HAL open science

Compensation écologique et transition agro-écologique

Isabelle Doussan

To cite this version:

Isabelle Doussan. Compensation écologique et transition agro-écologique. [Rapport de recherche] INRAE. 2022. halshs-03550886

HAL Id: halshs-03550886

https://shs.hal.science/halshs-03550886v1

Submitted on 1 Feb 2022

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

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

CompAg

Projet de recherche interdisciplinaire

ANR-17-CE 32 0014-02

RAPPORT SCIENTIFIQUE

Compensation écologique et transition agro-écologique

2018-2021

Sous la coordination d'Isabelle Doussan
(directrice de recherche INRAE)

RAPPORT SCIENTIFIQUE

Projet de recherche interdisciplinaire

CompAg

Offres agricoles de compensation et transition agroécologique

ANR-17-CE 32 0014-02

Structure du programme de recherche CompAg

CompAg est un projet financé par l'Agence nationale de la recherche (ANR) sur 4 ans (2018-2020 et l'année 2021 accordée au titre de la crise sanitaire Covid 19).
Il a également bénéficié du soutien du Méta-Programme Ecoserv INRA (2015-2016), de l'Université d'Avignon - Société Fédérative de Recherches Tersys- (2016) et du Ministère chargé de l'agriculture (thèse de Claire Pellegrin 2015-2018, dans le cadre du dispositif de formation continue par la recherche)

Le programme de recherche a été mené par une équipe comptant 20 chercheurs et quatre disciplines : l'écologie, l'économie, la sociologie et le droit

Phanette Barral, sociologue (INRAE)
Valérie Boisvert, économiste (Université Lausanne)
Ilaria Brunetti, mathématicienne, (INRAE)
Samuel Busson, Responsable d'étude biodiversité et foncier (CEREMA)
Marius Combes, juriste (Université Lyon 3)
Ali Douai, économiste (Université Côte d'Azur)
Isabelle Doussan, coordinatrice, juriste (INRAE)
Lucie Dupont, doctorante en écologie (Université Avignon)
Thierry Dutoit, écologue (CNRS)
Fanny Guillet, sociologue (CNRS)
Théophane Hazoumé, étudiant en Master 2 d'écologie (Université Avignon)
Alexandra Langlais, juriste (CNRS)
Marthe Lucas, juriste (Université Avignon)
Laurianne Mouysset, économiste (CNRS)
Claude Napoléone, économiste (INRAE)
Claire Pellegrin, doctorante, Ingénieure agro (ministère de l'Agriculture)
Rodolphe Sabatier, écologue (INRAE)
Yannick Simon, étudiant en Master 2 d'écologie Paris Saclay, stagiaire à Terre de liens
Sarah Vanuxem, juriste (Université Côte d'Azur)
Christel Vidaller, post-doctorante en écologie

Le programme CompAg a été conduit avec la **participation de trois partenaires privés** qui ont apporté des retours d'expérience et de terrains.

Agrosolutions, filiale expertise- conseil en agroenvironnement du groupe coopératif InVivo.
La Fédération des Conservatoires des espaces naturels, associations gestionnaires de sites naturels.
Terre de Liens, réseau associatif de l'économie sociale et solidaire.

Sommaire

Introduction **5**

Recommandations à la communauté scientifique et technique de la séquence ERC **9**

Partie 1. Définir la nature ordinaire et les services écosystémiques des agroécosystèmes **13**

1.1 Définir la nature ordinaire pour qu'elle soit prise en dans la mise en œuvre de la compensation écologique 13

1.2 Identifier les services écosystémiques rendus par les agro-écosystèmes en vue de leur prise en compte dans la séquence ERC 17

1.3 Discussion des résultats de l'analyse bibliométrique 20

1.4 Conclusion : perspectives et contraintes des recherches menées sur les services écosystémiques des agro-écosystèmes conventionnels 24

Partie 2. Possibilités d'émergence et limites d'une offre agricole de compensation écologique **25**

2.1 Évaluation de l'acceptabilité de la compensation écologique auprès des agriculteurs 26

2.2 Modélisation spatiale de la mise en œuvre de mesures d'offre de compensation environnementale 28

Partie 3. Analyse sociologique et juridique de la mise en œuvre de la compensation écologique par le secteur agricole **32**

3.1 Méthode d'enquête et présentation du matériau empirique 33

3.2 Mesures compensatoires et exploitations agricoles 34

3.3 Institutionnalisations régionales 39

Partie 4. Modèles bio-économiques pour l'évaluation de scénarios de mise en œuvre de la compensation écologique **45**

4.1 Effet de la prise en compte de l'incertitude sur l'efficacité de la mise en œuvre d'une mesure de compensation 45

4.2 Comparaison de différentes déclinaisons opérationnelles de la politique de compensation 47

Partie 5. Mobilisation des bases de données de capitalisation des mesures ERC à des fins de recherche : limites et perspectives **51**

5.1 Historique et objectifs des bases de données de capitalisation des mesures ERC 51

5.2 Bases exploitées et contenu 52

5.3 Analyse qualitative du contenu des bases 57

5.4 Perspectives d'utilisation pour les instructeurs, maîtres d'ouvrage, bureaux d'études et aménageurs 62

5.5 Perspectives d'utilisations des bases de données ERC pour la recherche 64

5.6 Limites actuelles de l'outil GeoMCE 68

5.7 Synthèse des recommandations pour améliorer GeoMCE et ses usages 68

Références **71**

Acronymes **75**

Annexes **76**

Analyse bibliométrique relative aux services écosystèmiques dans les agro-écosystèmes conventionnels 76

Introduction

Objectifs, hypothèses de recherche, méthodologie de CompAg

L'objectif de CompAg est de chercher à articuler l'obligation existante de compensation écologique et la plus-value environnementale afférente[1], d'un côté, avec la transition agro-écologique[2], d'un autre. Il s'agit ainsi de mettre en synergie deux objectifs actuels des politiques publiques agricole et environnementale : la transition agro-écologique qui suppose un changement substantiel des pratiques agricoles, et la mise en œuvre effective de la compensation écologique qui vise une absence de perte nette, voire un gain de biodiversité. L'intérêt d'articuler activités agricoles et compensation écologique est de pouvoir se concentrer sur des plus-values écologiques élaborées sur de la nature ordinaire - moins spécifique - et d'orienter les dispositifs de régulation vers des changements de pratiques agricoles susceptibles de trouver leur pérennité dans un équilibre économique inhérent à la filière.

Dans cette perspective, nous avons posé trois hypothèses conjointes :

- Les offres[3] agricoles de compensation écologique doivent concerner des espaces naturels non remarquables dont la reproductibilité est élevée (ou « nature ordinaire »). A ce titre, les fonctions, services écosystémiques et environnementaux, au cœur de l'agroécologie, y seront particulièrement considérés.

- Le changement de pratiques de production et de gestion des espaces agricoles vers une agriculture écologisée peut fournir un « gain écologique » (ou plus-value environnementale) reposant sur une activité économique pérenne, susceptible de perdurer pendant toute la durée des atteintes devant être compensées comme l'exige désormais le droit français.

- La constitution d'un mécanisme de compensation par les changements de pratiques agricoles nécessite d'être encadrée juridiquement et évaluée d'un point de vue économique afin d'en garantir les effets recherchés : additionnalité écologique et transition agro-écologique.

---

[1] La compensation écologique, telle qu'elle est instituée en France, consiste à autoriser une activité, en général soumise à étude d'impact, sous condition que soient compensés les dommages environnementaux générés qui n'ont pu être évités ou réduits. En vigueur depuis 1976 mais fort peu appliqué, le mécanisme de la compensation écologique a été progressivement renforcé pour finalement être institué comme une composante du principe de prévention des atteintes à l'environnement par la loi n° 2016-1087 du 8 Août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. Via la compensation écologique, désormais soumise à une obligation de résultat, l'objectif ambitieux visé est celui d'une absence de perte nette, voire de gain de biodiversité (L. 163-1.-I. C.Env.). Pour atteindre cet objectif, une personne soumise à une obligation de compensation peut y satisfaire soit directement, soit en confiant, par contrat, la réalisation de ces mesures à un opérateur de compensation (…), soit par l'acquisition d'unités de compensation dans le cadre d'un site naturel de compensation (L.163-1-II). La voie est donc ouverte à l'institutionnalisation d'échanges marchands entre les débiteurs de ces obligations de compensation et différents acteurs, dont des agriculteurs.

[2] Voir notamment C.rur. et de la pêche maritime, L.1 II : *Les politiques publiques visent à promouvoir et à pérenniser les systèmes de production agroécologiques, dont le mode de production biologique, qui combinent performance économique, sociale, notamment à travers un haut niveau de protection sociale, environnementale et sanitaire. Ces systèmes (…) sont fondés sur les interactions biologiques et l'utilisation des services écosystémiques et des potentiels offerts par les ressources naturelles (…).*

[3] Le terme est à comprendre ici dans un sens large, entendu comme toutes les situations où des exploitants agricoles sont amenés à mettre en œuvre des mesures compensatoires.

La nature ordinaire, point de convergence entre obligations de compensation et de transition agro-écologique

La nature considérée comme ordinaire, c'est-à-dire non protégée par un texte spécifique (voir la partir 2.2 qui dresse un état de la littérature relative à la définition de la nature ordinaire), est souvent oubliée, tant des politiques environnementales[4] que des études scientifiques relatives à la compensation écologique, qui se sont jusqu'à présent focalisées principalement sur les espaces et espèces spécialement protégés, autrement dit la biodiversité remarquable (Dutoit & Oberlinkels, 2013). Or la loi sur la biodiversité du 8 Août 2016 modifie sensiblement les enjeux de biodiversité de la compensation en prenant désormais en compte les fonctions écologiques, suivant en cela un mouvement de fond du droit de l'environnement (Fèvre, 2016). On observe que peu de travaux encore se sont intéressés aux services écosystémiques rendus par les espaces abritant une nature qualifiée d'ordinaire comprenant notamment une très grande partie des espaces agricoles. Or celle-ci peut également rendre de nombreux services écosystémiques y compris dans le maintien de la nature extraordinaire (cf. infra Partie 1). En l'absence de définition scientifique opérationnelle de la nature ordinaire susceptible d'être mobilisée dans le cadre de la compensation environnementale, nous avons proposé une clef de détermination de cette notion susceptible de hiérarchiser l'intérêt des espaces agricoles en la matière (cf. infra Partie 2). Mais au préalable, nous avons dû montrer que la nature ordinaire est bien comprise dans les obligations d'évitement, de réduction et surtout de compensation, ce qui ne va pas véritablement de soi[5]. En effet, si l'on peut considérer que les atteintes à la biodiversité ordinaire sont comprises par principe dans l'étude d'impact, ou par le processus plus général de l'évaluation environnementale aboutissant à la décision administrative[6], la réalité de terrain est tout autre. Ainsi, plus de quarante ans après l'entrée en vigueur de cette obligation, une enquête de terrain révèle par exemple que les impacts causés à ces milieux non seulement n'étaient pas compensés - ce qui a été confirmé depuis par de récentes études[7] - mais que la quasi-totalité des acteurs affirme qu'ils n'ont pas à l'être[8]. Pourtant, la mise en place de l'outil « étude d'impact » dans le droit international, communautaire et national à partir du milieu des années 1970 se fait selon une approche systémique (qui vise par exemple les équilibres biologiques ou les interactions entre milieux) et permet donc de prendre en compte les effets sur la nature ordinaire. A partir des années 1990, un double mouvement se fait jour ; d'un côté, les données récoltées dans les études d'impact gagnent en quantité et qualité sous l'effet de la professionnalisation des bureaux d'études, mais d'un autre, le principe de proportionnalité qui veut que seuls les effets importants ou principaux doivent être pris en compte, est interprété dans un sens étroit, c'est-à-dire que ces notions sont comprises comme les atteintes aux espèces spécialement protégées. A

[4] A. Treillard, *L'appréhension juridique de la nature ordinaire, thèse de droit public*, Université de Limoges, 2019.

[5] M. Lucas, « De la place de la nature ordinaire dans les études d'impact françaises de 1976 à nos jours : un combat à mener », *in* R. Beau, R. Luglia, A. Treillard (coord), *De la réserve intégrale à la nature ordinaire. Les figures changeantes de la protection de la nature (XIXe-XXIe siècle)*, Presses Universitaires de Rennes, 2021, sous presse.

[6] Art. L 122-1 III C. env.

[7] LONGEOT Jean-François et DANTEC Ronan, *Compensation des atteintes à la biodiversité : construire le consensus*, Rapport n°517 de la Commission d'enquête sénatoriale sur la réalité des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité engagées sur des grands projets d'infrastructures, intégrant les mesures d'anticipation, les études préalables, les conditions de réalisation et leur suivi, tome I, avril 2017, p. 114 ; GUILLET Fanny, LE FLOCH Claire et JULLIARD Romain, « Séquence Éviter-Réduire-Compenser : quelle biodiversité est visée par les mesures d'évitement ? », *Sciences, Eaux & Territoires*, INRAE, HS 58, 2019, p. 7 ; STEICHEN Pascale, « La compensation préalable des atteintes à la biodiversité dans le cadre des projets d'aménagement. Biodiversité protégée et biodiversité ordinaire : deux poids, deux mesures ? », *RJE* 4/2019, p. 705.

