les continuités intra-taches pour ces espèces. Par exemple, pour l'Ecureuil roux, une faible part de la forêt est amenée à disparaître au profit de l'urbanisation ce qui impacte peu ses habitats. Pour les deux autres espèces, les changements concernent principalement l'apparition de milieux ouverts qui sont plus favorables à ces espèces, mais qui dépendent toutefois des pratiques qui peuvent y avoir lieu.

D'autres espèces pourraient être plus sensibles à ces changements, par exemple celles inféodées aux cultures annuelles qui diminuent beaucoup (-25% de la surface cultivée en 2014). De plus, il faudrait compléter cette approche avec des espèces représentatives des autres groupes fonctionnels identifiés par le travail de Bozino et Chassery (2017). Cela permettra de balayer l'ensemble des profils écologiques présents sur le territoire. En outre, les espèces utilisées ici ont des distances de mobilité et de dispersion peu élevées et il est nécessaire d'étudier également des espèces avec des distances de mobilité et de dispersion plus grandes, qui pourraient être impactées à d'autres échelles par ces changements.

2. La nécessité de compléter par d'autres approches

L'étude des impacts des changements à différentes échelles doit aussi se faire au travers de différentes mesures de connectivité. Si l'analyse de connexité menée ici ne montre que peu d'impact pour les espèces choisies, il est possible que les changements explorés affectent les trois espèces à d'autres échelles. Compléter cette analyse de connexité par d'autres mesures de continuités à différentes échelles permettrait donc d'évaluer l'ensemble des impacts possibles des changements d'occupation du sol. Il est notamment nécessaire d'effectuer une analyse s'appuyant sur la distance de dispersion (échelle de la métapopulation), qui prendrait en compte les continuités à plus grande échelle qu'une analyse basée seulement sur la distance de mobilité comme celle effectuée ici (Moilanen & Nieminen 2002; Rayfield *et al.* 2016). Les méthodes de quantification des continuités basées sur la théorie des graphes pourraient notamment être appliquées (Avon, Bergès & Roche 2014). En calculant les liens entre les taches, cette approche permettrait d'identifier quelles zones sont les plus importantes pour maintenir les continuités sur le territoire dans son ensemble ou pour le traverser par exemple. De plus, la théorie des graphes a déjà été utilisée régulièrement dans ce types d'approches et s'applique parfaitement aux territoires très fragmentés (Rayfield *et al.* 2016; Albert *et al.* 2017).

Il est également nécessaire de prendre en compte des barrières au déplacement des espèces (Girardet, Foltête & Clauzel 2013), ce qui est possible dans les méthodes basées sur la théorie des graphes. En effet, en basant le calcul des liens entre taches sur la méthode du chemin de moindre coût, il est possible d'attribuer des valeurs de résistances pour chaque usage du sol. Ainsi, les routes et les voies ferrées peuvent avoir des valeurs de résistance de sorte à créer un effet barrière pour la dispersion. Cette approche permet également de tenir compte de changement dans l'utilisation des routes (augmentation du trafic, pollution lumineuse et sonore) en fonction de l'augmentation de l'urbanisation.

3. Hiérarchiser les enjeux de conservation

La combinaison de l'ensemble des cartes d'enjeux, pour différentes échelles et différentes espèces, ne permettrait pas une hiérarchisation car la plupart du territoire serait couvert de zones à enjeux pour une ou plusieurs espèces. Par exemple, dans les résultats obtenus ici, certains changements observés augmentent la connexité des habitats d'une espèce mais diminuent celle des habitats d'une autre. C'est le cas de certaines taches d'habitat de l'Ecureuil roux qui ont été urbanisées dans notre scénario et qui sont désormais favorables au Lézard ocellé.

Il est donc nécessaire de compléter ces analyses par une phase de hiérarchisation des priorités de conservation. Zonation permet par exemple de hiérarchiser des enjeux multiples et spatialisés (Moilanen *et al.* 2005). En effet, ce logiciel permet de classer l'ensemble des zones étudiées en fonction de leur importance respective pour le maintien de la biodiversité. Leur contribution au maintien de la biodiversité peut s'appuyer sur plusieurs critères : maintien d'une ou plusieurs espèces, qui peuvent avoir des facteurs d'importance différents (par exemple entre une espèce ordinaire et une espèce patrimoniale), maintien des continuités, efficacité d'un plan de conservation etc. (Lehtomäki & Moilanen 2013). Pour calculer la contribution de chacune des zones à ces critères, Zonation utilise un algorithme qui considère l'ensemble des zones puis qui calcule de manière itérative la diminution de la valeur des critères choisis engendrée par le retrait de chacune de ces zones. Cela permet ensuite d'obtenir une carte hiérarchisée du territoire étudié où chaque zone est notée entre 0, zones faiblement contributives pour les critères choisis, donc faiblement prioritaires, et 1, zones les plus contributives pour les critères choisis, donc à protéger en priorité.

Perspectives

Les résultats présentés ici sont des résultats préliminaires, menés pour éprouver la démarche allant de la co-construction des scénarios, à leur traduction sous forme de cartes jusqu'à l'analyse des continuités. Ainsi, la même démarche pourra être appliquée pour les autres scénarios (pessimiste/optimiste) ainsi que pour les deux autres sites d'étude pour lesquels des scénarios ont été développés avec les acteurs locaux (Mont Ventoux et Alpilles, Chapitre IV) dans le cadre de projets et collaborations à venir.

Une approche plus complète sur chacun de ces sites permettra ensuite de proposer des priorités de conservation sur les continuités écologiques. La combinaison de plusieurs scénarios permet de proposer des pistes de réflexion sur les enjeux de conservation, comme évoqué dans la première partie du Chapitre IV.

Cette méthode sera par la suite éprouvée pour analyser l'impact potentiel de création ou d'améliorations des infrastructures de transport sur les continuités écologiques dans le cadre d'un projet ITTECOP, E=RC+. Elle permettra également de tester l'impact d'actions de gestion dans le cadre du projet porté par l'ARPE sur le piémont de la Sainte Victoire et sur la restauration des ripisylves.

Références

- Albert, C.H., Rayfield, B., Dumitru, M. & Gonzalez, A. (2017) Applying network theory to prioritize multi-species habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation Biology*, n/a-n/a.
- Allouche, O., Tsoar, A. & Kadmon, R. (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, **43**, 1223–1232.
- Avon, C., Bergès, L. & Roche, P. (2014) Comment analyser la connectivité écologique des trames vertes ? Cas d'étude en région méditerranéenne. *Revue SET*, 14–19.
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C.H. & Thuiller, W. (2012) Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many?: How to use pseudo-absences in niche modelling? *Methods in Ecology and Evolution*, **3**, 327–338.
- Beier, P., Spencer, W., Baldwin, R.F. & McRAE, B.H. (2011) Toward Best Practices for Developing Regional Connectivity Maps: Regional Connectivity Maps. *Conservation Biology*, **25**, 879–892.
- Bozino, D. & Chassery, C. (2017) *Des Caractéristiques Fonctionnelles Aux Profils Écologiques : Étude de Cas Menée Sur Les Mammifères, Amphibiens et Reptiles En France*. Rapport de Stage Master 1, Aix Marseille Université.
- Carroll, C., McRae, B.H. & Brookes, A. (2011) Use of Linkage Mapping and Centrality Analysis Across Habitat Gradients to Conserve Connectivity of Gray Wolf Populations in Western North America: *Centrality and Habitat Connectivity*. *Conservation Biology*, **26**, 78–87.
- Crooks, K.R. & Sanjayan, M. (2006) *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press.
- DATAR. (2011) *Territoires 2040 - Des Systèmes Spatiaux En Prospective*. La Documentation Française.
- Emsellem, K., Lizard, S. & Scarella, F. (2012) La géoprospective : l'émergence d'un nouveau champ de recherche ? *Espace géographique*, **41**, 154.
- GASBI. (2016) *La Biodiversité, Cette Obligation Qui Nous Relie*. ARPE PACA.
- Geniaux, G. & Napoleone, C. (2011) Evaluation des effets des zonages environnementaux sur la croissance urbaine et l'activité agricole. *Economie et statistique*, 181–199.
- Girardet, X., Foltête, J.-C. & Clauzel, C. (2013) Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures. *Environmental Impact Assessment Review*, **42**, 10–17.
- Heller, N.E. & Zavaleta, E.S. (2009) Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, **142**, 14–32.
- Hilker, F.M., Hinsch, M. & Poethke, H.J. (2006) Parameterizing, evaluating and comparing metapopulation models with data from individual-based simulations. *Ecological Modelling*, **199**, 476–485.
- Houet, T., Grémont, M., Vacquié, L., Forget, Y., Marriotti, A., Puissant, A., Bernardie, S., Thiery, Y., Vandromme, R. & Grandjean, G. (2017) Downscaling scenarios of future land use and land cover changes using a participatory approach: an application to mountain risk assessment in the Pyrenees (France). *Regional Environmental Change*.