[8] THINUS Caroline, *Les atteintes à l'environnement en Alsace : analyse juridique de la compensation et de la réparation*, Rapport d'étude sous la direction de Marthe LUCAS et Marie-Pierre CAMPROUX-DUFFRENE, contrat de recherche effectué au Centre de Droit de l'Environnement, Strasbourg, mars-décembre 2009.

contrario, les effets sur les espèces et milieux non protégés spécifiquement, parce que considérés comme non ou moins vulnérables, ont systématiquement été jugés faibles et donc non pris en compte, aucune mesure d'évitement, de réduction et encore plus de compensation ne leur étant associée[9]. Puis, à partir des années 2010, les fonctions écologiques commencent à intégrer les droits sectoriels comme l'eau (zones humides), mais aussi la biodiversité puisque l'étude d'impact inclut, avec l'introduction de la trame verte et bleue, les continuités écologiques, et que des mesures ERC sont spécifiquement prévues en cas de fragmentation. Concomitamment les mesures compensatoires prescrites par l'autorité administrative doivent désormais garantir la fonctionnalité du site affecté de manière pérenne[10]. Malgré cela, il apparait que, si des progrès de la prise en compte de la nature ordinaire au stade de l'état initial peuvent être observés, il n'en va pas tout à fait de même en ce qui concerne l'analyse des effets du projet et encore moins de la définition des mesures ERC, en dehors du cas des zones humides. Aussi les chercheurs, toute discipline confondue, appellent à compenser davantage les atteintes à la nature ordinaire[11]. Ils dénoncent le paradoxe selon lequel « plus les impacts sont compensables, moins ils sont compensés[12] » et proposent des méthodologies intégrant les effets sur des écosystèmes communs. Ces appels sont d'autant plus solidement fondés que la loi biodiversité de 2016 apporte plusieurs éléments concourant à une prise en compte de la nature ordinaire. En particulier, le respect de l'équivalence écologique implique de tenir compte « des espèces, des habitats naturels et des fonctions écologiques affectées[13] ». Par ailleurs, raisonner en termes de fonctions voire de services[14] revient à sortir de l'optique purement patrimoniale des espèces et à faciliter la mise en œuvre de la compensation, d'autant qu'elle est concernée par d'une obligation de résultat. De plus, la compensation écologique vise désormais un objectif de non-perte nette de biodiversité. Or, cet objectif d'ordre quantitatif est impossible à atteindre si la compensation ne concerne qu'une partie de la nature[15]. En conséquence, le droit français actuel prévoit que les atteintes notables à la nature ordinaire fassent l'objet de mesures de compensation écologique, et l'interprétation contraire qui en est faite n'apparait pas juridiquement fondée, en ce sens qu'elle repose sur une interprétation restrictive du principe de proportionnalité qu'il serait bon de faire évoluer pour tenir compte des enjeux cruciaux relatifs à la biodiversité. Le fonctionnement de la biosphère est à appréhender comme un tout et non sur une approche nature protégée versus nature ordinaire.

Organisation du rapport scientifique

La recherche qui est restituée dans le présent rapport scientifique a permis de formuler plusieurs recommandations à l'adresse de la communauté technique et administrative de la séquence ERC, des acteurs du territoires et des acteurs agricoles. Ces huit recommandations argumentées sont livrées dans la suite de cette introduction. Le rapport se déroule ensuite en cinq parties. Après avoir posé une définition

---

[9] On notera l'absence de recours juridictionnel portant sur cet aspect qui aurait pu permettre au juge de redresser la barre.

[10] Anc. art. R. 122-14 C. env. en vigueur du 1er juin 2012 au 15 aout 2016.

[11] LUCAS Marthe, *Étude juridique de la compensation écologique*, Paris, LGDJ, 2015, p. 184 ; REGNERY Baptiste, *Les mesures compensatoires pour la biodiversité. Conception et perspective d'application*, Thèse, Paris, Sciences de l'écologie, Université Pierre et Marie Curie, 2013 ; QUETIER Fabien, REGNERY Baptiste, LEVREL Harold, « No net loss of biodiversity or paper offsets ? A critical review of the French no net loss policy », *Environmental Science and Policy*, 38 : 2014, p. 120-131.

[12] REGNERY Baptiste, KERBIRIOU Christian, JULLIARD Romain et VANDEVELDE Jean-Christophe, « Sustain common species and ecosystem function through biodiversity offsets : response to Pilgrim et al. », *Conservation Letters* 6, 2013, p. 385-386.

[13] Art. L. 110-1 II 2° C. env.

[14] *Ibid.* Il s'agit d'éviter, entre autres, les atteintes aux services rendus par la biodiversité.

[15] A. Treillard, dans la thèse précitée, note que l'on observe un décalage de plus en plus marqué entre l'évolution de la couverture mondiale des aires protégées et l'augmentation du nombre d'extinction d'espèces.

socio-écologique de la nature ordinaire, une analyse bibliographique des services écosystémiques en milieu agricole est restituée. Elle fournit des éclairages sur les types de services qui pourraient être renforcés par des changements de pratiques agro-écologiques. La deuxième partie modélise la mise en œuvre de la compensation écologique sur des espaces de nature ordinaire et pointe les limites des territoires face à la pression d'urbanisation. La partie 3 fait l'état des pratiques réelles à travers la restitution d'une enquête sociologique et juridique approfondie, faisant l'état d'une exploitation des marges davantage qu'un changement systémique vers des pratiques agro-écologiques. Pourtant, la partie 4 qui modélise la mise en œuvre de la compensation à l'échelle des structures paysagères montre que ses effets pour la biodiversité ne peuvent être positifs que dans une intégration territoriale. La cinquième et dernière partie capitalise l'expérience de mobilisation des bases de données locales relatives à la séquence ERC et ayant été intégrée à la base de données nationale GéoMCE à partir de 2017. Ces bases constituent un matériau riche mais imparfait, l'analyse restituée ici propose différentes pistes d'amélioration de leur alimentation et de leur exploitation.

Recommandations à la communauté scientifique et technique de la séquence ERC

Recommandation 1. Appliquer la séquence ERC à la nature ordinaire.

Le **constat** de départ est le suivant : les projets d'aménagement affectent des espaces naturels et agricoles. Si les espaces naturels font l'objet d'une attention dans la construction des études impacts, on observe que la nature ordinaire qu'ils comprennent, tout comme les espaces agricoles, fait très rarement l'objet de mesures compensatoires au titre de l'environnement. Pourtant, ces espaces, pour partie composés d'agro-écosystèmes, remplissent des fonctions écologiques et peuvent rendre des services écosystémiques.

Il est donc **nécessaire d'appliquer la compensation écologique à la nature ordinaire**, y compris celle liée aux agro-écosystèmes qui, lorsqu'ils sont affectés par les aménagements, ne donnent pas lieu à compensation écologique. Ces agro-écosystèmes sont en effet générateurs de fonctions écologiques et de services écosystémiques, qui pourraient constituer la base de l'évaluation de l'impact sur la biodiversité ordinaire et du dimensionnement des mesures ERC à proposer en réponse à cet impact. D'un point de vue juridique, l'enjeu réside dans l'interprétation du principe de proportionnalité qui doit être appréhendé de façon plus large, en prenant en compte le volume des atteintes portées à ces écosystèmes, voire la spécificité des fonctions ou l'utilité des services rendus grâce à eux localement, en dépit de l'absence d'une protection juridique. Il convient donc de considérer les atteintes à la nature ordinaire comme des impacts « notables » nécessitant l'application de mesures ERC. Ces améliorations peuvent être apportées en renforçant les procédures actives, donc sans changer le droit actuel qui prévoit déjà la prise en compte de la biodiversité ordinaire. D'un point de vue opérationnel, à partir d'une définition de la nature ordinaire comme un espace qui présente trois particularités mesurables (ne pas être porter d'enjeux patrimoniaux, être peu complexe et se structurer sur une dépendance forte aux activités humaines), la séquence ERC couvre les espaces naturels ordinaires et les espaces agricoles en termes d'analyse des impacts comme d'évaluation de la production d'actifs écologiques. Considérant cette approche, certains espaces naturels, forestiers ou agricoles pourraient davantage être épargnés grâce à des mesures d'évitement.

Recommandation 2. Pour outiller la prise en compte de la nature ordinaire, il est possible d'adopter une approche centrée sur les services écosystémiques mesurés par des indicateurs intégrateurs.

Pour pouvoir considérer les services écosystémiques, la démarche à mener consiste d'abord à sélectionner les services pertinents en vue de la production des gains écologiques. Il est ensuite nécessaire de stabiliser un choix d'indicateurs permettant une comparabilité entre projets. Les indicateurs doivent être intégrateurs (donnant des indications sur plusieurs dimensions) pour couvrir des fonctions écosystémiques tout en restant simples pour faciliter leur utilisation. Le travail d'évaluation des services écosystémiques et de stabilisation des indicateurs reste à mener.

Dans la perspective à moyen terme d'appliquer la séquence ERC aux services écosystémiques, il est nécessaire de développer des études dont les objets seraient notamment :

- d'évaluer le plus finement possible les services écosystémiques rendus par les espaces de nature ordinaire et les agro-écosystèmes : identification, quantification, description des mécanismes en œuvre dans la fourniture desdits services ;

- d'identifier des services écosystémiques "parapluie" qui une fois restaurés induiraient la restauration d'autres services écosystémiques, sans que ceux-ci aient été directement pris en considération ;
- d'évaluer les pertes de services écosystémiques générées par type d'impact et par "territoire" ;
- d'identifier puis d'éprouver des méthodes permettant d'éviter et/ou de réduire ces pertes de services écosystémiques;
- d'identifier puis d'éprouver des méthodes de restauration de services écosystémiques dégradés;
- d'identifier les services écosystémiques dont la perte ne serait pas compensable.

Recommandation 3. Élargir le regard pour mesurer les fonctions écologiques et les services écosystémiques : considérer plusieurs parcelles au minimum, le paysage dans l'idéal.

Une mise en œuvre cohérente d'une approche fondée sur le maintien du fonctionnement global des écosystèmes peut s'appréhender par le biais des services écosystémiques et des fonctions écologiques à la fois au stade d'évaluation a priori du site impacté et de celui des sites retenus pour réaliser les mesures compensatoires. Dans ce cadre, la mesure de ces fonctions et des services rendus par la nature ordinaire, y compris les agro-écosystèmes, doit intégrer les corrélations existantes entre niveaux d'approche (parcelle, ensemble de parcelles, exploitation, ensembles d'exploitations, etc.) et les types de services fournis. Il existe en effet des **corrélations entre échelles spatiales et fournitures des services écosystémiques** qu'il faut savoir appréhender au préalable pour mieux mesurer ces différents services. Certaines fonctionnalités des écosystèmes sont liées à la composition paysagère des milieux et à leur connectivité. Par exemple, une exploitation agricole peut-être reliée à un réseau de zones humides par le passage d'un cours d'eau dans son périmètre. Pour ce type de fonctionnalités, l'évaluation de services ne peut être appréhendée qu'à l'échelle du paysage.

Opérationnellement, en plus des enjeux de surfaces, **la compensation écologique doit être pensée de manière à maintenir la structure paysagère globale**. Ainsi, puisqu'il est impossible de maintenir tous les habitats dès lors que l'on procède à un aménagement, il est pertinent de penser des mesures ayant un impact positif aussi important sur l'environnement, en particulier le maintien ou l'amélioration des structures paysagères. Intégrer de tels objectifs dans la mise en œuvre de la compensation écologique se révèle cependant coûteux sur le plan des surfaces mises en jeu et réduit considérablement le champ des possibles.

Recommandation 4. Élargir le regard sur les pratiques agricoles : de la parcelle aux filières

Si l'on veut que la compensation écologique soit un levier de changement des pratiques agricoles vers une agriculture agro-écologique, il faut **raisonner au minimum à l'échelle de l'exploitation**. Ainsi, la construction de mesures compensatoires impliquant le secteur agricole devrait se traduire par la réalisation d'un état initial des pratiques et des enjeux environnementaux de l'exploitation, afin de **co-construire avec l'exploitant une stratégie globale permettant d'atteindre les gains écologiques attendus, sans engendrer de nouvelles pertes écologiques.**

L'engagement dans la compensation écologique permet dès lors le financement des changements de pratiques sans perte de revenus pour l'agriculteur. En contrepartie, l'agriculteur s'engage à mettre en œuvre les mesures écologiques, sans conduire par ailleurs sur son exploitation des actions menant à des résultats inverses, pendant toute la durée de l'engagement dans la compensation.

La compensation écologique mal intégrée à la trajectoire de l'exploitation peut conduire à des effets pervers et contre-productifs d'un point de vue écologique (par ex. : retournement d'une prairie pour compenser la mise en place d'une fauche tardive sur une autre parcelle). Une réflexion plus systémique sur l'exploitation pourrait limiter cela.

Recommandation 5. Articuler compensation écologique et compensation collective agricole dans une perspective de transition agro-écologique.

Le changement de pratiques agricoles pourrait être renforcé par le recours au dispositif de compensation collective agricole ayant pour but de consolider l'économie agricole du territoire concerné. Il peut par exemple être pensé de manière à assurer une compatibilité entre ce dispositif et celui de la compensation écologique, qui ressort de plusieurs éléments. Ainsi, leurs champs d'application respectifs (types de projets concernés) coïncident en partie et pourraient permettre une rencontre en amont des acteurs, et un montage concomitant de mesures complémentaires. Ensuite, les deux catégories de compensation exigent une localisation à proximité du projet d'aménagement afin que les retombées bénéficient aux écosystèmes ainsi qu'aux exploitations agricoles affectés. Enfin, le caractère collectif des mesures de compensation agricole peut donner naissance à un projet territorial stable et durable propice notamment à la mise en œuvre pérenne de mesures compensatoires écologiques. Sous réserve de ne pas dénaturer un dispositif par rapport à l'autre, leur articulation pourrait constituer un levier économique et territorial susceptible d'accompagner les agriculteurs engagés dans une démarche de transition agricole fondée en partie sur la réalisation de compensation écologique.

Recommandation 6. Améliorer la robustesse juridique et la qualité des contrats de mise en œuvre de la compensation.

Les contrats étudiés ont été rédigés avec un soin insuffisant. Pour améliorer leur qualité, il faut veiller à ce que le ou les contrat(s) de compensation passé(s) avec l'exploitant agricole détaillent clairement les pratiques qu'il doit mettre en œuvre (précisions relatives aux espèces, aux milieux, les surfaces concernées, etc.). Si les informations techniques de méthodes, calendrier, suivi se situent dans un plan de gestion à part, le contrat doit y faire référence expressément et l'intégrer en annexe pour lui donner une force obligatoire. Il en va de même de l'état des lieux des parcelles destinées à recevoir les mesures compensatoires, qui devra être mené avant leur mise en œuvre afin de pouvoir en évaluer l'additionnalité écologique et prévoir leur suivi.

Pour assurer les enjeux de long terme de la compensation écologique, il convient de privilégier des montages contractuels permettant de pérenniser la réalisation des mesures dans le temps et sur un même espace. Il est toutefois préférable d'assurer une certaine capacité évolutive du dispositif contractuel, par exemple, en prévoyant de moduler le montant de la rémunération dans le cas où surviendrait une modification du besoin de compensation (avant ou après la délivrance de l'arrêté d'autorisation environnemental), ou encore prévoir de moduler les mesures elles-mêmes si elles ne fournissent pas les gains écologiques attendus.

Recommandation n°7. Améliorer la pratique liée à l'outil GeoMCE.

L'exploitation de la base de données nationale de capitalisation des mesures « ERC » (appelée GéoMCE) a permis de soulever des pistes d'amélioration quant à son contenu et sa mobilisation :

- Améliorer l'alimentation de certains champs de GeoMCE pour en retour en obtenir des analyses utiles à la mise en œuvre de la politique publique. En particulier, les données surfaciques des mesures et leur géolocalisation devraient être systématisée. On pourrait aussi compléter l'alimentation des champs relatifs aux espèces, fonctions ou services objets de la mesure, aux coûts de la mesure (estimé / réel), ainsi que le recours (ou non) à un outil juridique pérenne (obligation réelle environnementale, cession à un conservatoire des espaces naturels, par ex.).
- Pour pallier le manque de moyens des services instructeurs, permettre un versement facilité et le plus complet possible des informations détenues par le maître d'ouvrage dans GeoMCE (éléments descriptifs du projet, des mesures, dont cartographie, éléments surfaciques, de coût, mais aussi éléments relatifs au suivi des mesures, etc.)
- Faire évoluer l'accès aux informations de GeoMCE pour une meilleure prise en compte dans les politiques d'aménagement locales. Ex : partage de la cartographie des mesures E, R, C et A - et du périmètre « réel » des mesures en plus du périmètre prescrit - avec les collectivités, établissement public et chambres consulaires, afin d'assurer leur prise en compte dans les PLUi/ SCoT et politiques foncières publiques, etc.
- Développer une interface publique permettant de mettre à disposition des maîtres d'ouvrage, bureaux d'études, associations, chercheurs et grand public un maximum de retours d'expérience sur les mesures ERC pour prise en compte dans les nouveaux projets. Cela permettrait de capitaliser et partager à la fois les mesures qui fonctionnent, et celles qui ne fonctionnent pas, pour à long terme éviter les dépenses inutiles et orienter les financements et la recherche vers les besoins avérés de connaissance.

Recommandation 8. L'obligation d'évitement reste prioritaire.

Une compensation conforme à l'ensemble des critères posés par la loi est techniquement quasiment impossible. En effet, compenser réellement (c'est à dire en prenant à la lettre le principe du *No Net Loss*) se révèle extrêmement coûteux car :

(i) il est structurellement impossible de maintenir l'intégralité surfacique des habitats d'un paysage affectés de façon notable dès lors que l'on en détruit une partie (si on aménage sur l'usage 1, on peut compenser en transformant une partie de l'usage 2 en usage 1 mais il faudra alors compenser l'usage 2 perdu, etc.). Le respect de l'équivalence écologique stricte entre les habitats détruits et restaurés va dans le même sens.

(ii) dès lors que l'on prend en compte les incertitudes (sur les résultats écologiques des actions de restauration mais aussi sur les dimensions humaines) dans le processus de compensation, les surfaces mises en jeu deviennent immenses.

(iii) pour tous les impacts causés à long terme ou de manière irréversible aux milieux, il est impossible de garantir une durée des mesures compensatoires correspondantes aussi longue.

C'est bien l'intérêt principal du renforcement de l'obligation de compensation écologique, et l'esprit de la loi, que de faire porter les efforts sur l'évitement des atteintes.

Partie 1

Définir la nature ordinaire et les services écosystémiques des agroécosystèmes

Conformément au principe de proportionnalité de l'étude d'impact, la séquence ERC ne porte pas sur tous les impacts d'un projet ou d'un plan, mais seulement sur les impacts « notables ». Par ailleurs, alors que la séquence concerne l'ensemble des impacts notables sur l'environnement, la compensation a été exclusivement orientée sur les atteintes à la biodiversité. Cette caractéristique a été dès lors comprise dans un sens purement « qualitatif » : seules les atteintes susceptibles d'être causées aux espèces protégées sont listées dans l'étude d'impact et feront l'objet de mesures compensatoires. Cette focalisation s'explique évidemment par l'état de vulnérabilité et de rareté de ces espèces et l'existence d'un statut juridique protecteur. Cependant, l'amalgame « effets notables » = « effets sur les espèces protégées » conduit par la négative à occulter ou à considérer comme systématiquement faibles les impacts sur le reste des écosystèmes, non spécifiquement protégé et considéré comme ordinaire dans le champ du droit. Pourtant, cette réduction du champ d'application des obligations d'évitement, de réduction et de compensation aux seuls espaces et espèces protégés, apparait non conforme avec l'approche systémique de l'étude d'impact qui prévaut dans les textes de droit international, ainsi qu'avec la prise en compte croissante dans le droit français des fonctions et services écosystémiques, notamment dans le domaine de l'eau (les zones humides en particulier), des espaces forestiers, ou encore de la trame verte et bleue et la connectivité écologique. Pour outiller la prise en charge de l'ensemble de la biodiversité, une partie de ce projet de recherche a consisté à donner une définition à la nature ordinaire de manière qu'elle soit à la fois pertinente d'un point de vue écologique et opérationnelle en vue d'une mobilisation dans la mise en œuvre de l'action publique. Cette partie s'attache simultanément à établir les liens fort entre nature ordinaire et agriculture.

1.1 Définir la nature ordinaire pour qu'elle soit prise en dans la mise en œuvre de la compensation écologique

La difficulté dans l'élaboration d'une définition de la nature ordinaire adaptée au dispositif de compensation écologique est, d'une part, de ne devoir se reposer que sur un corpus de connaissances assez réduit et d'autre part, de correctement sélectionner les éléments méthodologiques adaptés à l'action publique (les variables de définition mobilisables par des acteurs non académiques et aux échelles de l'action publique).

Formellement, le terme de nature ordinaire est beaucoup utilisé pour qualifier la matrice paysagère (Burel et al., 1998). Elle représente soit la dominante paysagère de l'espace étudié (Clergeau et Désiré, 1999), soit son organisation spatiale à travers les continuités écologiques (haies, cours d'eau…) et les niveaux de fragmentation des différents habitats. Cela étant, quel que soit son contour, la nature ordinaire joue un rôle majeur dans la stabilité des écosystèmes (Ellison et al., 2005) sur le plan de la structure, du fonctionnement et de la capacité des milieux à fournir des services : « To a first approximation, it is common species that shape the world around us » (Gaston et Fuller, 2008). Elle représente « une dimension indispensable pour assurer la durabilité d'un certain nombre de services rendus par les écosystèmes (pollinisation, contrôle de

l'érosion, présence de parasites naturels des prédateurs des cultures…) » (Bertrand et Vanpeene-Bruhier, 2007 p5). À l'échelle du paysage, la nature ordinaire est constitutive de continuités écologiques (Couvet et Vandevelde, 2014) avec des enjeux spécifiques de protection liés aux fonctionnalités qu'elle remplit : déplacement d'espèces, habitats d'auxiliaires de cultures, rôle de zone tampon/interstice, protection contre le vent, etc. (Mougenot et Melin, 2000). En outre, la dominance paysagère d'un milieu est bien souvent caractérisée par les espèces communes qui la constituent et forment son architecture spécifique. Elles sont parfois qualifiées de « fondatrices » ou « structurantes » en raison de leur place dans la construction de la majorité des communautés et des écosystèmes (Gaston et Fuller, 2008). Elles peuvent également influencer de larges zones géographiques en raison de leur aire de répartition, généralement très étendue. Gaston et Fuller (2008) ont ainsi montré que la participation des espèces les plus largement répandues à la production de services écosystémiques est supérieure à celles des espèces rares. Par exemple, la productivité d'une prairie peut diminuer après destruction ou réduction de la densité d'une plante commune, alors que la perte équivalente d'une espèce rare ne présente pas d'effet à long terme. La nature ordinaire constitue donc un « support » de fonctionnalités écologiques essentielles au maintien de la biodiversité à l'échelle des territoires (Mougenot et Melin, 2000) et aucun argument scientifique ne justifie de l'écarter des dispositifs de protection ou de gestion environnementale.

Pour sa part, l'agriculture, activité pérenne reposant directement sur les fonctionnements naturels et répartie sur l'ensemble du territoire national, pourrait se porter candidate à être un opérateur dans le dispositif de la compensation environnementale, à condition d'apporter une preuve de sa capacité à en remplir les conditions. Si elle intervient déjà ponctuellement dans des mesures de compensation, principalement à travers des cahiers des charges encadrant des pratiques adaptées à des milieux patrimoniaux, nous nous sommes interrogés sur l'agriculture comme génératrice de nature ordinaire. Or, nous l'avons vu, il n'y a pas de définition scientifique opérationnelle de la nature ordinaire susceptible d'être mobilisée dans le cadre de la compensation écologique. Nous avons donc proposé une clef de détermination de cette notion reposant sur trois critères susceptibles de hiérarchiser l'intérêt des espaces agricoles : l'absence de nature remarquable (les espaces déjà protégés ne peuvent être offerts comme compensation à une perturbation), la dépendance de fonctionnement vis-à-vis de l'homme (perturbations récentes et récurrentes) et la faible complexité du milieu (pour prendre en compte la relation positive entre complexité et biodiversité). L'intérêt de cette façon de déterminer la nature ordinaire est sa simplicité d'usage, sa reproductibilité quel que soit les types d'espaces et la possibilité d'en cartographier les résultats.

Une nature non remarquable

Le premier critère pour définir une nature ordinaire fonctionne par défaut, à savoir que ce qui a été socialement et institutionnellement considéré comme remarquable et a donné lieu à des dispositifs de gestion ou de protection environnementaux ne peut être considéré comme espace producteur d'une offre de compensation écologique puisqu'il ne permettrait pas de respecter l'objectif d'additionnalité et d'absence de perte nette clairement affiché dans le corpus réglementaire de la compensation. Il s'agit d'un principe préalable qui nous semble devoir être accepté en tant que tel et n'appelle pas d'argumentation scientifique, sauf à discuter le dispositif dans son ensemble.

Une nature proche de l'homme

Pour définir la nature ordinaire, il est ensuite possible de prendre en compte la proximité que les hommes entretiennent avec ce compartiment des milieux naturels, au titre « d'une nature proche, non protégée » (Skandrani et al., 2015 ; Mougenot, 2003). De fait, participant de façon importante à la construction du

rapport de l'homme à la nature (Mougenot, 2003), le déclin de la nature ordinaire peut être perçu par chacun (Robinson et al., 2005) et vécu comme une perte en soi (Krebs et al., 1999). La nature ordinaire constitue ainsi « un lien intime fondamental entre l'homme urbanisé et ce qui n'est pas (ou moins) artificiel » (Devictor, 2007 p5). Elle fait donc l'objet d'une demande sociale à la fois difficile à occulter et compliquée à cerner (Bigando, 2013) ; elle est notamment délicate à caractériser dans des approches cartographiques ou quantitatives, et donc complexe à opérationnaliser à l'échelle d'une action publique. Toutefois, en reprenant les propositions de Godet (2010), nous pouvons tenter de la définir via une vision spatialisée de la proximité entre nature ordinaire et société humaine. Il s'agit de considérer la nature ordinaire comme un espace d'entre-deux liant le monde de la nature « sauvage » (dans le sens nord-américain de "wilderness") et le monde humain correspondant aux espaces artificialisés comme les villes. De fait, les éléments spatiaux se distribuent le long d'un gradient en trois catégories : espace artificialisé, nature ordinaire et espace naturel. Dans une vision anthropocentrée, les limites de cet entre-deux sont déterminées par le niveau de présence des activités humaines. Cette définition, relativement intuitive, rend cependant facile la ségrégation des espaces en utilisant, par exemple, un gradient d'urbanisation. Elle considère les milieux strictement en fonction de leur proximité géographique à l'homme.

Néanmoins, elle ne permet pas de les définir selon leurs caractéristiques intrinsèques. Elle ne prend notamment pas en considération l'historique des espaces étudiés qui est pourtant un élément déterminant dans l'évaluation de la qualité écologique des milieux (Bardat et al., 1997). La seconde approche proposée par Godet (2010) pallie ce problème en posant les limites de la nature ordinaire en prenant notamment en compte l'importance du rôle des activités humaines dans sa genèse et son fonctionnement. La nature ordinaire ainsi définie correspond à des espaces qui ont été soumis à des forçages anthropiques arrêtés par la suite (par exemple des friches industrielles) ou bien qui ont perduré, influençant alors l'évolution de ces espaces (par exemple, des pâturages). Cette approche, qualifiée d'anthropogénique, repose plus sur le fonctionnement de l'écosystème en lui-même et sur la part que l'homme prend dans ce fonctionnement. Elle qualifie le lien intime entretenu par l'homme et la nature, non en fonction de l'usage ou de la perception de l'homme de ces milieux, mais bien au travers des impacts de l'activité humaine sur la structure et l'organisation de l'écosystème.

Cette définition de la nature ordinaire caractérise donc les espaces étudiés en fonction du niveau de proximité à l'homme qui leur est nécessaire pour exister et perdurer. Néanmoins, seule, cette définition ne permet pas de statuer sur le caractère ordinaire d'un milieu naturel. En effet, sur un grand nombre d'espaces patrimoniaux, des pressions anthropiques plus ou moins importantes se sont exercées au cours du temps et une biodiversité remarquable s'y est installée du fait même de ces pressions : par exemple, la mise en place et le maintien des communautés de plantes caractéristiques du coussoul de la Crau sont liés à une pression de pâturage ovin multiséculaire (Dutoit et al., 2018). Nous proposons donc ici de compléter la définition anthropogénique par une approche écologique de la complexité.