- Irwin, E.G. & Bockstael, N.E. (2007) The evolution of urban sprawl: Evidence of spatial heterogeneity and increasing land fragmentation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**, 20672–20677.
- Jetz, W., Wilcove, D.S. & Dobson, A.P. (2007) Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds ed G.M. Mace. *PLoS Biology*, **5**, e157.
- Kok, K., Rothman, D.S., Patel, M. & De Groot, D. (2004) Multi-scale participatory local scenario development: Using Mediterranean scenarios as boundary conditions. *Bridging Scales and Epistemologies workshop, Millennium Ecosystem Assessment, Alexandria, Egypt*. <http://www.millenniumassessment.org/documents/bridging/papers/kok.kasper.pdf> (accessed May 28, 2006)
- Lehtomäki, J. & Moilanen, A. (2013) Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, **47**, 128–137.
- Mazaris, A.D., Papanikolaou, A.D., Barbet-Massin, M., Kallimanis, A.S., Jiguet, F., Schmeller, D.S. & Pantis, J.D. (2013) Evaluating the Connectivity of a Protected Areas' Network under the Prism of Global Change: The Efficiency of the European Natura 2000 Network for Four Birds of Prey ed B. Hérault. *PLoS ONE*, **8**, e59640.
- Meurant, M., Gonzalez, A., Doxa, A. & Albert, C. (In Prep.) Surrogate species for connectivity conservation.
- Moilanen, A., Franco, A.M., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B. & Thomas, C.D. (2005) Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **272**, 1885–1891.
- Moilanen, A. & Nieminen, M. (2002) Simple Connectivity Measures in Spatial Ecology. *Ecology*, **83**, 1131–1145.
- Nicholson, E., Westphal, M.I., Frank, K., Rochester, W.A., Pressey, R.L., Lindenmayer, D.B. & Possingham, H.P. (2006) A new method for conservation planning for the persistence of multiple species: Multiple species conservation planning. *Ecology Letters*, **9**, 1049–1060.
- Opdam, P., Pouwels, R., Rooij, S., Steingröver, E. & Vos, C. (2008) Setting Biodiversity Targets in Participatory Regional Planning: Introducing Ecoprofiles. *Ecology and Society*, **13**.
- Pelletier, D., Clark, M., Anderson, M.G., Rayfield, B., Wulder, M.A. & Cardille, J.A. (2014) Applying Circuit Theory for Corridor Expansion and Management at Regional Scales: Tiling, Pinch Points, and Omnidirectional Connectivity ed B. Hérault. *PLoS ONE*, **9**, e84135.
- Plaetevoet, K. (2016) *Développer Un Outil de Renseignement de L'écologie Des Espèces Pour L'établissement D'un Diagnostic Trame Verte et Bleue*. Mémoire de fin d'études d'ingénieur, VetAgro Sup.
- Rayfield, B., Pelletier, D., Dumitru, M., Cardille, J.A. & Gonzalez, A. (2016) Multipurpose habitat networks for short-range and long-range connectivity: a new method combining graph and circuit connectivity. *Methods in Ecology and Evolution*, **7**, 222–231.
- Réseau Régional des Espaces Naturels Provence - Alpes - Côte d'Azur. (2015) *Analyse Des Continuités Écologiques - Le Cas Des Piémonts Agricoles de L'arrière-Pays Provençal*.

- SILENE. (2017) SILENE Faune, <http://faune.silene.eu/index.php?cont=accueil>
- Sordello, R. (2017) Trame verte et bleue : bilan des besoins, enjeux et actions de connaissance identifiés par les Schémas régionaux de cohérence écologique. *Naturae*, 1–22.
- Spangenberg, J.H., Fronzek, S., Hammen, V., Hickler, T., Jäger, J., Jylhä, K., Kühn, I., Marion, G., Maxim, L., Monterroso, I. & others. (2010) The ALARM scenarios. Storylines and simulations for analysing biodiversity risks in Europe. *Atlas of Biodiversity Risk*. Pensoft, Sofia-Moscow, 10–15.
- Tannier, C., Bourgeois, M., Houot, H. & Foltête, J.-C. (2016) Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: a joint contribution of advanced urban models and landscape graphs. *Land Use Policy*, **52**, 76–91.
- Terre de Liens Normandie. (2013) Convertisseur - Communes, <http://convertisseur.terredeliensnormandie.org/commune/#>
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. & Araújo, M.B. (2009) BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, **32**, 369–373.
- Voiron-Canicio, C. (2012) L'anticipation du changement en prospective et des changements spatiaux en géoprospective. *Espace géographique*, **41**, 99.
- Vos, C.C., Verboom, J., Opdam, P.F.M. & Ter Braak, C.J.F. (2001) Toward Ecologically Scaled Landscape Indices. *The American Naturalist*, **157**, 24–41.
- Wiens, J.A., Hayward, G.D., Holthausen, R.S. & Wisdom, M.J. (2008) Using Surrogate Species and Groups for Conservation Planning and Management. *BioScience*, **58**, 241–252.