Une nature peu complexe

La troisième dimension qui nous permet d'aboutir à une définition de la nature ordinaire opérationnelle dans le cadre de la compensation écologique est la notion de complexité. La complexité d'un milieu correspond « aux propriétés émergentes de l'ensemble des interactions comportementales, biologiques, physiques et sociales qui affectent, maintiennent ou sont modifiées par les organismes vivants, dont les humains » (Michener et al., 2001 p1018). Ainsi, en écologie, la complexité permet de rendre compte des multiples interactions entre les différentes composantes d'un écosystème qui se développent au cours du temps, et retient trois dimensions (spatiale, temporelle et organisationnelle), en les prenant en compte à différents niveaux d'organisation biologique et spatio-temporelle (Cadenasso et al., 2006). Cette notion

permet de caractériser les écosystèmes de différentes manières : la complexité d'un milieu est un indicateur du degré de maturité d'un écosystème (Müller, 2005), elle est également corrélée positivement à sa résilience et à sa robustesse (Levin, 1998) ainsi qu'à la diversité des espèces présentes (Heck et Wetstone, 1977). En substance, plus un milieu est complexe, plus les différents éléments qui le constituent et en assurent le fonctionnement sont étroitement imbriqués, et plus la restauration de cet espace sera difficile. De fait, la forte complexité d'un écosystème nous semble être un bon indicateur de sa faible "restaurabilité" et nous considérerons donc que les niveaux d'ordinarité et de complexité sont négativement corrélés.

Une définition opératoire de la nature ordinaire adaptée à la mise en œuvre de la compensation écologique

Pour synthétiser, la nature définie comme ordinaire doit présenter les particularités suivantes : ne pas être remarquable (si possible, ne pas être porteuse d'enjeux patrimoniaux), être peu complexe et se structurer sur une dépendance forte aux activités humaines dans son histoire et son fonctionnement actuel. Ces trois critères constituent trois polarités qui ont l'avantage d'être mesurables et permettent de hiérarchiser les milieux en fonction de leur degré d'ordinarité (voir figure ci-dessous).

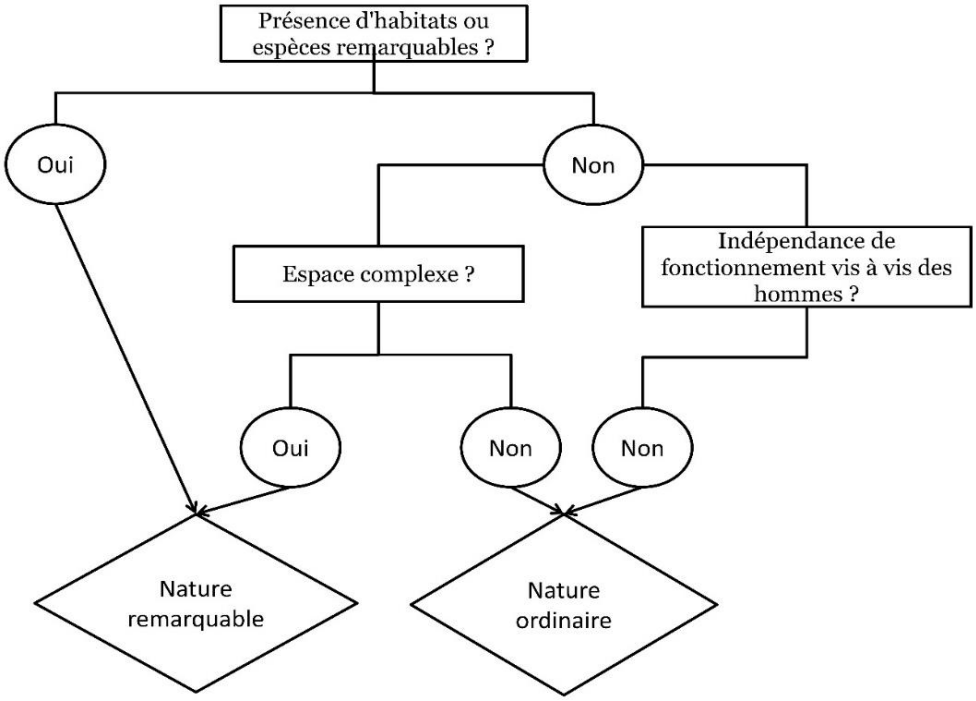


Figure 0.1 Clef de détermination du niveau d'ordinarité d'un milieu naturel (source : Pellegrin, 2018)

1.2 Identifier les services écosystémiques rendus par les agro-écosystèmes en vue de leur prise en compte dans la séquence ERC

Rappel du cadrage de la recherche

Cet axe de recherche avait pour objectif de réaliser un état de l'art concernant les services écosystémiques identifiés dans les espaces de nature ordinaire constitués par les espaces agricoles en exploitation de type conventionnel. En effet, historiquement, de nombreux travaux se sont attachés à caractériser les espaces abritant une biodiversité qualifiée "d'extraordinaire" au regard des enjeux de conservation inhérents à la diversité des habitats et/ou des espèces ainsi que de la forte valeur patrimoniale de certaines de leurs composantes (Devictor 2007; Jr & Scott 1993). Beaucoup moins de travaux se sont cependant intéressés aux services écosystémiques rendus par les espaces abritant une nature qualifiée « d'ordinaire » comprenant notamment une très grande partie des espaces agricoles (Levrel & Couvet 2016). Or celle-ci pourrait également rendre de nombreux services écosystémiques (filtration des eaux, lutte contre l'érosion des sols, etc.), y compris dans le maintien de la nature extraordinaire (rôles de corridors écologiques, habitats complémentaires, etc.) (Bourdil & Vanpeene-Bruhier 2013; Gross 2006; Egoh et al. 2007).

Formellement, le WP1 a consisté dans à une analyse de l'état de l'art (analyse bibliographique et bibliométrie de la littérature scientifique internationale) permettant d'identifier quels sont les services écosystémiques étudiés dans les espaces de nature agricole ordinaire. A travers ce diagnostic devaient être également mis en avant les habitats, échelles d'appréhension ou fonctions qui pourraient servir d'indicateurs des milieux portant une biodiversité ordinaire, adaptés aux mesures de compensation et permettant, par la suite, de mesurer le plus précocement possible la réussite des opérations de compensation agricole en nature ordinaire. Ont été ainsi particulièrement étudiés dans ce WP les services écosystémiques rendus par la nature ordinaire à l'échelle des paysages agricoles.

Contexte et état de l'art

Les activités humaines ont fortement modifié les écosystèmes et la biodiversité depuis le Néolithique (Diamond 2002 ; Skoglund et al. 2012), le début de l'ère industrielle marquant une intensification de la dégradation et de la destruction des écosystèmes (Lewis et Maslin 2015). Aujourd'hui, il est bien reconnu que les activités humaines ont modifié environ un tiers à la moitié de la surface terrestre de la Terre (Vitousek et al. 1997). De plus, nous sommes désormais confrontés au changement environnemental mondial, une menace majeure pour la biodiversité et le bien-être humain (Lewis et Maslin 2015).

Les études de conservation et les efforts de restauration se sont cependant jusqu'à présent concentrés sur la préservation de la biodiversité dans les écosystèmes dont la richesse en espèces et/ou la rareté des habitats et/ou des espèces leur confèrent une grande valeur patrimoniale (Scott et al. 1993 ; Devictor et al. 2007 ; Inger et al. 2015). Moins d'attention a été accordée aux espèces ou habitats plus communs malgré leur plus grande importance en termes de superficie, de fonction et de fourniture de services écosystémiques (Grime 1998 ; Geider et al. 2001 ; Gaston et Fuller 2008 ; Gaston 2011). La « nature ordinaire » encore définie aujourd'hui uniquement par opposition à la « nature extraordinaire », qui est la « nature » composée d'espèces et d'habitats communs et caractérisée par une faible complexité écologique (Pellegrin et al. 2018), est également affectée par les changements environnementaux (Inger et al., 2015 ; Radchuk et al., 2019 ; Scholes et al., 2018).

Selon le rapport de l'IPBES (Plateforme intergouvernementale de politique scientifique sur la biodiversité et les services écosystémiques) (Scholes et al. 2018), la taille moyenne de la population des espèces vertébrées terrestres sauvages a diminué de 38 % et celle des espèces vertébrées d'eau douce de 81 %, entre 1970 et 2012. Inger et al., (2015) ont aussi démontré que les oiseaux européens communs déclinaient rapidement. Une autre étude a montré que même la persistance des espèces d'oiseaux communes est menacée par une réponse adaptative insuffisante aux changements climatiques actuels (Radchuk et al. 2019). De telles altérations pourraient alors avoir un impact sur les fonctions écologiques majeures, affectant ainsi l'offre de services écosystémiques bien avant l'extinction mondiale (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Pour rappel, les services écosystémiques sont les avantages que les gens tirent des écosystèmes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Il s'agit notamment de services d'approvisionnement tels que la nourriture et l'eau ; les services de régulation tels que la lutte contre les inondations et les maladies ; les services culturels tels que les avantages spirituels, récréatifs et culturels et les services de soutien tels que le cycle des éléments nutritifs qui maintiennent les conditions de vie sur Terre (Costanza et al., 1997; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). L'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (2005) a montré que 60 % des services écosystémiques examinés sont dégradés ou utilisés de manière non durable. Plusieurs auteurs ont ainsi déjà demandé l'inclusion des services écosystémiques dans les plans de conservation des espaces et espèces (Singh 2002 ; Balvanera et al. 2005 ; Chan et al. 2006 ; Egoh et al. 2007).

La nature ordinaire est quant à elle, largement composée de terres agricoles (cultures intensives, pauvres en espèces et pâturages artificiels), qui couvrent actuellement 37,4 % de la surface terrestre totale de la Terre (FAO, 2016 ; Leff et al., 2004). Si ces terres agricoles produisent de la nourriture, elles ont également le potentiel de générer des services écosystémiques (Tscharntke et al. 2005 ; Dale et Polasky 2007 ; Swinton et al. 2007). Alors que plusieurs études ont déjà examiné les services écosystémiques fournis par les systèmes agricoles non conventionnels tels que les systèmes d'agriculture biologique (Sandhu et al., 2010) ou de conservation (Palm et al., 2014), aucune recherche systématique se concentrant uniquement sur les services écosystémiques identifiés dans les systèmes agricoles conventionnels (Fig.1) n'a été trouvée dans la littérature scientifique internationale.

Figure 1.1 Exemple de système agricole conventionnel rattachable à de la nature ordinaire : une prairie artificielle fauchée dans le Sud-Ouest de la France (Photo Christel Vidaller, IMBE).

La synthèse proposée par le *Millenium Ecosystem Assessment* (2005) prévoit une augmentation de la perte de biodiversité liée à l'agriculture et une baisse de la production de services écosystémiques au cours de la première moitié de ce siècle, principalement en raison de la perte d'habitats due au développement urbain. Étant donné que les espèces et les habitats communs contribuent de manière exacerbée à la biomasse et aux fonctions des écosystèmes (Gaston et Fuller 2008 ; Gaston 2011), il est urgent d'approfondir nos connaissances sur les services écosystémiques fournis par l'agriculture conventionnelle. La première étape consiste alors les identifier avant de les caractériser notamment par des indicateurs accessibles à un panel d'acteurs le plus large possible. En effet, les services écosystémiques sont aujourd'hui encore principalement mesurés par une approche biophysique (Dale et Polasky, 2007). Seppelt et al., (2011) ont aussi déjà démontré l'importance du réalisme biophysique concernant les données et les modèles écosystémiques. Pour s'assurer que les services écosystémiques sont correctement identifiés et mesurés, les composantes cibles de la biodiversité et des écosystèmes doivent être préalablement définies. En outre, des indicateurs appropriés et leurs caractéristiques, telles que les méthodes de mesure, doivent aussi être identifiés. Des bases de référence appropriées pour le calcul des pertes et des gains ainsi que les problèmes liés au temps et les incertitudes dans l'évaluation doivent enfin être proposées (Quétier et Lavorel 2011) ; Dale et Polasky, 2007). Plusieurs études ont aussi déjà exploré l'intégration des services de production agricole du point de vue du rendement, des bénéfices et de la valeur économique, ces services sont alors qualifiés de « bénéfices écosystémiques » pour les distinguer des autres services écosystémiques. Dans cette étude, nous nous intéresserons uniquement aux services écosystémiques non liés directement à la production agricole.

Notre objectif principal a donc été ici de réaliser une analyse bibliographique des services écosystémiques identifiés dans les systèmes agricoles conventionnels. Ceux-ci comprenaient les systèmes agricoles basés sur les monocultures, la mécanisation et l'utilisation de produits agrochimiques. Cette étude a alors pour finalité de montrer de manière la plus synthétique possible, les points qui ont été les plus étudiés ainsi que de mettre en évidence les principales lacunes (McKinnon et al. 2015). Nous avons ensuite présenté et discuté les indicateurs facilement mesurables et opérationnels des services écosystémiques identifiés afin d'améliorer les méthodes existantes pour permettre finalement, une meilleure incorporation des services écosystémiques rendus par les système agricoles conventionnels dans les programmes de conservation, de restauration et d'offres de compensation de nature ordinaire agricole.

Nous avons notamment cherché à identifier :
(1) Les axes de recherches majeurs sur les services écosystémiques dans les exploitations agricoles conventionnelles.
(2) Les écosystèmes conventionnels agricoles ciblés ainsi que leurs caractéristiques
(3) Les proxy des services écosystémiques pouvant être utilisés comme indicateurs.

La méthodologie déployée pour conduire l'analyse bibliométrique est développée de manière extensive dans l'annexe 1 de ce document. Les résultats statistiques sont également présentés de manière exhaustive dans cette annexe. Nous nous concentrons ici sur la discussion des résultats pour en tirer des enseignements de termes de potentielle production de gain écologique par les agro-écosystèmes conventionnels.

1.3 Discussion des résultats de l'analyse bibliométrique

1.3.1 Orientations des recherches sur les services écosystémiques dans les agro-écosystèmes conventionnels

Malgré le peu de recherches historiquement menées sur les services écosystémiques des agro-écosystèmes par rapport à ceux des écosystèmes naturels (van Zanten et al. 2014), le nombre croissant de références mis en évidence dans notre analyse témoigne d'un intérêt accru des chercheurs pour ce domaine. Une des premières causes peut être l'intérêt croissant des scientifiques pour les approches fonctionnelles et les services écosystémiques (Lavorel, 2013 ; Nelson et Daily, 2010 ; Seppelt et al., 2011 ; Vihervaara et al., 2010) mais également le déclin et l'utilisation non durable des services écosystémiques conduisant certainement à une prise de conscience du besoin urgent de les conserver et de les restaurer. Cela explique ainsi probablement l'augmentation de ce type d'études au début des années 2000. Plus tard, le Plan stratégique pour la biodiversité 2011-2020, en application de la Convention sur la diversité biologique, a probablement été aussi un moteur de la forte augmentation observée pour ce type d'études après 2011.

L'intérêt croissant des scientifiques pour ce type de recherches est également dû à la reconnaissance accrue des services écosystémiques fournis par les agro-écosystèmes. La superficie des terres couvertes par l'agriculture et sa gestion par l'Homme offrent alors des opportunités pour approfondir notre connaissance de leurs services, d'améliorer leur fourniture et durabilité (Tscharntke et al. 2005 ; Zhang et al. 2007). De plus, l'indice de collaboration et le nombre d'articles sur plusieurs pays montrent que la recherche dans ce domaine est très collaborative. Cependant, ces recherches sont principalement effectuées par les pays riches, dont une grande partie est de fait occupée par des systèmes agricoles conventionnels, la Suède est alors la seule exception. Sept des dix pays les plus productifs sont aussi européens. Ce résultat est cohérent avec les rapports précédents selon lesquels la production de la recherche concernant les services écosystémiques est largement tirée par les États-Unis, la Chine et les pays européens (FAO, 2016 ; Seppelt et al., 2011).

Tableau 1.1 Dix pays les plus productifs en matière de recherches sur les services écosystémiques des agro-écosystèmes et pourcentage de terres agricoles de chaque pays (FAO 2016).

Rang	Pays	% de surface en terres agricoles en 2016
1	Etats-Unis	44.37
2	France	52.45
3	Espagne	52.58
4	Australie	48.24
5	Allemagne	47.68
6	Italie	43.23
7	Suède	7.44
8	Royaume-Uni	71.71
9	Chine	56.21
10	Danemark	62.01

1.3.2 Caractéristiques des services écosystémiques étudiés dans les agro-écosystèmes conventionnels

Notre recherche bibliographique a montré que les recherches menées sur les services écosystémiques des exploitations agricoles conventionnelles se sont principalement concentrées sur les services de régulation des agro-écosystèmes, comme cela a déjà été démontré dans les analyses précédentes (Egoh et al., 2007 ; Martínez-Harms et Balvanera, 2012 ; Malinga et al., 2015). Contrairement aux résultats précédents, les services de soutien sont dans notre cas le deuxième type de service écosystémique le plus fréquemment étudié, suivis des services d'approvisionnement. Ce résultat est probablement lié au fait que nous avons exclu de cet article les services écosystémiques (bénéfices écosystémiques) directement liés à la production et aux avantages écosystémiques directs. L'intérêt des recherches envers les services de régulation et de soutien est probablement dû à leur association avec la production et le bien-être humain (*Millennium Ecosystem Assessment*, 2005). Il s'ensuit logiquement que les études que nous avons consultées se sont principalement concentrées sur les services qui pourraient soutenir et/ou fournir un avantage, comme les services de pollinisation, la lutte antiparasitaire et le cycle des nutriments. La séquestration du carbone (46,6 %) a aussi souvent été mesurée, témoignant de la récente inquiétude suscitée par l'augmentation des niveaux de CO_2 atmosphérique. La fourniture de biodiversité (40,7%) a souvent été évaluée, indiquant que les approches par espèces restent populaires même dans le cadre des systèmes agricoles conventionnels pourtant pauvres en espèces. Cela pourrait-être à relier avec le lien démontré entre forte diversité spécifique et maintien des services écosystémiques SE (Isbell et al. 2011; Harrison et al. 2014).

Les services culturels des agro-écosystèmes ont reçu moins d'attention contrairement aux conclusions d'autres études portant sur les services écosystémiques en général (Egoh et al. 2012 ; Martínez-Harms et Balvanera 2012). Même si les agroécosystèmes sont reconnus comme d'importants fournisseurs de services écosystémiques culturels (Assandri et al. 2018), les systèmes agricoles plus conventionnels ne les préservent cependant pas. Ceci pourrait donc expliquer les moindres bénéfices culturels tirés de ces terres agricoles qui sont alors principalement composées de nature ordinaire (prairies de plein champ pauvres en espèces et cultures arables intensives, vignobles ou vergers intensifs). Enfin, comme les services écosystémiques culturels ne soutiennent pas directement la production agricole, ils seraient donc sous-explorés (Swinton et al. 2007).

Usages agricoles et services écosystémiques dans les agro-écosystèmes conventionnels

Les services écosystémiques ont été principalement étudiés dans les cultures arables, qui occupent 11,6 % de la superficie mondiale des terres, et dans les cultures permanentes, qui n'en utilisent que 1,3 %. Bien que les prairies et les pâturages occupent la plus grande superficie (25,8 %), les études des services écosystémiques y sont moins fréquentes. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les prairies ont reçu beaucoup moins d'attention par rapport aux autres systèmes de production (Bengtsson et al. 2019). Les prairies et pâturages semi-naturels n'ont en effet pas une place centrale dans le débat sur la fourniture des services écosystémiques malgré leur valeur généralement élevée en termes de biodiversité de patrimoine culturel par rapport aux grandes cultures intensives. De plus, alors que les superficies de cultures arables et de cultures permanentes ont augmenté en réponse à une demande accrue de production alimentaire, les zones de prairies et de pâturages ont diminué du fait de la conversion en terres arables pour les cultures annuelles et/ou l'abandon (FAO, 2016). Nos résultats indiquent également que c'est le système de gestion agricole qui détermine la relation entre l'utilisation des terres agricoles et les types de services écosystémiques étudiés. Par exemple, ceux soutenant et/ou bénéfiques pour l'agriculture, c'est-à-dire la lutte contre les mauvaises herbes, les ravageurs ou encore la pollinisation, ont été plus fréquemment étudiés

dans les cultures arables, qui sont les écosystèmes les plus intensivement gérés. Ces services sont aussi plus particulièrement menacés par l'intensification agricole (Dale et Polasky 2007 ; Zhang et al. 2007). Dans les articles que nous avons examinés, l'apport de biodiversité a été étudié principalement dans les cultures permanentes composées de systèmes agro-forestiers, d'oliveraies et de vignobles. Cela est probablement dû au fait que ces systèmes soutiennent des niveaux de biodiversité plus élevés que les seules cultures arables et les prairies artificielles (Torralba et al. 2016). Par exemple, l'hétérogénéité et la diversité de la végétation du système agro-forestier créent ainsi des habitats variés utiles à la conservation (Jose 2009). Les services écosystémiques culturels, d'autre part, ont tendance à être liés aux prairies et aux pâturages, qui font principalement l'objet d'une gestion extensive traditionnelle et sont reconnus comme un facteur culturel majeur. Malgré le grand nombre d'études démontrant que les habitats semi-naturels dans les paysages agricoles améliorent d'autres services écosystémiques tels que le contrôle des ravageurs et des mauvaises herbes ou la pollinisation, il existe peu d'études reliant explicitement les prairies à d'autres services écosystémiques (Bengtsson et al. 2019).

Échelles de mesure des services écosystémiques des agro-écosystèmes conventionnels

Nous avons constaté que les études sur les services écosystémiques des agro-écosystèmes utilisaient principalement l'échelle du paysage, reliant les services tels que la pollinisation ou les services culturels à sa structure et à sa composition (Steffan-Dewenter et Westphal, 2008 ; van Berkel et Verburg, 2014 ; van Oudenhoven et al., 2012). Bien que les valeurs patrimoniales et esthétiques soient conceptualisées comme étant liées au paysage et largement exprimées à travers les caractéristiques des paysages culturels, elles sont cependant souvent sous-utilisées dans la prise de décision le concernant (*Millenium Ecosystem Assessment* 2005 ; Tengberg et al. 2012).

Plusieurs auteurs ont déjà démontré que pour les terres agricoles, c'est souvent la configuration du paysage et la structure spatiale des parcelles qui sont importantes pour la fourniture de services écosystémiques (Termorshuizen et Opdam 2009 ; Willemen et al. 2012 ; van Zanten et al. 2014). Néanmoins, les paramètres de structure et de composition basés sur le paysage sont souvent les indicateurs les plus pertinents des systèmes écologiques (Dale et Polasky 2007). Zhang et al., (2007) ont aussi montré que très peu de services écosystémiques sont fournis à une seule échelle. Ils peuvent alors être mesurés à différentes échelles comme le montre notre étude pour la séquestration du carbone qui peut être mesurée à l'échelle de plusieurs parcelles à partir de la teneur directe en carbone du sol ou d'indicateurs dérivés de la couverture végétale (Dale et Polasky 2007). Le choix de l'échelle d'étude du service écosystémique est donc lié à l'échelle d'occurrence du service étudié et à la faisabilité de sa mesure (Hein et al. 2006).

Types de mesure des services écosystémiques mis en œuvre dans les agro-écosystèmes conventionnels

Les mesures in situ des services écosystémiques sont de loin les méthodes les plus couramment utilisées dans les articles consultés cependant plusieurs autres méthodes ont souvent été aussi utilisées, probablement choisies après que leurs limites et fiabilité aient été évaluées (Seppelt et al. 2011). Il semble également y avoir une forte relation entre la stratégie de mesure et le domaine scientifique d'origine des auteurs des différentes recherches. Les mesures des services écosystémiques culturels impliquent quant à eux, principalement des méthodes d'entretien et de notation (Boerema et al., 2016). Il existe une plus grande variété dans les méthodes utilisées pour mesurer les autres services écosystémiques, mais dans l'ensemble, le contrôle biologique et la pollinisation ont toujours été étudiés in situ tandis que la séquestration du carbone ou la qualité de l'air ont plutôt été cartographiés et/ou modélisés. Plusieurs types

de mesure différents ont pu être aussi utilisés pour quantifier le même service écosystémique. Ceci est cohérent avec d'autres résultats obtenus précédemment et démontre la réalité complexe des services écosystémiques dans leur appréhension et donc, le besoin d'indicateurs et de méthodes universellement acceptés (Boerema et al. 2016).

Bénéficiaires des services écosystémiques dans les agro-écosystèmes conventionnels

Les agroécosystèmes sont exploités pour améliorer l'offre de services, il est donc logique que les agriculteurs aient été identifiés comme les principaux bénéficiaires des services écosystémiques produits dans les agro-écosystèmes conventionnels dans notre analyse bibliographique. Cependant, nous avons constaté que la plupart des études consultées identifiaient des bénéficiaires multiples. Comme les services écosystémiques dépendent de leur échelle spatiale d'appréhension, les bénéficiaires sont également dépendants des échelles spatiales (Wratten et al. 2013). Si plusieurs services écosystémiques sont produits, consommés et gérés à la même échelle,par exemple pour la matière organique du sol, d'autres services écosystémiques sont produits à une seule échelle, mais peuvent profiter aux personnes à plusieurs échelles différentes comme pour la séquestration du carbone (Raudsepp-Hearne et Peterson 2016).

1.3.3 Propositions de proxys d'indicateurs de services écosystémiques dans les agro-écosystèmes conventionnels

Une quantification correcte, mais aussi facile, des services écosystémiques est fondamentale pour leur meilleure prise en compte dans les opérations de conservation, restauration ou d'offres de compensation. Selon Cowling et al. (2008), cela devrait être la première étape avant l'évaluation monétaire ou l'évaluation des tendances, des compromis, des synergies et des disservices[16]. Premièrement, les services écosystémiques doivent être correctement définis (Boyd et Banzhaf 2007). Nous avons ainsi constaté que plusieurs termes différents étaient souvent utilisés pour le même service au cours de notre analyse bibliographique. Un seul ensemble de termes, tels que ceux fournis par le cadre du *Millenium Ecosystem Assessment* (2005) ou par la classification du *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES, 2012) devrait être utilisé pour éviter les malentendus lorsque les services sont étudiés et/ou incorporés dans les plans de conservation et de restauration. Deuxièmement, la quantification des services écosystémiques implique l'utilisation de plusieurs indicateurs pertinents (Dale et Polasky 2007). En effet, près des trois quarts des études consultées ont analysé plusieurs types de services écosystémiques simultanément. Les perspectives devraient donc inclure l'utilisation de ces ensembles identifiés, c'est-à-dire des ensembles de services écosystémiques positivement corrélés, comme indicateurs (Raudsepp-Hearne et al. 2010). Notre analyse a permis de produire 74 indicateurs fréquemment utilisés, dont 50 sont facilement mesurables et remplissent les critères de Dale et Polasky (2007) quant à leur opérationnalité.

Cependant, le prochain défi qui devrait être relevé maintenant dans d'autres études concernant les services écosystémiques des agro-écosystèmes conventionnels consisterait à déterminer pour chaque indicateur la plage de valeurs de mesure qui devrait être considérée comme positive pour la fourniture du service concerné. Celle-ci dépendra probablement de l'écosystème et des pratiques d'exploitation. De plus, l'échelle de production et les bénéficiaires devront être déterminés avant de choisir l'échelle de mesure. Comme les indicateurs sont souvent des approximations pour les services écosystémiques non mesurables, il est

[16] Le terme « disservice » est un anglicisme employé à la suite du concept de services écosystémiques. Il est défini comme les fonctions d'un écosystème qui sont, ou sont perçues comme, négatives pour le bien-être humain.

important de savoir quelle partie de la « cascade » des services est mesurée (c'est-à-dire la propriété, fonction, service, avantage ou valeur de l'écosystème) pour garantir leur fiabilité (Boerema et al. 2016)).