ANNEXES

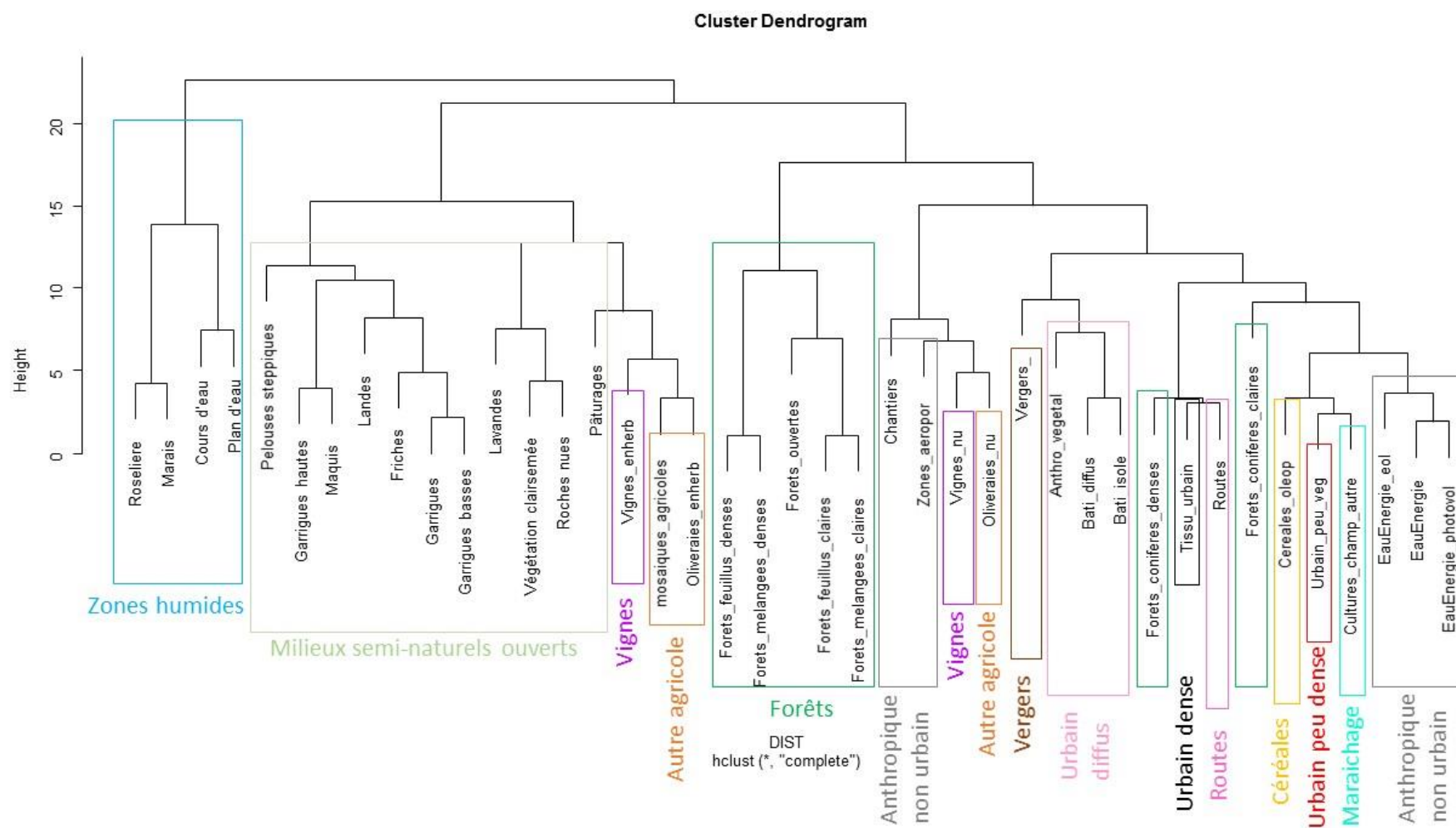
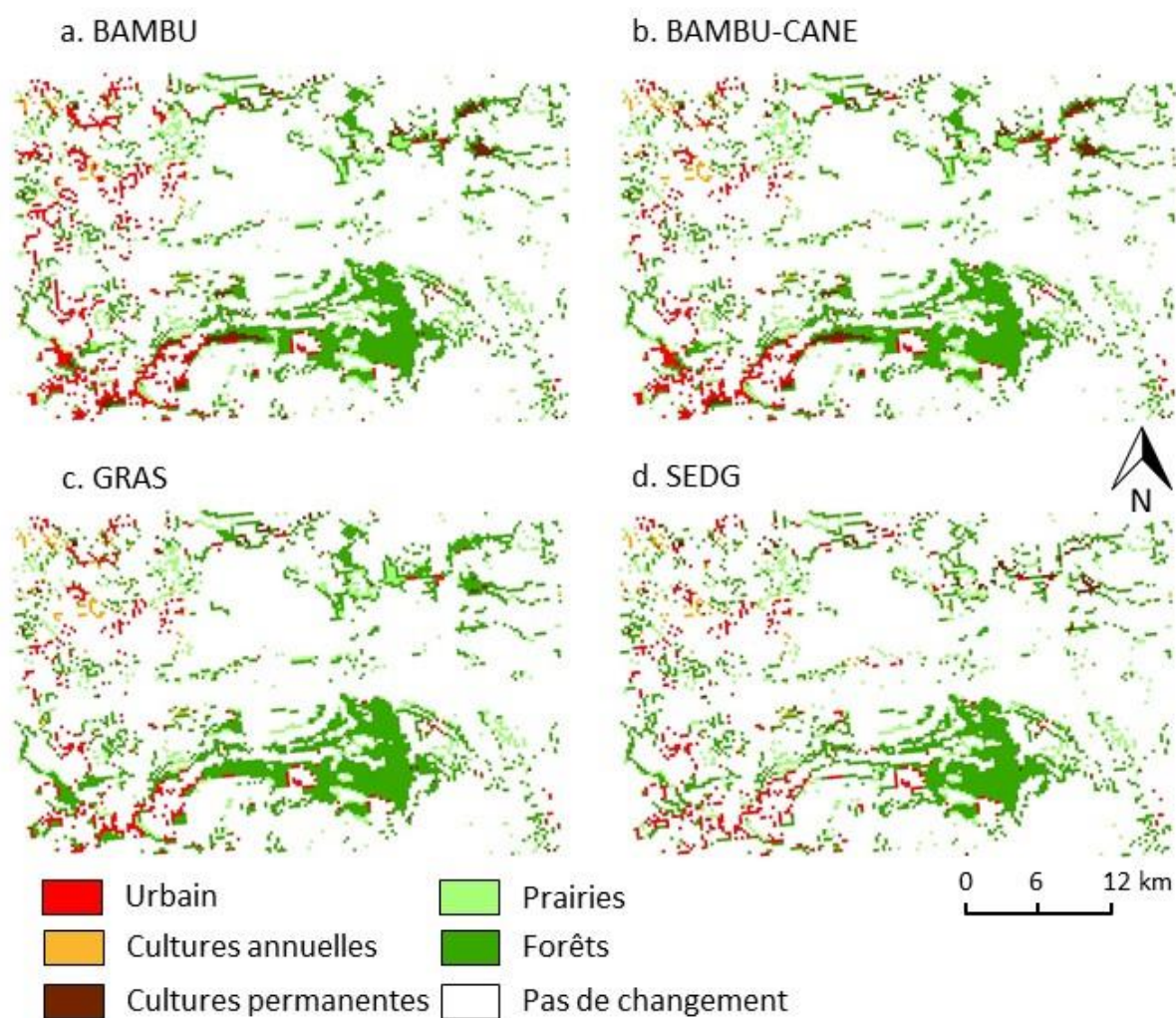


Fig. S5.1 : Dendrogramme des occupations du sol renseignées dans la matrice d'habitats par espèces fournie par l'ARPE en fonction de leur effet sur l'ensemble des 26 espèces (valeur allant de 0, défavorable, à 3, très favorable). Les occupations du sol non présentes sur le site de la Ste Victoire (par exemple Dunes ou Lagunes) ont été retirées préalablement.

Dans le chapitre IV, l'intérêt de combiner des scénarios technologiques et participatifs a été montré pour proposer des scénarios locaux adaptés au territoire.

Pour le site de la Sainte Victoire, les scénarios technologiques européens issus du programme ALARM (Spangenberg *et al.* 2010) proposent une augmentation de la forêt sur la partie sud du site et une augmentation de l'urbain autour des villes existantes, principalement au Nord et au Sud d'Aix en Provence pour 2050 (voir ci-après). On note une augmentation des cultures permanentes sur le Nord Est du site dans les scénarios BAMBU et BAMBU-CANE (cartes a. et b.).



Cartes de l'évolution future de l'occupation du sol (gain pour 5 classes : urbain, cultures annuelles, cultures permanentes, prairies, forêts) du site de la Sainte Victoire selon 4 scénarios issus du programme ALARM. BAMBU (Business As Might Be Usual, a.) est un scénario « au fil de l'eau », BAMBU-CANE (ContAgious Natural Epidemic, b.) est le même scénario socio-économique mais incluant une diminution de la population suite à une pandémie. GRAS (GRowth Applied Strategy, c.) est un scénario axé sur la globalisation et le libre-échange et SEDG (Sustainable European Development Goal, d.) vise au développement durable des sociétés.

Fig. 5.2. Evolution future de l'occupation du sol selon des scénarios technologiques pour le site Sainte Victoire

Conclusion et perspectives

En introduction de ce manuscrit, nous évoquions deux grandes limites à l'identification des enjeux de continuités écologiques, à savoir la prise en compte des espaces agricoles et des dynamiques spatiales et temporelles de changements.

A travers les cinq chapitres, un certain nombre de points autour de ces questions ont été abordés. Je propose ici de voir quelles sont les solutions possibles pour remédier aux deux limites identifiées et quelles perspectives elles offrent à la fois pour la recherche scientifique et pour le transfert vers la pratique. Ces éléments me permettront ensuite d'ouvrir ces perspectives aux projets qui viendront compléter le travail de recherche réalisé au cours de cette thèse.