1.4 Conclusion : perspectives et contraintes des recherches menées sur les services écosystémiques des agro-écosystèmes conventionnels

Dans les agro-écosystèmes conventionnels, contrairement aux écosystèmes naturels, la fourniture et la variation des services écosystémiques à différentes échelles temporelles et spatiales sont souvent le résultat d'interactions entre l'exploitation agricole et les structures écologiques. Il est donc important de savoir comment l'exploitation des terres affecte la fourniture des services écosystémiques (van Zanten et al. 2014 ; Duru et al. 2015 ; Rey et al. 2015). Globalement, il a déjà été prouvé que les pratiques agroécologiques fournissent plus de services écosystémiques non approvisionnant que les pratiques agricoles conventionnelles (Stavi et al. 2016 ; Palomo-Campesino et al. 2018). Cependant, dans cette étude, nous avons montré que des services écosystémiques ont été identifiés même en agriculture conventionnelle. Cette reconnaissance permettra de mieux prendre en compte la nature ordinaire des écosystèmes pauvres en espèces. Les indicateurs identifiés de services écosystémiques fournis par la nature ordinaire des systèmes agricoles conventionnels devraient alors être inclus dans les plans de conservation et de restauration. L'étape suivante consisterait à évaluer les compromis, les synergies entre services écosystémiques et disservices (Therond et al. 2017). Aujourd'hui, dans un contexte de changement global, il est également important de comprendre et de considérer l'évolution des services écosystémiques induite par des changements d'usages tels que l'intensification agricole et les changements climatiques comme l'augmentation de la durée de la sécheresse, etc.

Les services écosystémiques ont aussi de multiples dimensions, à savoir biophysique, socioculturelle et monétaire. À ce jour, les études sur ces services se sont trop souvent basées sur des approches monétaires et ont pris un point de vue surtout provisionnel (van Zanten et al., 2014). Désormais, il serait nécessaire d'adopter des approches plus intégrées prenant en compte les trois dimensions de la durabilité (de Groot et al., 2010 ; *Millennium Ecosystem Assessment*, 2005).

Pour conclure, nous sommes conscients qu'il existe des limites à notre approche liée à la méthode de sélection de la littérature que nous avons utilisée. En effet, la recherche menée par titre a donné un nombre limité d'articles et l'exclusion de la « littérature grise » a réduit l'accès à d'autres formes importantes de connaissances sur les services écosystémiques identifiés dans les agro-écosystèmes conventionnels. Néanmoins, nous pensons que cette première étude était nécessaire comme premier point de départ pour comprendre l'état des connaissances actuelles sur ces services écosystémiques, pour suggérer des indicateurs facilement mesurables et opérationnels de services écosystémiques significatifs pour les systèmes agricoles conventionnels afin de permettre ensuite une meilleure incorporation de ces services dans les programmes de conservation, de restauration et d'offre de compensation de nature agricole ordinaire.

Partie 2

Possibilités d'émergence et limites d'une offre agricole de compensation écologique

L'agriculture représente une part majeure du territoire français (60% de la surface totale selon l'estimation de Corine Land Cover, 2012) et façonne les paysages et l'environnement, au sens de milieux structurellement et fonctionnellement proches de l'homme que nous appellerons "nature ordinaire". La prépondérance spatiale des milieux agricoles et l'interaction des pratiques avec les milieux naturels nous amène donc à considérer les agriculteurs comme interlocuteurs privilégiés pour penser une compensation écologique de la nature ordinaire. Or, dans sa forme actuelle, la compensation écologique se concentre sur les espaces remarquables, même si des liens avec l'agriculture existent. La planification territoriale de la compensation écologique conduit alors à plutôt considérer les zones agricoles comme un stock d'espaces utilisables pour localiser les mesures de compensation, notamment dans des pays européens avec des densités de populations importantes et une absence de grandes étendues de nature « sauvage » (Rega, 2013). Les opérations de compensations devant se réaliser au plus près de la zone d'impact, une compensation écologique sur des terres agricoles permet ainsi de répondre aux problématiques foncières soulevées par le besoin de proximité. Enfin, les agriculteurs peuvent être impliqués en tant que gestionnaires des zones de compensation et intervenir après la réalisation d'aménagements pouvant être de la restauration, réhabilitation, voire création ou recréation de milieux. De fait, bien que les terres qui font l'objet d'une compensation ne sont pas toujours des terres qui ont une vocation agricole première (Etrillard & Pech, 2014), le monde agricole se considère négativement affecté par la mise en œuvre actuelle de la compensation, notamment du fait de l'augmentation de la pression foncière sur les terres arables (de Billy et al., 2015), complexifiant par là-même la mise en œuvre de la procédure. Un ensemble d'interrogations se fait donc jour :

- Sur la pérennité des mesures, sachant que les agriculteurs sont majoritairement réticents à s'engager sur du long terme pour mettre en place des mesures de compensation écologique (Vaissière et al., 2018a).

- Sur leur additionnalité puisque les expériences de compensation proposées aux agriculteurs ne correspondent que très rarement à un réel un changement de pratiques (Calvet & Napoléone, 2013).

- Sur l'intérêt même des agriculteurs français pour le dispositif : dans le cas du contournement de la ligne ferroviaire entre Nîmes et Montpellier, par exemple, des contrats ont été proposés à 1000 agriculteurs ; seulement 59 d'entre eux ont finalement contractualisé pour la période 2010-2015 (Calvet & Napoléone 2013).

Dans ce cadre, quelles sont les possibilités d'émergence d'une offre agricole de compensation écologique ? Précisons que le terme d' « offre » renvoie à la capacité opérationnel que le secteur agricole peut potentiellement mettre à disposition des aménageurs. Le terme de doit pas être confondu avec la « compensation par l'offre ». Deux champs sont, à notre sens, à considérer : tout d'abord, les éléments comportementaux susceptibles de favoriser les transitions individuelles de pratiques agricoles conventionnelles vers des systèmes agro-écologiques, et potentiellement utilisables dans l'action publique. Ensuite, la conception et le test d'un cadre méthodologique permettant de caractériser et cartographier la

nature ordinaire susceptible d'être prise en compte dans une mesure de compensation. Les développements et résultats de ces travaux sont principalement contenus dans la thèse de Claire Pellegrin, soutenue en 2018[17]. Dans un premier temps, nous avons donc réalisé des travaux en économie comportementale, afin de mieux comprendre les éléments susceptibles de favoriser la mise en œuvre des mesures de compensation au sein du secteur agricole, principalement en tant que fournisseur d'actifs environnementaux (2.1). Nous montrons, notamment que contrairement à la majorité de la population qui est plutôt sensible à des espèces emblématiques (le loup, les grands ongulés, une plante endémique menacée…), les agriculteurs ont plutôt une approche globale et sont plus sensibles à la protection des milieux dans leur ensemble. Nous avons ensuite construit un modèle de mise en œuvre de mesures de compensation environnementale au sein de systèmes agricoles existants. L'objectif fut de disposer d'une méthode permettant de focaliser les actions de compensation sur les espaces ordinaires, les plus abondants et les moins fragiles (voire la définition de la nature ordinaire développée à la section 1.1). Compenser la nature ordinaire permettrait d'une part de s'appuyer sur une notion plus large de l'équivalence et, d'autre part, d'augmenter les chances de succès de la restauration. Enfin, nous avons confronté empiriquement notre modèle de mise en œuvre à trois régions française (2.2). Nos résultats montrent tout d'abord la faisabilité d'une telle approche sur plusieurs régions avec des milieux naturels différents. En revanche, ils montrent également que la dotation en nature ordinaire est très hétérogène selon les régions et que des impossibilités de mise en œuvre de la mesure se font jour. En substance, le modèle est applicable dans les régions où la pression urbaine est contenue, mais « l'absence de perte nette de biodiversité » exigée par la loi reste inatteignable dans celles où la pression urbaine est prégnante, interpellant les décideurs publics sur l'efficacité des mesures de compensation dans les zones d'urbanisation les plus tendues.

2.1 Évaluation de l'acceptabilité de la compensation écologique auprès des agriculteurs

Considérant que la faisabilité des mesures de compensation de nature ordinaire dépend de l'intérêt des agriculteurs à réaliser des changements de pratiques sur leurs terres, nous avons évalué les éléments influant sur le consentement des agriculteurs à participer. L'évaluation dans la littérature du consentement des agriculteurs à participer à des politiques agro-environnementales, a mis en lumière plusieurs facteurs d'adoption de nouvelles pratiques : 1/ les caractéristiques personnelles de l'agriculteur, 2/ les caractéristiques biophysiques de l'exploitation, 3/ la gestion de l'exploitation et 4/ les facteurs exogènes. Nous savons ainsi que les agriculteurs qui adoptent des pratiques plus respectueuses de l'environnement sont en moyenne plus jeunes (Chabé-Ferret et Subervie, 2009 ; Gafsi et al., 2006 ; Vanslembrouck et al., 2002 ; Ruto et Garrod, 2009 ; Ducos et al., 2009), exploitent une SAU plus grande (Allaire et al., 2009), sont plus éduqués et plus expérimentés (Allaire et al., 2009 ; Chabé-Ferret et Subervie, 2009 ; Louis et Rousset, 2010), et se déclarent plus sensibles aux problématiques environnementales (Falconer et Saunders, 2002 ; Lamine, 2010 ; Mzoughi, 2011).

Par ailleurs, au-delà des déterminants individuels d'adoption de nouvelles pratiques, l'économie comportementale a également permis de comprendre les biais cognitifs qui entrent en jeu dans le processus de mise en œuvre de mesures institutionnelles. Des études montrent ainsi qu'il est possible d'atténuer les biais négatifs liés à l'exigence d'un programme, en y ajoutant un élément suscitant un biais positif auprès

[17] Claire Pellegrin (2018). Durabilité forte et aménagement du territoire : Analyse empirique de la compensation écologique centrée sur la nature ordinaire et intégrant les agriculteurs. Thèse de doctorat Economies et finances - Université d'Avignon ⟨NNT : 2018AVIG2063⟩

des personnes visées (Beretti et Grolleau, 2016). Un exemple classique de biais psychologique freinant l'adoption de nouvelles pratiques par les agriculteurs est l'aversion à la perte (Hardisty et al., 2010 ; Boussemart et al., 2011 ; Jacquet et al., 2011 ; Goldstein et al., 2007 ; Louis et Rousset, 2010) et l'incohérence temporelle des préférences des agents (Keren et Roelofsma, 1995). Ces deux biais induisent une survalorisation des pertes immédiates et une sous-valorisation les gains futurs. De nombreuses études ont également montré que le réseau social et professionnel d'un agriculteur (avec les conseillers agricoles, les autres agriculteurs ou la société plus globalement), peut également influencer les changements de pratiques. Par exemple, la relation entre agriculteur et conseiller influe sur la propension de l'agriculteur à adopter une MAE (Cardona et Lamine, 2009 ; Tamini, 2011 ; Peerlings et al., 2009 ; Chantre et al., 2010). Il en est de même pour la relation aux autres agriculteurs, qui lui permet de se situer par rapport à des critères d'excellence professionnelle (Lamine, 2010). Mzoughi (2011) montre ainsi, à partir d'une enquête dans le Sud de la France auprès de producteurs de fruits et légumes, que « montrer aux autres son engagement pour l'environnement » est un facteur important dans le choix de la méthode de protection de ses cultures. Nous savons enfin que dans le cadre de la mise en œuvre d'une action publique, indiquer le niveau d'adoption moyen d'un comportement et annoncer les résultats positifs obtenus, revient à signaler une norme sociale et favorise une dynamique de diffusion (Collier et al., 2010 ; Benabou et Tirole, 2012).

La mise en œuvre de la compensation écologique avec des agriculteurs nécessite donc de réfléchir à une forme d'action susceptible de motiver leur participation. Le niveau de rémunération n'étant pas obligatoirement prépondérant dans leur prise de décision (Vaissière et al., 2018a), nous avons évalué l'effet de deux éléments non marchands, l'identification de la cible et la réputation, sur le consentement à participer des agriculteurs. La littérature nous amène tout d'abord à considérer qu'un objet de la compensation (une espèce cible, un milieu naturel…) moins identifié recevra moins de soutien qu'un autre plus individualisé. Puis, la référence à la norme sociale est également à considérer, plus précisément la réputation (Keizer et al., 2008 ; Bikhchandani et al., 1998) que nous focaliserons ici sur "l'effet d'héritage" en faisant l'hypothèse que la volonté de laisser un héritage positif aux générations futures peut conduire à des changements comportementaux pro-environnementaux (Zaval et al., 2015). Dans cette perspective, nous avons réalisé une enquête postale auprès de 4 423 agriculteurs, qui a permis d'évaluer l'effet d'incitation de ces deux éléments de calibrage sur le changement de pratiques.

- L'effet de la victime identifiée fait l'hypothèse qu'une "victime" (l'espèce ou le milieu menacé) identifiée et individualisée recevra plus de soutien qu'un grand nombre de victimes anonymes (Jenni et Loewenstein, 1997). Nous l'avons testé auprès d'agriculteurs dans le cadre de la compensation écologique pour des pertes écologiques végétales, avec une identification croissante des victimes (de plusieurs plantes de plusieurs espèces végétales non nommées à un seul plant d'une espèce végétale identifiée par une photographie) (Pellegrin et al., 2018). Nos résultats montrent qu'il n'y a pas d'intérêt préférentiel significatif pour les victimes-plantes identifiées. Ils tendent plutôt à suggérer que pour les agriculteurs (contrairement au reste de la population) l'identification des plantes cibles réduirait le soutien à des mesures de compensation. Ces résultats présentent un intérêt de connaissance pour les politiques de conservation de l'environnement qui doivent mettre en œuvre des actions impliquant le monde agricole. Au-delà de la mise en œuvre de mesures existantes, l'augmentation de l'intérêt des agriculteurs pour des programmes visant à protéger des milieux naturels moins spécifiquement identifiés, nous conduit à supposer que participer à la protection d'une nature ordinaire serait susceptible de mieux recueillir leur adhésion.