Mieux tenir compte des espaces agricoles dans les enjeux de conservation de la biodiversité

Tout d'abord, nous avons présenté les difficultés pour inclure les espaces agricoles dans les méthodes d'identification d'enjeux écologiques d'une part à cause de l'ambivalence de ces espaces, à la fois réservoir et source de pression pour la biodiversité et d'autre part à cause de la difficulté à mesurer l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité. Néanmoins, nous avons confirmé l'importance de prendre en compte l'agriculture et les pratiques agricoles dans les diagnostics d'enjeux écologiques. Si les résultats que nous avons obtenus dans le Chapitre I, notamment à partir des études publiées dans la littérature scientifique, confirment la difficulté de mesurer un effet général des pratiques agricoles sur la biodiversité, ils permettent toutefois d'identifier des tendances plus favorables que d'autres.

L'importance d'intégrer l'agriculture dans l'identification d'enjeux de conservation

Intégrer des informations sur l'agriculture et les pratiques agricoles dans les processus d'identification de priorités de conservation est un enjeu important. En effet, nous avons montré dans le Chapitre II que la prise en compte de l'agriculture comme une pression influence l'identification spatiale d'enjeux de conservation, presque tout autant que la prise en compte du réseau de transport ou de l'impact de la population à large échelle (Chapitre II, Hervé et al., 2016). Nous avons également montré que les facteurs de pression associés aux différents types de cultures modifient les cartes de priorisation de manière forte (entre 32% et 21% de différences avec le protocole de référence). La calibration de ces facteurs de pression est donc un élément important dans la priorisation d'enjeux de conservation. L'incertitude autour de cette calibration liée à une méconnaissance de l'effet des espaces agricoles sur la biodiversité peut conduire à une évaluation incertaine et incomplète des enjeux.

De plus les pratiques agricoles impactent tout autant la biodiversité que les types de culture (Reidsma et al., 2006), comme nous l'avons confirmé dans le Chapitre I.

Mais nos résultats du Chapitre II ne sont pas très probants sur cette question. En effet, nous montrons une faible contribution de l'effet des pratiques sur les cartes d'enjeux de conservation. Cela est probablement dû à la manière dont nous avons intégré ces pratiques qui reste très limitative. En effet, nous avons utilisé, dans notre évaluation, les données de l'indicateur HNV développé par Solagro (Pointereau et al., 2007) qui traduisent des pratiques favorables à la biodiversité à travers trois critères : la diversité d'assolement, la présence d'éléments naturels et un indicateur de pratiques extensives. Mais le peu de données concrètes sur les pratiques extensives conduit à baser cet indicateur uniquement sur les types de cultures et il ne reflète donc que de manière très partielle les pratiques en elles-mêmes.

La même question de la prise en compte affinée des espaces agricoles, au travers des types de cultures et des pratiques, se retrouve dans le Chapitre V pour les analyses de la connectivité des paysages. En effet, ces analyses s'appuient sur une quantification de la qualité des habitats et de l'hostilité des milieux environnants (matrice) et nécessitent donc de caractériser plus finement le lien type de culture/qualité d'habitat. Par exemple, les experts qui ont aidé à construire la matrice habitat/espèce utilisée dans le Chapitre V ont noté l'importance de l'enherbement dans les vignes pour l'Outarde canepetière (Plaetevoet, 2016). Utiliser des types de cultures combinés aux pratiques permettrait ainsi de définir précisément la matrice habitat et ce pour chaque espèce. Mais cette caractérisation fine nécessite d'avoir les données suffisantes pour cartographier les différents habitats définis jusqu'au niveau des pratiques.

D'une manière générale, nos résultats montrent donc que prendre en compte les pratiques agricoles dans la définition des enjeux de conservation à différents niveaux (continuités ou réservoirs) reste un véritable challenge et ce pour deux raisons principales : 1) le manque de connaissances sur l'effet des pratiques agricoles sur la biodiversité ; 2) le manque de données fines sur ces pratiques.

Des effets des pratiques difficiles à quantifier

Comme les résultats du chapitre I le confirment, il est difficile de définir les pratiques agricoles les plus favorables à la biodiversité ou de déterminer un « agro-écosystème idéal ».

Tout d'abord, il est possible de déterminer des pratiques favorables dans un cas précis (espèce, pratique, échelle spatiale étudiée). Par exemple, les résultats de notre analyse de la littérature scientifique, obtenus dans le Chapitre I, montrent que les habitats semi-naturels et leurs caractéristiques sont favorables dans 100% des observations à la présence d'oiseaux et de plantes (occurrence).

Mais il est difficile de généraliser ces conclusions pour l'ensemble de la biodiversité et pour des contextes variés. La récente évaluation de l'efficacité des mesures agro-environnementales pour la biodiversité fait le même constat : des mesures locales et précises sont efficaces mais les mesures prises à large échelle et non adaptées au contexte local se retrouvent inefficaces voire contre-productives (Pe'er et al., 2017).

Nos résultats ont confirmé que l'impact d'une pratique agricole sur la biodiversité dépend de nombreux paramètres, notamment de l'espèce à laquelle on s'intéresse ainsi que du type de biodiversité mesuré. Ainsi, une action peut être favorable pour certaines espèces mais défavorable pour d'autres. Par exemple, les haies peuvent avoir un effet positif sur l'abondance de certains oiseaux (corvidés, Gabriel et al., 2010) mais négatif sur l'abondance d'autres espèces d'oiseaux (ex. Vanneau huppé, Hinsley and Bellamy, 2000). Plusieurs autres études proposent de déterminer des indicateurs de biodiversité au sein des espaces agricoles mais peinent à obtenir des résultats robustes (Billeter et al., 2008; Büchs et al., 2003; Kadoya and Washitani, 2011). Ces résultats s'expliquent pour trois raisons majeures.

Premièrement, chaque espèce a sa propre écologie qui génère des besoins différents, dans le temps ou dans l'espace et qui rendent leurs interactions avec le milieu différentes : type d'habitat, régime alimentaire, période d'activité (diurne/nocturne) etc. Dans l'exemple utilisé ci-dessus, ces deux types d'oiseaux présentent des écologies différentes avec un groupe d'espèces très généralistes et ubiquistes, les corvidés et une espèce inféodée aux milieux ouverts, le Vanneau huppé, qui réagissent donc différemment à la présence de haies.

Deuxièmement, différentes mesures de biodiversité peuvent être utilisés pour quantifier l'effet d'une pratique. Nos résultats ont montré que l'abondance et les mesures de richesses spécifiques (dont la diversité alpha) étaient les plus utilisées (Chapitre I). Néanmoins, ces mesures peuvent traduire des réponses différentes à une même pratique car elles ne mesurent pas exactement les mêmes aspects de la biodiversité. Par exemple, l'abondance mesure le nombre d'individus d'une espèce ou d'un groupe d'espèces alors que la richesse spécifique quantifie le nombre d'espèces. Une pratique peut alors être favorable à une espèce parmi un groupe d'espèces, ce qui augmente l'abondance mais diminue la richesse spécifique. Par ailleurs, les autres indicateurs de diversité, comme la diversité bêta et gamma concernent des échelles de mesure différentes ce qui peut modifier les résultats.

Troisièmement, l'interaction entre les différents paramètres (type de culture, hétérogénéité, mode de production), rend difficile les mesures in situ comme nous l'avons discuté dans le Chapitre I. De plus, des études ont montré que ce sont les trajectoires d'usage du sol (les types de cultures et les pratiques passés) et non seulement l'usage des sols actuel qui influencent la biodiversité observée (Le Roux et al., 2008). Construire un échantillonnage robuste assurant une mesure fine de l'impact d'une pratique nécessite alors de tenir compte de ces interactions et donc de caractériser finement les pratiques actuelles et passées, à différentes échelles. Cependant, les informations sur les pratiques sont difficiles à connaître. Développer des approches plus expérimentales, où les paramètres (pratiques, types de cultures, historique des parcelles, éléments paysagers etc.) peuvent être contrôlés et quantifiés précisément permettrait des mesures plus fines de l'impact de chaque pratique sur la biodiversité.

Malgré tout il est possible de définir un cadre général pour une agriculture plus favorable à la biodiversité, à partir de la compilation des résultats scientifiques et de retours d'expérience sur le terrain (Chapitre I). En effet, nous pouvons conclure que maintenir l'hétérogénéité du paysage permet de proposer une mosaïque de conditions différentes et ainsi répondre aux besoins d'un maximum d'espèces (Benton et al., 2003; Fahrig et al., 2011). Cette hétérogénéité peut être caractérisée à plusieurs échelles : mosaïques de grands types d'habitats (ouverts, semi-ouverts, forestiers), mosaïque de types de cultures (cultures annuelles, cultures permanentes, prairies), mosaïque de pratiques (agriculture biologique, bandes enherbées, haies, agriculture conventionnelle, différentes dates de fauche etc.). L'hétérogénéité concerne également la présence et le type d'habitat semi-naturel dont peuvent disposer les espèces : haies, bordures, talus, murets en pierre, arbres isolés etc. En outre, nous avons également montré que le maintien des habitats semi-naturels, ou zones refuges, et de la mosaïque agricole sont parmi les pratiques les plus conseillées, à la fois par les gestionnaires d'aires protégées et par les conseillers agricoles, et les plus appliquées sur le terrain par les agriculteurs.

Néanmoins, il est nécessaire de continuer à caractériser les relations biodiversité/agriculture pour enrichir la connaissance générale et permettre des diagnostics d'enjeux écologiques plus complets.

Une faible disponibilité des données fines sur les pratiques agricoles

Cependant, les données nécessaires à la caractérisation des pratiques sont rarement disponibles ou ont souvent un degré de précision moyen comme par exemple agrégées au niveau d'une commune ou une moyenne d'intrants chimiques sur plusieurs années. En effet, la confidentialité de certaines informations et les lacunes des méthodologies existantes pour mesurer les pratiques rendent les données difficiles à produire.

En effet, la confidentialité de certaines données les rend peu ou pas utilisables, comme pour les données concernant l'agriculture biologique qui sont, lorsqu'elles sont disponibles, agrégées au niveau de la commune de l'exploitation agricole. Également confidentielles, les données collectées lors des

déclarations d'agriculteurs afin de bénéficier des aides de la Politique Agricole Commune (PAC) ou pour calculer les cotisations à la Mutualité Sociale Agricole (MSA) pourraient apporter des informations quantitatives et spatiales sur les pratiques et les types de cultures à une résolution très fine (parcelle).

Par ailleurs, il existe des méthodologies pour collecter des données sur les pratiques agricoles.

Dans certains cas, il est possible de déduire les pratiques de photographies satellites à haute résolution, comme pour l'enherbement de cultures permanentes (Delenne et al., 2010), les haies (Vannier et al., 2011) ou encore les résidus de culture (Vaudour et al., 2014). Néanmoins, c'est une approche laborieuse, en particulier pour cartographier les pratiques sur des sites d'étude vastes. Cette méthode est donc difficilement utilisable pour produire des données à l'échelle régionale ou nationale. Par ailleurs, ces pratiques peuvent avoir une très grande variabilité entre années ou entre mois et la détection de telles pratiques dépend également de la période des photographies. Pour être utilisée dans des diagnostics à échelle fine, cette méthode doit donc être répétée à partir de plusieurs photographies entre saisons et années. De plus, elle rend compte uniquement des pratiques visuelles et ne permet pas de prendre en compte des pratiques comme l'utilisation d'intrants chimiques, dont nous avons montré l'impact sur la biodiversité dans le Chapitre I.

Il est toutefois possible de caractériser ces pratiques par d'autres approches comme en s'appuyant sur des entretiens pour connaître une tendance moyenne des pratiques d'un territoire (ex. moyenne annuelle des intrants chimiques utilisés, Herzog et al., 2006). Cependant, cette approche présente également ses limites, avec des données partielles et dépendantes de la coopération des acteurs.

Continuer à développer ces méthodes pour mesurer les pratiques agricoles afin d'arriver à une approche robuste est donc un enjeu important pour améliorer les diagnostics d'enjeux écologiques.

Une solution possible pour remédier aux limites identifiées ci-dessus serait de s'appuyer sur la science participative. En effet, la récolte de données en quantité importante au travers de programmes de science participative serait une solution pour multiplier les cas d'études. Le programme Observatoire Agricole de la Biodiversité vise à recenser la biodiversité ordinaire au sein des parcelles, basée sur quatre guildes : les papillons, les vers de terre, les abeilles solitaires et la microfaune à la surface du sol. Développé sur toute la France, ce programme s'appuie sur des protocoles précis qui permettent également de recenser les types de cultures et les pratiques, des caractéristiques du paysage (notamment voisinage de la parcelle étudiée) et des informations météorologiques (qui peuvent influencer les résultats pour certaines espèces). Ainsi, des données ont pu être recueillies sur 788 parcelles en 2016 (Observatoire Agricole de la Biodiversité, 2016). Ces données pourraient être traitées en fonction des pratiques et des éléments paysagers afin de venir compléter les résultats scientifiques.

Importance du transfert vers l'application de terrain au travers des politiques publiques et des acteurs

Identifier les pratiques agricoles favorables à la biodiversité est également un enjeu pour cibler les pratiques à promouvoir au sein des politiques publiques. Dans ce contexte, le groupe d'experts EKLIPSE récemment créé a pour but d'identifier des pratiques agricoles à promouvoir au sein de la PAC (EKLIPSE, 2017).

De plus, identifier et promouvoir des pratiques agricoles favorables à la biodiversité au travers d'outils de contractualisation permettrait de compléter les outils actuels d'application de la TVB au niveau local. En effet, l'action des documents d'urbanisme, principale source d'application locale de la TVB, est limitée aux réglementations qu'ils peuvent mettre en place sur l'urbanisation et les zonages. Le

développement de pratiques agricoles favorables, au travers de contrats, permettrait donc d'élargir la protection locale des continuités écologiques.

Nous avons discuté plus haut de l'efficacité des mesures contractuelles en fonction de leur niveau de conception (Pe'er et al., 2017; Stoate et al., 2001). Ces études montrent également qu'il est nécessaire de bien sensibiliser les acteurs en amont et de les accompagner techniquement et financièrement dans la mise en place de telles mesures.

Ainsi, la motivation à mettre en place de telles pratiques est un paramètre important à connaître pour développer des mesures qui seront appliquées. Nos résultats montrent que si les acteurs rencontrés appliquent les mesures pour des motivations environnementales, c'est principalement un choix de mode de vie global qui aiguille leur choix (Chapitre I). L'argument financier rentre également en ligne de compte, surtout lorsqu'il implique une meilleure valorisation de la production agricole (argument marketing). Afin d'appuyer les aides financières accompagnant ces mesures, il est possible de promouvoir les services écosystémiques portés par la biodiversité. C'est un élément dont certains agriculteurs ont conscience et, lors des entretiens, nous avons pu discuter, par exemple, du rôle des éléments semi-naturels, en particulier les haies, comme abris pour les prédateurs de ravageurs de culture. Promouvoir ces bénéfices indirects permettrait également de valoriser la mise en place de pratiques favorables à la biodiversité, en particulier lorsque celles-ci sont peu ou pas soutenues par des aides financières comme celles de la PAC.

Pour assurer une meilleure application de telles pratiques, il est également nécessaire de transférer les connaissances scientifiques vers les acteurs de terrain, agriculteurs et conseillers agricoles mais également gestionnaires d'aires protégées qui sont amenés à développer des actions spécifiques avec les agriculteurs. Les entretiens menés dans le Chapitre I ont permis de souligner le besoin de plus d'échanges entre acteurs de terrain et scientifiques et de plus de rapports synthétiques concernant les résultats scientifiques. Ainsi, le choix du support pour promouvoir les pratiques à mettre en place est très important. Nos résultats du Chapitre I montrent que les acteurs n'utilisent pas uniquement les conseillers agricoles et les différents organismes d'accompagnement pour les aider à connaître les pratiques agricoles à mettre en place, mais également d'autres sources comme internet ou les livres et revues spécialisés. Par ailleurs, nous avons montré que les supports techniques à destination des agriculteurs et des conseillers agricoles proposaient souvent la mise en place généralisée de certaines pratiques, sans tenir compte d'un effet négatif possible sur certaines espèces (Chapitre I). Il est donc nécessaire de produire des documents à destination de ces acteurs qui synthétisent les résultats provenant des études scientifiques tout en avertissant sur les conséquences possibles.