- L'utilisation de la motivation à laisser une image positive (effet d'héritage) comme moteur de mise en place de comportements pro-environnementaux est relativement novateur dans l'économie comportementale. Si des travaux font l'hypothèse qu'amorcer la discussion sur l'idée de l'héritage laissé aux générations futures augmenterait les actions visant à protéger la nature (Zaval et al., 2015), notre enquête montre que les

agriculteurs ne sont pas sensiblement plus enclins à participer à une offre de compensation après une invocation de leur legs (Grolleau et al., 2019). Cependant, l'effet de cette invocation n'est pas le même selon les individus. Dans le cas des agriculteurs issus de famille d'agriculteurs, l'idée de l'héritage n'induit pas une augmentation du niveau d'intérêt pour la compensation écologique. En revanche, les agriculteurs ne venant pas de famille d'agriculteurs y sont plus sensibles. Cette expérience permet de souligner que les incitations (ou nudges) n'ont pas forcément un effet homogène sur tous les individus et que leur utilisation mal calibrée dans des politiques peut induire une sélection involontaire des acteurs impliqués.

Enfin, cette enquête a permis de mettre en évidence que, quels que soient les traitements appliqués, les agriculteurs conventionnels participeraient significativement moins aux politiques environnementales proposées que les agriculteurs en agriculture biologique. Or, réaliser des mesures de compensation chez des agriculteurs en AB plutôt que conventionnels génère mécaniquement un gain écologique moins important. En considérant que la relation entre le niveau de services écosystémiques et la valeur du milieu est linéaire (Roach et Wade, 2006) et que l'efficacité marginale des actions est décroissante, en particulier si des efforts substantiels ont déjà été consentis (Viardot, 1993), on peut supposer que le potentiel de plus-value écologique sera plus important pour les exploitations les plus intensives par rapport à celles qui sont d'ores et déjà plus respectueuses de l'environnement (Tscharntke et al., 2005). Au-delà de la dimension politique que nous ne voulons pas traiter ici (focaliser une mesure sur les acteurs ayant fait le moins d'effort), nos résultats nous incitent à penser que l'offre de compensation écologique doit être envisageable quel que soit le milieu agricole, en intégrant les plus ordinaires (et les plus fréquents).

2.2 Modélisation spatiale de la mise en œuvre de mesures d'offre de compensation environnementale

L'intérêt de disposer d'une mesure du niveau d'ordinarité des milieux naturels est que par confrontation à la structure géographique des régions étudiées, il est possible de mettre en évidence les seuils et limites d'atteinte d'un optimum de mise en œuvre de la compensation environnementale (réalisation des objectifs environnementaux en minimisant le coût de la politique, évalué en termes de disponibilité foncière). Ils sont évalués par confrontation des besoins localisés de compensation (estimés en fonction de l'étalement urbain) à l'offre potentielle agricole. Nous montrons ainsi que l'hétérogénéité spatiale du stock de capital naturel et des pressions anthropiques qui s'expriment sur un territoire, conditionnent la faisabilité d'une compensation des pertes écologiques. Formellement, notre modèle permet de cartographier les espaces (à l'échelle régionale) où la compensation intégrale des atteintes à l'environnement (dans le cadre du dispositif réglementaire existant et des connaissances scientifiques actuelles) serait possible et les espaces où, même en intégrant la nature ordinaire, elle reste un vœu pieux.

Une validation empirique de l'opérationnalité de notre définition a été opérée sur trois régions françaises (antérieures à la réforme territoriale de 2015) : Champagne-Ardenne, Centre-Val de Loire et Provence-Alpes-Côte d'Azur. A partir d'une hypothèse de prolongation des processus actuels d'étalement urbain (Charmes, 2013), nous avons estimé l'urbanisation à l'horizon 2040, de manière à confronter la localisation de la nature ordinaire telle que nous l'avons définie aux besoins prévisibles de compensation écologique (en faisant l'hypothèse que toute consommation d'espace par la ville doit être compensée). Notre approche sera simplifiée par une dichotomie franche entre nature ordinaire et nature remarquable, malgré la limite floue qui peut exister entre ces deux statuts. Cela nous permet de contraster les différents types et niveaux d'enjeux écologiques portés par les milieux et de mettre en œuvre la clef de détermination que nous avons élaborée.

Pour définir le caractère ordinaire des espaces, en l'occurrence renseigner la dépendance d'un écosystème vis-à-vis des activités humaines et la complexité des milieux, nous avons fait appel aux informations disponibles sur la couverture et l'usage du sol fournies par les bases de données Corine Land Cover (CLC) (échelle 1/100 000). Dans un premier temps, nous utilisons la couverture la plus récente (2012) pour mesurer le niveau de dépendance des espaces aux activités humaines (Liénard et Clergeau, 2011), en intégrant les zones agricoles ou les jardins urbains et pour chacun des différents usages. Dans un second temps, nous nous appuyons sur l'âge de l'écosystème pour définir son niveau de complexité (Parrott, 2010). Nous faisons ici l'hypothèse que les écosystèmes ayant évolué depuis peu peuvent être considérés comme moins complexes et plus ordinaires que les milieux dont les composantes ont développé sur le long terme de multiples interactions (Harris, 2007) (voir tableau ci-dessous). Nous sélectionnons donc des zones ayant connu des changements d'usage du sol entre 2000 et 2012, vers des occupations non artificialisées du sol. Les écosystèmes ainsi définis (dépendants de l'activité humaine ou peu complexes) ont été réunis dans une couche SIG au sein de laquelle ont été exclues les zones réglementairement protégées au titre de la biodiversité.

Tableau 2.1 Méthode de spatialisation de la nature ordinaire (source : Pellegrin, 2018)

Critères	Indicateurs	Données	Règles de décision
Dépendance de fonctionnement du milieu vis-à-vis des activités humaines	Présence d'activités humaines induisant une emprise importante de l'homme sur les milieux	Corine Land Cover 2012	Les espaces porteurs en 2012 d'activités humaines considérées comme structurantes du milieu (Annexe 1) sont placés comme partie de la nature ordinaire
Faible complexité du milieu	Âge du milieu : plus un écosystème est récent, moins il sera complexe	Corine Land Cover 2010-2012	Les milieux dont la couverture du sol a changé entre 2000 et 2012 sont considérés comme peu complexes et donc comme ordinaires
Absence de nature remarquable	Absence de zones de protection réglementaires	Données Carmen 2016	Retrait des espaces protégés réglementairement des espaces définis comme dépendants des actions humaines ou faiblement complexes

La clef de détermination du niveau d'ordinarité des milieux naturels permet également de produire une mesure localisée (appelée ci-dessous valeur écologique) permettant de construire des cartes.

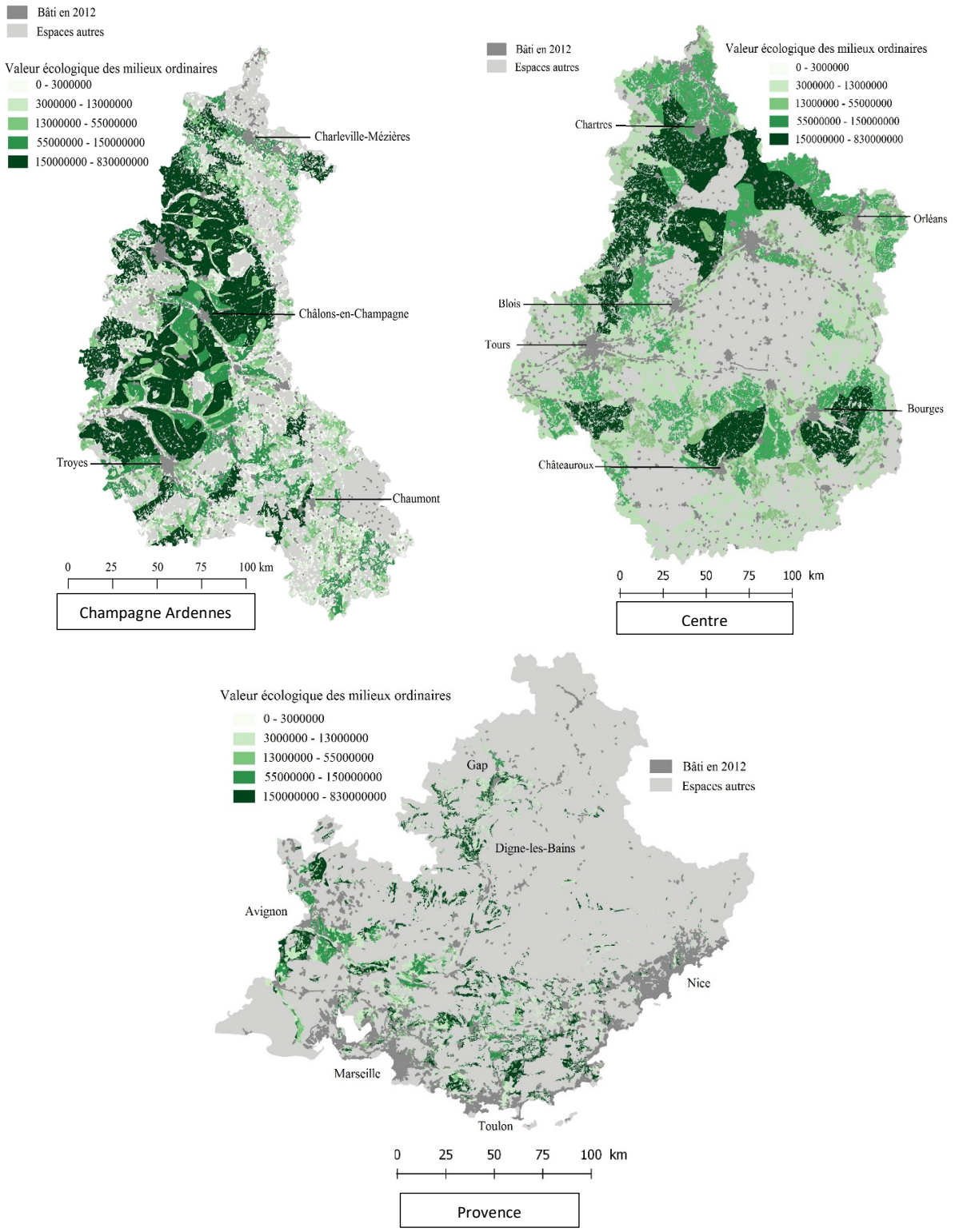


Figure 2.2 Modélisation cartographique des espèces de nature ordinaire potentiellement mobilisable pour la compensation écologique (source : Pellegrin, 2018)

Il apparait alors que la faisabilité d'une compensation s'appuyant sur la nature ordinaire est fortement dépendante du territoire dans lequel elle est conduite. On peut en déduire qu'il n'est pas souhaitable de gérer la mesure de la même manière dans toutes les régions. Dans les régions ayant un stock de nature ordinaire important et une artificialisation des terres contenue, l'offre de compensations en nature ordinaire semble pouvoir être mise en œuvre, sans effet de seuil. Notre projection montre, par ailleurs, que la grande majorité des espaces de nature ordinaire concernés par l'artificialisation étant des terrains agricoles (98 % des terres en Champagne et 99 % en Centre-Val de Loire), la compensation écologique de la nature ordinaire ne peut donc qu'intégrer les agriculteurs, notamment comme producteurs potentiels de gains écologiques. En revanche, dans d'autres régions (comme Paca) où la nature ordinaire est relativement limitée (du fait de l'étendue des espaces remarquables) et où les rythmes d'urbanisation sont importants, la compensation écologique, quelle que soit la manière dont elle est administrée, ne peut permettre d'éviter la perte nette de biodiversité. La faisabilité de la compensation se heurte ainsi à des seuils dans les régions les plus soumises à des tensions de changement d'usage des sols. Cela signifie que dans ces espaces, le choix d'aménagement (versus de protection des milieux) est un arbitrage social et politique entre des options qui, chacune, ont un coût (économique si l'on empêche le développement, environnemental si l'on aménage), que les mesures de compensation en elles-mêmes ne permettent pas d'obérer, sauf à agir dans la communication.

Partie 3

Analyse sociologique et juridique de la mise en œuvre de la compensation écologique par le secteur agricole

Le troisième volet du projet CompAg examine les articulations à l'œuvre entre la compensation écologique et le secteur agricole. Il mobilise pour cela la sociologie et le droit. L'objectif principal est d'appréhender les conditions d'institutionnalisation de la participation du secteur agricole à la compensation écologique. Plus précisément, il s'agit de se pencher sur la diversité des articulations à l'œuvre entre le secteur agricole et la compensation écologique, d'explorer les facteurs explicatifs de cette diversité et d'appréhender la construction (éventuelle) de normes régionales traduisant l'existence d'un compromis entre les différentes parties prenantes de la séquence ERC (aménageurs, services de l'État, représentants de la protection de la nature, acteurs agricoles) et donc d'une certaine régularité dans la mise en œuvre des mesures compensatoires sur des espaces agricoles. Ces normes informelles peuvent concerner différents aspects de la compensation écologique tels que les modalités du portage foncier, les changements de pratiques, le dimensionnement des mesures ou encore les rémunérations.