Prendre en compte les dynamiques territoriales temporelles et spatiales

Nous avons également montré que les différentes approches utilisées pour conserver la biodiversité visent à protéger des habitats à un temps t mais sans tenir compte des changements environnants qui pourraient modifier leur fonctionnalité. Nous avons vu au travers de cette thèse que la prospective offre la possibilité de tenir compte des changements qui pourraient affecter une tache d'habitat. En effet, la prospective permet d'explorer les futurs possibles et d'incorporer des projets pour évaluer leurs impacts sur la biodiversité. De plus, c'est également une approche qui amène la société à réfléchir sur ses capacités d'évolution et sur la trajectoire à emprunter pour atteindre un avenir souhaité (Voiron-Canicio, 2012). Nous avons présenté différents types de scénarios employés pour explorer les impacts des changements d'occupation et d'usage du sol sur la biodiversité.

Usage du sol et biodiversité : des scénarios à l'échelle régionale

A large échelle, des scénarios, que nous avons appelés « technologiques » sont utilisés pour évaluer l'impact du changement climatique et/ou d'orientations socio-économiques sur la biodiversité (de Chazal and Rounsevell, 2009; Pereira et al., 2010; Titeux et al., 2016). Cependant, nous avons montré dans le Chapitre III que ces scénarios n'étaient pas les plus adaptés pour questionner des enjeux de biodiversité future. En effet, ceux-ci présentent des résolutions spatiales (ex. 50km), thématiques (occupation du sol grossière, pas ou peu de prise en compte des usages) et temporelles trop larges pour être utilisés au niveau régional (Chapitre III). En outre, nous avons également montré que cela pouvait être plus efficace de les combiner entre eux, notamment entre familles, pour explorer un champ plus large de futurs possibles. Développer ce genre de scénario nécessite donc de tenir compte d'une résolution thématique et spatiale pertinente pour la biodiversité. En effet, nous avons montré dans le Chapitre I que les pratiques sont un élément important à prendre en compte en plus du type de culture. Inclure des informations sur les pratiques dès la conception du scénario, même si les données existantes ne sont pas toujours disponibles, est donc un élément déterminant. C'est notamment une des préconisations apportée par nos travaux au programme DIVERCROP (financé par ARIMNet2 2016) qui vise à produire des scénarios de l'évolution de l'agriculture pour le bassin Méditerranéen et à évaluer les conséquences de ces changements sur les services écosystémiques et la biodiversité.

A l'échelle locale, les scénarios participatifs permettent d'intégrer finement les dynamiques d'un territoire à partir des connaissances des acteurs, comme nous l'avons montré dans le Chapitre IV. Cependant, la co-construction est une démarche longue et fastidieuse pour arriver à obtenir des données quantitatives et la plupart des scénarios participatifs ne propose que des tendances quantitatives sur un territoire réduit.

Développer des scénarios adaptés à l'échelle régionale afin d'explorer les effets des changements d'occupation et d'usage du sol sur la biodiversité nécessite de tenir compte des dynamiques de changement à plusieurs échelles. En effet, nous avons vu, dans le Chapitre IV, que la région est influencée par des facteurs de changement globaux (ex. aides de la PAC pour l'agriculture), des facteurs régionaux (ex. politique de développement des transports) mais également des facteurs locaux voire très locaux (ex. conversion d'une exploitation agricole vers la viticulture). Les scénarios technologiques et participatifs ne sont donc pas adaptés pour cette échelle, en proposant soit des changements trop globaux, soit des changements trop fins.

Néanmoins, nous avons montré qu'il était possible de les utiliser au niveau régional en les combinant entre eux (Chapitre IV). En effet, les scénarios participatifs permettent de combler les limites des scénarios technologiques et d'affiner les informations qu'ils apportent. La connaissance des acteurs de leur territoire permet de préciser l'influence de facteurs plus régionaux ou locaux et leur impact sur les changements d'occupation et d'usage du sol. La combinaison de ces deux types de scénarios permet de proposer des scénarios mobilisables pour des analyses fines de biodiversité, en intégrant à la fois les informations sur les pratiques et les évolutions possibles.

Nous avons notamment présenté, au cours de cette thèse et des Chapitres IV et V, une méthode pour co-construire des scénarios et les appliquer à des questions de continuités écologiques. Cependant, notre démarche s'est heurtée à un grand nombre de choix pour paramétrer et développer nos scénarios. La méthode utilisée ici a été construite à partir de plusieurs approches existantes, notamment issues de la géographie (Houet et al., 2016). Les résultats narratifs et qualitatifs que nous avons obtenus ont ensuite été traduits en projections quantitatives (Chapitre V). La paramétrisation des changements réalisée au cours de ce chapitre aurait nécessité de réunir à nouveau les acteurs pour

un atelier d'une journée pour affiner à la fois les pratiques et les chiffres choisis et mener le processus de co-construction à son terme.

Il existe donc plusieurs manières de développer des scénarios au niveau d'un territoire ou d'une région. Eprouver différentes méthodes de prospective pour des questions de biodiversité et de continuités écologique scientifiquement permettrait ensuite de transférer une méthodologie robuste pour l'application de la prospective par des gestionnaires et des aménageurs.

Prospective, aménagement et continuités

Nous avons montré que la démarche utilisée ici, alliant prospective et analyse des continuités écologiques, présentait de nombreux atouts, à différents niveaux (Chapitre IV).

En effet, elle peut aider à l'évaluation d'impact de un ou plusieurs projets à venir. C'est notamment un outil précieux pour les différents volets de la séquence « Eviter, Réduire, Compenser », en permettant d'identifier les différentes alternatives de ces projets pour éviter ou réduire leurs impacts sur la biodiversité et pour affiner la localisation de mesures compensatoires.

Par ailleurs, cette approche permet également d'aider à prioriser les actions à entreprendre pour préserver la biodiversité. En effet, en comparant les changements du territoire à venir, sur des dynamiques d'occupation ou d'usage du sol ou suite aux changements climatiques, la démarche développée ici permet de tester de plusieurs manières les plans de conservation. Par exemple, il est possible d'orienter la conservation vers des zones clés pour la biodiversité aujourd'hui qui resteront des zones clés dans le futur ou au contraire vers des zones qui seront soumises à d'importants changements.

Enfin, intégrer une démarche prospective à l'identification des continuités écologiques permettrait de produire des éléments visuels qui peuvent illustrer différentes alternatives et servir de supports à la discussion et à la décision. En outre, la participation des acteurs à la co-construction des scénarios permet une meilleure compréhension et appropriation des enjeux de leur part. Cela conduit à des enseignements plus larges pour l'adaptation de la société ainsi qu'à une meilleure acceptation des projets ciblés par des démarches de scénarisation particulières.

Cependant, utiliser des scénarios pour produire des cartes d'enjeux de biodiversité nécessite des informations très fines sur les changements à venir pour le territoire, qui peuvent être obtenues notamment à partir de la combinaison d'approches à large et à petite échelle et en impliquant les acteurs.

Nous avons utilisé ici une approche simple de connexité (Chapitre V) pour tester notre démarche de prospective mais qui nécessite d'être complétée par la quantification des continuités à plusieurs niveaux. Or tous les choix méthodologiques concernant les analyses de connectivité menées dans le Chapitre V sont encore discutés au sein du milieu scientifique. En effet, la sélection d'espèces, le type de mesure de connectivité ou encore les méthodes de priorisation sont des sujets de recherche toujours en cours de développement.

Ainsi, il existe différentes approches pour choisir les espèces à utiliser pour mener des analyses de connectivité, basées sur les groupes taxonomiques (Caro and O'Doherty, 1999), sur les habitats ou sur les profils écologiques (Meurant et al., In Prep.; Nicholson et al., 2006; Vos et al., 2001).

Il existe également plusieurs méthodes pour mesurer la connectivité (théorie des graphes, connectivité fonctionnelle, connexité, Avon and Bergès, 2013). La théorie des graphes peut notamment être appliquée en utilisant les chemins les plus courts (distance euclidienne) ou en utilisant le chemin de moindre coût, qui permet de tenir compte des pratiques agricoles et de l'effet barrière de certains usages du sol comme les routes par exemple.

Enfin, les méthodes pour hiérarchiser les enjeux identifiés pour des espèces variées sont également un sujet de recherche en cours (Moilanen et al., 2005). Par exemple, le logiciel Zonation admet plusieurs critères qui peuvent être choisis pour identifier les priorités de conservation : maintien des espèces patrimoniales, des continuités écologiques ou minimisation des coûts économiques etc.

Au vu des apports possibles d'une démarche de prospective au sein de l'identification d'enjeux écologiques, il apparaît essentiel de proposer des outils scientifiques robustes pour construire une méthode transférable vers le terrain.

Transférer la méthodologie vers des applications pratiques

Pouvoir appliquer cette approche intégrant prospective et continuités écologiques à de réels projets d'aménagement présente deux enjeux clés quant au transfert des conclusions de la recherche vers les acteurs locaux.

En effet, les collectivités territoriales et les bureaux d'études sont demandeurs d'une méthode pour d'une part identifier les continuités écologiques et d'autre part évaluer l'effet des enjeux cumulés ou entrevoir différemment certains aménagements. La démarche développée ici pourrait donc être un outil méthodologique utilisé par les bureaux d'études dans le cadre des études d'impact ou pour l'accompagnement des communes dans l'élaboration des documents d'urbanisme.

Mais le transfert d'une telle méthodologie vers des cas plus appliqués et vers des acteurs locaux (bureaux d'études, collectivités) nécessite pour le moment un accompagnement scientifique. En effet, nous avons vu dans le paragraphe précédent qu'une telle méthode requiert encore des recherches scientifiques, notamment dans la méthodologie (par exemple, méthode d'identification des continuités écologiques). Il est nécessaire de bien préciser les choix inhérents à l'élaboration d'une telle méthodologie et les incertitudes qui en découlent. En effet, ces outils impliquent le paramétrage de nombreux points comme le choix des espèces à cibler et des méthodes de sélection de ces espèces ou le choix de la méthode d'élaboration des scénarios (mobilisation des acteurs, tendances des facteurs de changement à fixer etc.). Il apparaît donc important d'accompagner la mise en place de telles démarches sur des cas de recherche appliquée. L'application de la méthodologie bénéficie alors à la fois à l'aménagement du territoire, avec une méthode plus intégrative et plus cohérente mais également aux connaissances scientifiques au travers du retour d'expérience possible.

Cette question du transfert fait l'objet de trois projets mêlant recherche et application qui ont été lancés récemment et qui vont se poursuivre sur l'année 2018.

Tout d'abord, la méthode développée dans le Chapitre V va être complétée en collaboration avec l'Agence Régionale Pour l'Environnement PACA et le Grand Site Sainte Victoire pour proposer l'identification d'enjeux de conservation sur les continuités écologiques sur le piémont de la Sainte Victoire (collaboration en cours). L'analyse préliminaire conduite dans le chapitre V va notamment être enrichie par des mesures des continuités écologiques sur d'autres espèces (liste d'espèces établie par le Grand Site) et d'autres mesures de connectivité à plus grande échelle. Cette approche sera terminée par une phase de priorisation à l'aide de Zonation.

Nous travaillons également au développement de ce genre d'approches dans des collaborations avec d'autres types d'acteurs du territoire. Avec le Bureau d'Etude ECOMED, nous avons répondu à une demande de la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Corse avec le montage d'une étude sur l'effet cumulé des projets de développement sur les continuités écologiques dans la plaine orientale corse (financement en attente, porté par ECOMED). Cette démarche inclut à la fois prospective et analyse des continuités écologiques. Cette collaboration permettra de développer les compétences du bureau d'études, notamment sur l'articulation de la prospective avec les enjeux écologiques.

Enfin, les scénarios développés dans le Chapitre IV vont également être utilisés pour produire une méthodologie d'évaluation de la séquence ERC dans des projets d'aménagements dans le cadre d'un projet de recherche (Projet ITTECOP E=RC+, financé, porté par l'IMBE et AppeldaiR Consultants). En s'appuyant sur des experts du territoire issus de GASBI (Groupe d'échanges entre Aménageurs et Scientifiques autour de la Biodiversité et des Infrastructures), l'objectif est de co-construire une méthode qui permette la création d'aménagements futurs intégrant les enjeux écologiques et environnementaux (au travers de la séquence ERC) en amont et sous la contrainte des enjeux liés à l'aménagement (coûts, matériaux etc., définis par les aménageurs impliqués dans la démarche) et des enjeux plus sociétaux. Ce projet s'appuiera donc sur une démarche de prospective permettant de tester diverses alternatives d'un projet d'aménagement et d'en mesurer leurs conséquences sur les différents indicateurs choisis.

Références

- Avon, C., Bergès, L., 2013. Outils pour l'analyse de la connectivité des habitats.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18, 182–188. doi:10.1016/S0169-5347(03)00011-9
- 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.* 18–23.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., Van Wingerden, W.K.R.E., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.* 45, 141–150. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x
- Büchs, W., Harenberg, A., Zimmermann, J., Weiß, B., 2003. Biodiversity, the ultimate agri-environmental indicator?: Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 99–123. doi:10.1016/S0167-8809(03)00073-2
- Caro, T.M., O'Doherty, G., 1999. On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. *Conserv. Biol.* 13, 805–814. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.98338.x
- de Chazal, J., Rounsevell, M.D.A., 2009. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. *Glob. Environ. Change, Traditional Peoples and Climate Change* 19, 306–315. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.09.007
- Delenne, C., Durrieu, S., Rabatel, G., Deshayes, M., 2010. From pixel to vine parcel: A complete methodology for vineyard delineation and characterization using remote-sensing data. *Comput. Electron. Agric.* 70, 78–83. doi:10.1016/j.compag.2009.09.012
- EKLIPSE, 2017. Understanding Farmer Uptake: What measures are most promising to deliver on supporting biodiversity and ecosystem services in the next round of the Common Agricultural Policy (CAP)? [WWW Document]. URL <http://www.eklipse-mechanism.eu/activities> (accessed 11.15.17).
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M., Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol. Lett.* 14, 101–112. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x
- Gabriel, D., Sait, S.M., Hodgson, J.A., Schmutz, U., Kunin, W.E., Benton, T.G., 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales: Scale matters in organic farming. *Ecol. Lett.* 13, 858–869. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x
- Hervé, M., Albert, C.H., Bondeau, A., 2016. On the importance of taking into account agricultural practices when defining conservation priorities for regional planning. *J. Nat. Conserv.* 33, 76–84. doi:10.1016/j.jnc.2016.08.001
- Herzog, F., Steiner, B., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bukáček, R., De Blust, G., De Cock, R., Dirksen, J., Dormann, C.F., De Filippi, R., Frossard, E., Liira, J., Schmidt, T., Stöckli, R., Thenail, C., van Wingerden, W., Bugter, R., 2006. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *Eur. J. Agron.* 24, 165–181. doi:10.1016/j.eja.2005.07.006
- Hinsley, S., Bellamy, P., 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *J. Environ. Manage.* 60, 33–49. doi:10.1006/jema.2000.0360
- Houet, T., Marchadier, C., Bretagne, G., Moine, M.P., Aguejda, R., Viguié, V., Bonhomme, M., Lemonsu, A., Avner, P., Hidalgo, J., Masson, V., 2016. Combining narratives and modelling approaches to simulate fine scale and long-term urban growth scenarios for climate adaptation. *Environ. Model. Softw.* 86, 1–13. doi:10.1016/j.envsoft.2016.09.010
- Kadoya, T., Washitani, I., 2011. The Satoyama Index: A biodiversity indicator for agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140, 20–26. doi:10.1016/j.agee.2010.11.007

- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.-P., Trommetter, M., 2008. Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies (Expertise scientifique collective, synthèse du rapport). INRA (France).
- Meurant, M., Gonzalez, A., Doxa, A., Albert, C., In Prep. Surrogate species for connectivity conservation.
- Moilanen, A., Franco, A.M., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B., Thomas, C.D., 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 272, 1885–1891. doi:10.1098/rspb.2005.3164
- Nicholson, E., Westphal, M.I., Frank, K., Rochester, W.A., Pressey, R.L., Lindenmayer, D.B., Possingham, H.P., 2006. A new method for conservation planning for the persistence of multiple species: Multiple species conservation planning. *Ecol. Lett.* 9, 1049–1060. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00956.x
- Observatoire Agricole de la Biodiversité, 2016. Bilan 2016.
- Pe'er, G., Lakner, S., Müller, R., Passoni, G., Bontzorlos, V., Clough, D., Moreira, F., Azam, C., Berger, J., Bezak, P., Bonn, A., Hansjürgens, B., Hartmann, L., Kleemann, J., Lomba, A., Sahrbacher, A., Schindler, S., Schleyer, C., Schmidt, J., Schüler, S., Sirami, C., von Meyer-Höfer, M., Zinngrebe, Y., 2017. Is the CAP Fit for purpose? An evidence-based fitness-check assessment.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarrés, J.F., Araújo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W.L., Chini, L., Cooper, H.D., Gilman, E.L., Guénette, S., Hurtt, G.C., Huntington, H.P., Mace, G.M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R.J., Sumaila, U.R., Walpole, M., 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science* 330, 1496–1501. doi:10.1126/science.1196624
- Plaetevoet, K., 2016. Développer un outil de renseignement de l'écologie des espèces pour l'établissement d'un diagnostic Trame Verte et Bleue (Mémoire de fin d'études d'ingénieur). VetAgro Sup.
- Pointereau, P., Paracchini, M.L., Terres, J.M., Jiguet, F., Bas, Y., Biala, K., 2007. Identification of high nature value farmland in France through statistical information and farm practice surveys (No. Report-EUR 22786 EN). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M., Alkemade, R., 2006. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agric. Ecosyst. Environ.* 114, 86–102. doi:10.1016/j.agee.2005.11.026
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., Snoo, G.R. de, Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *J. Environ. Manage.* 63, 337–365. doi:10.1006/jema.2001.0473
- Titeux, N., Henle, K., Mihoub, J.-B., Regos, A., Geijzendorffer, I.R., Cramer, W., Verburg, P.H., Brotons, L., 2016. Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Glob. Change Biol.* 22, 2505–2515. doi:10.1111/gcb.13272
- Vannier, C., Vasseur, C., Hubert-Moy, L., Baudry, J., 2011. Multiscale ecological assessment of remote sensing images. *Landsc. Ecol.* 26, 1053–1069. doi:10.1007/s10980-011-9626-y
- Vaudour, E., Noirot-Cosson, P.-E., Membrive, O., 2014. Apport des images satellitaires de très haute résolution spatiale Pléiades à la caractérisation des cultures et des opérations culturales en début de saison. *Rev. Fr. Photogrammétrie Télédétection [S.I.]*, 97–103.
- Voiron-Canicio, C., 2012. L'anticipation du changement en prospective et des changements spatiaux en géoprospective. *Espace Géographique* 41, 99. doi:10.3917/eg.412.0099
- Vos, C.C., Verboom, J., Opdam, P.F.M., Ter Braak, C.J.F., 2001. Toward Ecologically Scaled Landscape Indices. *Am. Nat.* 157, 24–41. doi:10.1086/317004

Liste des acronymes utilisés

A1FI	Fossil Intensive A1 scenario
ADEAR	Association pour le Développement de l'Emploi Agricole et Rural
AEP	Agri-environmental Program
AFIDOL	Association Française Interprofessionnelle De l'Olive
AGROOF	société coopérative et participative spécialisée en Agroforesterie
AIM	Asian-Pacific Integrated Model
ALARM	Assessing Large-scale Risk for biodiversity with tested Methods
AM	Adapting Mosaic
ARPE	Agence Régionale Pour l'Environnement
ATEAM	Advanced Terrestrial Ecosystem Analysis and Modelling
AUC	Aire sous la courbe
BAMBU	Business At Might Be Usual
BAMBU-CANE	Business As Might Be Usual - ContAgious Natural Epidemic
BAMBU-SEL	Business As Might Be Usual - Shock in Energy Price Level
BAU	Business As Usual
BCAE	Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales
CAD	Contrat d'Agriculture Durable
CBD	Convention on Biological Diversity
CERPAM	Centre d'Etudes et de Réalisations Pastorales Alpes Méditerranées
CIVAM	Centre d'Initiatives pour Valoriser l'Agriculture et le Milieu rural
CLC	Corine Land Cover
CRPF	Centre Régional de la Propriété Forestière
CRSPN	Conseil Régional Scientifique du Patrimoine Naturel
DATAR	Délégation à l'Aménagement du Territoire et à l'Action Régionale
DGVM(s)	Dynamic Global Vegetation Model(s)
E=RC+	Investir le E de manière intégrative et mesurer les conséquences sur le R et le C dans le cadre des projets d'aménagements d'infrastructures
EECONET	European ECOlogical NETwork
ERC	Eviter Réduire Compenser
EU	European Union
FCA	Factorial Correspondence Analysis
GASBI	Groupe d'échange entre Aménageurs et Scientifiques autour de la Biodiversité et des Infrastructures
GCAM	Global Climate Assessment Model
GHG	Green House Gases
GIEC	Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
GLM	Modèle Linéaire Généralisé
GLOBIOM	GLObal BIOSphere management Model
GO	Global Orchestration
GRAB	Groupe de Recherche en Agriculture Biologique
GRAS	Growth Applied Strategy

GRAS-CUT	Growth Applied Strategy - Cooling Under Thermohaline collapse
HNV	High Nature Value
IAM(s)	Integrated Assesments Model(s)
IFM	Incidence Function Model
IMAGE	Integrated Model to Assess the Global Environment
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IRSTEA	Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
ITTECOP	Infrastructure de Transport Terrestre ECOSystème et Paysage
LUCC	Land-use/cover change
LUM(s)	Land-Use Model(s)
MA	Millenium ecosystem Assessment
MAE(t)	Mesure Agro-Environnementale (territorialisée)
MAgPIE	Model of Agricultural Production and its Impact on the Environment
MESSAGE	Model for Energy Supply Strategy Alternatives and their General Environmental impact
MiniCAM	Mini Climate Assessment Model
MOLUSC	Model Of Land-Use SCenarios
MOS	Mode d'Occupation du Sol
OS	Order from Strength
PAC /CAP	Politique Agricole Commune/Common Agricultural Policy
PACA	Provence Alpes Côte d'Azur
PLU(i)	Plan Local d'Urbanisme (intercommunal)
PNR	Parc Naturel Régional
RCP	Representative Concentration Pathways
REMIND	Regionalized Model for Investments and Development
ROC	Receiver Operating Characteristic
SAFER	Sociétés d'Aménagement Foncier et d'Etablissement Rural
SAU	Surface Agricole Utile
SCoT	Schéma de Cohérence Territoriale
SDM	Species Distribution Model
SEDG	Sustainable European Development Goal
SMAEMV	Syndicat Mixte D'aménagement et d'Equipement du Mont Ventoux
SRADDET	Schéma Régional d'Aménagement, de Développement Durable et d'Egalité des Territoires
SRCE	Schéma Régional de Cohérence Ecologique
SRES	Special Report on Emission scenarios
SSP	Shared Socio-economic Pathway
TG	Techno-Garden
TSS	True Skill Statistic
TVB	Trame(s) Verte(s) et Bleue(s)