Comme nous l'avons vu (Introduction), le secteur agricole n'est pas une cible prioritaire de la séquence ERC telle qu'elle est définie par les textes législatifs. Cet impensé explique l'absence d'un cadre formalisé des conditions de participation du secteur agricole à la compensation écologique. L'absence de régulation centralisée ouvre la voie à une multitude d'expressions concrètes de mesures de compensation écologique en milieu agricole, en lien avec une diversité d'organisations intermédiaires impliquées dans la mise en relation des aménageurs et des agriculteurs. Ces organisations intermédiaires viennent le plus souvent du secteur agricole ou de la protection de l'environnement, comme les SAFER, les chambres d'agriculture, les conservatoires d'espaces naturels ou des cabinets de conseil en environnement. Chacun de ces intermédiaires cherche à faire valoir une spécificité liée à ses compétences, son expertise, sa connaissance du milieu agricole ou de la protection de la nature, ses outils et modalités d'action ou encore son positionnement moral par rapport à la compensation écologique. De façon plus structurelle, les caractéristiques régionales de l'économie agricole, les dynamiques d'aménagement et les enjeux de protection de la nature expliquent aussi la diversité des articulations entre secteur agricole et séquence ERC et plus spécifiquement opérations de compensation. Ce volet du projet de recherche a pour objectif de caractériser cette diversité et d'expliciter les facteurs qui la sous-tendent. La première section (3.1) sera consacrée à la présentation de l'enquête qui a été conduite dans sept régions. La section 3.2 expose de manière détaillée les compensations portées par des exploitations agricoles. La dernière section (3.3) aborde l'échelle d'analyse régionale pour comprendre comment le portage de mesures compensatoires par le secteur agricole fait l'objet d'une institutionnalisation.

3.1 Méthode d'enquête et présentation du matériau empirique

3.1.1 Sélection des régions d'enquête et identification d'études de cas

Afin de cibler les régions et les projets de compensation écologique étudiés de manière exhaustive par des études de cas empiriques, nous avons réalisé deux enquêtes préliminaires et analysé les données présentées dans une base de données. La première enquête préliminaire a été conduite en 2016. Elle comporte huit entretiens menés auprès d'organisations agricoles, de scientifiques et d'associations de protection de la nature. Elle avait pour objectif de dresser un panorama général des positionnements spécifiques de chaque organisation par rapport à la compensation écologique. Ces entretiens ont aussi permis de cerner les différences territoriales : certaines régions ayant connu des projets d'aménagement importants, menant à des besoins de compensation forts, ont généralement une expérience plus grande et de ce fait un positionnement plus structuré. C'est le cas des ex-régions Languedoc-Roussillon et Rhône-Alpes notamment. La seconde enquête préliminaire a été menée auprès des agents des Pôles Biodiversité des DREAL et des agents des DDT(M) en charge de l'instruction des demandes de dérogation à la protection des espèces[18] (n=25), et donc de l'évaluation de l'application de la séquence ERC par les maitres d'ouvrages et les bureaux d'études. Elle avait pour objectifs de comprendre les étapes de l'instruction et d'appréhender les spécificités régionales en termes d'enjeux de biodiversité, d'aménagement et d'agriculture.
De plus, la construction d'une base de données, à partir de quatre outils régionaux (Erman en PACA, outil du Languedoc Roussillon, outil normand et outil rhône-alpin) puis de l'outil national GEOMCE à partir de sa mise en œuvre en 2017, a été une étape importante pour accéder à une connaissance plus quantitative et échantillonner des projets pertinents pour l'analyse. La base de données que nous avons construite rassemble aujourd'hui environ 4500 lignes qui correspondent à 4500 mesures compensatoires (un projet d'aménagement pouvant comprendre une ou plusieurs mesures compensatoires), décrites de façon très inégale. Malgré le caractère partiel de l'information, cette base de données a permis d'estimer le nombre de mesures compensatoires articulées à des enjeux agricoles (entre 1000 et 1500), d'appréhender la (faible) diversité de ces mesures compensatoires et de repérer des projets à enquêter à partir d'extractions régionales.

Enfin, nous avons recueilli une petite vingtaine de contrats concernant des opérations de compensation impliquant des agriculteurs qui ont fait l'objet d'une analyse juridique. La majorité de ces contrats concernent les cas enquêtés, les autres ont été recueillis par d'autres sources. Toutefois, quasi tous les contrats étudiés concernent des cas antérieurs à l'entrée en vigueur des nouvelles dispositions applicables à la compensation écologique issues de la loi biodiversité de 2016 et concernent presque exclusivement des obligations de compensation écologique dans le cadre de dérogations « espèces protégées »[19]. Une autre limite importante à l'exploitation de ce matériau est que nous n'avons pas réussi à obtenir la totalité des contrats impliqués directement ou non dans les opérations de compensation, qu'il s'agisse par exemple des contrats de mise à disposition des terres lorsque celles-ci ne faisaient pas l'objet d'un droit préalablement reconnu à l'exploitant agricole ou des contrats possiblement déjà souscrits par l'exploitant (bail rural, MAEC, contrat de filière etc.). Il n'a donc pas été

[18] Ces agents ont été ciblés car identifiés comme instruisant des dossiers impliquant fréquemment de la compensation, à la différence d'autres autorisations administratives où la compensation est plus rare si seule la nature ordinaire est concernée (voir introduction).
[19] Les projets concernés sont également peu variés, il s'agit principalement de parcs éoliens et d'infrastructures de transport.

possible d'appréhender dans notre analyse le réseau d'engagements contractuels dans lequel peuvent s'inscrire les contrats propres à la mise en œuvre des mesures compensatoires.

3.1.2 Conduite de l'enquête empirique

L'enquête empirique a été conduite dans six régions différentes (Occitanie, Bourgogne Franche Comté, AURA ex-Rhône Alpes, Ile-de-France, Normandie, Hauts-de-France) qui ont été choisies en fonction de leur expérience en termes de compensation écologique, de leur dynamique d'artificialisation, mais aussi pour la diversité des enjeux biodiversité et des types d'agriculture (bassins de production de grandes cultures avec forte intégration par l'aval, régions d'élevage et de polyculture élevage, zones de déprise agricole).

Pour chaque région, des entretiens ont été conduits avec des représentants des organisations agricoles et environnementales impliquées dans l'offre agricole de compensation afin de cerner les enjeux spécifiques de la région (entre deux et cinq entretiens). Ensuite, deux à quatre projets ont été étudiés par région, l'étude de cas reposant sur la collecte des documents relatifs au projet et la conduite d'entretiens avec les parties prenantes (maitre d'ouvrage, intermédiaires de compensation, agriculteurs). Les rapports produits par deux des partenaires non académiques du projet (Agrosolutions et la Fédération des CEN) sont aussi une source importante de données : ils analysent plusieurs projets portés par un même intermédiaire, ce qui fournit des éléments pertinents pour penser la trajectoire dans le temps d'un intermédiaire (notamment sa professionnalisation) et les déclinaisons territoriales de projets portés par un même acteur (les projets des CEN dans différents contextes économiques et politiques). Au total, 95 entretiens ont été conduits et 21 projets d'aménagements qui impliquent des agriculteurs ont été étudiés dans l'enquête empirique. En comptant les projets des partenaires privés, ce sont 29 projets qui ont été étudiés. Tous les entretiens ont été retranscrits et analysés manuellement, selon deux modalités : nous avons constitué des fiches de synthèse par région et nous avons aussi procédé à une analyse transversale des grandes thématiques (environ une quinzaine) qui ressortaient des études de cas régionales (par exemple « identification des parcelles », « mesures compensatoires et exploitations agricoles » etc.)

Les résultats de l'enquête sont présentés selon deux unités d'analyse : la première est l'échelle de l'exploitation agricole qui permet de caractériser la diversité des mesures compensatoires ainsi que l'intégration dans la logique productive de l'exploitation. La seconde est l'échelon régional qui donne à voir les stratégies institutionnelles et les normes plus stabilisées.

3.2 Mesures compensatoires et exploitations agricoles

3.2.1 Une faible diversité de changements de pratiques pour une diversité d'arrangements

Parmi les 21 projets étudiés, on remarque une faible diversité de mesures compensatoires gérées par des agriculteurs. Il s'agit principalement d'entretien de prairies qui peuvent avoir été d'abord réhabilitées (précédent friche, milieu en voie de fermeture ou terre labourée) ou non. On trouve aussi de la création de haies et d'habitats écologiques non productifs tels que des mares ou des mouillères. Par ailleurs, les contrats étudiés révèlent que les pratiques exigées des exploitants agricoles ne sont que des pratiques de gestion complémentaires à des mesures de réhabilitation réalisées par les maîtres d'ouvrages ou les opérateurs de compensation choisis par eux.

Nous proposons, pour analyser les intérêts en présence et les rapports de force à l'œuvre entre les parties prenantes de la séquence ERC, d'appréhender ces mesures compensatoires au prisme d'un compromis entre leur dimension écologique (le gain écologique qu'elles apportent pour répondre à une obligation de compensation) et leur dimension agronomique et économique. Dans la plupart des cas, atteindre un gain écologique va de pair avec une extensification – voire un arrêt – de la production. Le cas emblématique en est celui de la remise en prairie de terres labourées. Le gain écologique est important, tout comme l'est la baisse de productivité des parcelles concernées. De façon moindre, la fauche tardive de prairies existantes entre aussi dans ce cas de figure. L'installation de haies, bien que celles-ci ne soient pas directement productives, comporte aussi un intérêt agronomique (protection du vent, lutte contre l'érosion etc.). Enfin, certaines mesures ont pour effet de soustraire des espaces agricoles à la production. C'est le cas de la création de mares ou de mouillères. Ainsi ces mesures, et le gain écologique attendu, peuvent être appréhendées selon un gradient d'extensification de la production agricole. A l'inverse, dans d'autres cas on observe une convergence entre le gain écologique et un gain productif. C'est le cas lorsque des espaces non productifs tels que des friches agricoles ou des milieux de type garrigues en voie de fermeture sont remis en exploitation par du pâturage. On voit alors s'accorder intérêt écologique et intérêt agricole. Pour cette raison, ces mesures ont la faveur des organisations agricoles. Cependant, nous verrons dans la partie suivante que le contexte foncier n'est pas partout propice à cette possibilité.

Outre les changements de pratiques en vue d'un gain écologique, les mesures compensatoires peuvent aussi être appréhendées à l'aune des arrangements convenus entre les agriculteurs et les maitres d'ouvrage. L'enquête empirique tout comme l'analyse des contrats témoignent d'une diversité de situations en ce qui concerne le portage foncier des mesures et donc leur pérennité (voir section 3.3.2) et la rémunération des agriculteurs. Sur ce dernier point, les bénéfices que les agriculteurs peuvent tirer de leur engagement dans des mesures compensatoires sont de plusieurs ordres. Tout d'abord, cela peut être un moyen d'accéder à du foncier, sous conditions. Quand ils sont déjà exploitants des parcelles concernées, ils touchent en général un dédommagement pour compenser la baisse de rendement, une rémunération pour service rendu voire les deux, agrégés dans une somme qui n'est généralement pas calculée selon des modalités précises mais négociée à partir d'une référence locale. Dans le cas des fauches tardives, cette référence est généralement le montant local des MAEC « Fauches tardives », à laquelle un surplus peut être ajouté pour inciter les agriculteurs à l'engagement. Dans l'enquête, les montants observés s'échelonnent de 270 à 700€/ha/an pour une fauche tardive. Dans les Hauts-de-France, où le foncier agricole est aussi convoité par des agriculteurs belges cherchant à sous-louer des parcelles à l'année pour la culture de la pomme de terre, la référence n'est plus la MAEC, mais le montant de la sous-location des terres (entre 1300 et 2000€/ha/an selon les enquêtés). Ces éléments sont autant d'indices qui invitent à replacer l'analyse des mesures compensatoires dans le contexte régional où elles sont observées.

3.2.2 Économie agricole et typologie des mesures compensatoires

L'hypothèse selon laquelle le contexte agricole régional influe sur le type de mesures compensatoires mises en œuvre sur des espaces agricoles peut être explorée selon deux entrées. Dans cette partie, nous chercherons à observer de quelle façon l'économie agricole, entendue notamment par le type de productions, leur productivité ainsi que la pression foncière, joue sur les arrangements à l'œuvre entre les agriculteurs, les organisations agricoles et les aménageurs. Dans la section suivante (3.3), nous chercherons à observer comment les parties prenantes en présence œuvrent pour la production et l'institutionnalisation de normes régionales concernant le portage foncier, les méthodologies de dimensionnement ou encore la rémunération.

Le tableau suivant synthétise les occurrences des différentes mesures par région d'étude. Étant donné les modalités d'échantillonnage des projets étudiés (en suivant les opportunités de prise de contact et les conseils des personnes enquêtées), il ne s'agit pas là de produire une image statistiquement représentative de la compensation écologique par région, mais plutôt d'identifier des tendances entre d'une part les régions où prédominent les terres labourées et les grandes cultures, et des régions d'élevage où le foncier est tendanciellement moins cher et l'économie agricole parfois moins florissante.

Tableau 3.1 : Type de mesures en fonction des régions d'étude

	Ouverture de milieu par pâturage extensif, remise en production de friches	Fauche tardive sur prairie préexistante	Remise en prairie de terres labourées	Insertion de haies	Création d'habitats non productifs (mares, mouillères)
Occitanie	4	1			
Rhône-Alpes		3	1		
Bourgogne Franche Comté	4	1			
Nouvelle Aquitaine		1	1		
Ile-de-France					1
Champagne Ardennes		1	1	2	
Normandie	1	1	1	1	1
Hauts de France		1	1	1	

D'une façon générale, les organisations du secteur agricole mettent en avant leur préférence pour une mobilisation de foncier non agricole, qu'il s'agisse de foncier non productif, en friche, ou qu'il s'agisse de parcelles qui appartiennent à une collectivité. Cependant, la concentration de mesures compensatoires sur des espaces marginaux en Occitanie et en Bourgogne Franche Comté (ainsi qu'en Normandie dans une moindre mesure) témoigne du fait que dans la plupart des cas ces espaces marginaux sont limités et ne permettent pas de répondre aux besoins compensatoires.

La fauche tardive sur prairie existante est la mesure que l'on retrouve dans la plupart des régions. D'un gain écologique modéré par rapport à la remise en prairie de terres labourées, elle peut être considérée comme l'expression d'un compromis entre la production agricole et la protection de la nature. En effet, la baisse de productivité est plus faible que dans le cas d'une remise en prairie, et le gain écologique est aussi plus modéré. Il est donc plus facile d'inciter des agriculteurs à contractualiser pour ce type de mesures, qui apparaissent comme une solution fréquente pour les maitres d'ouvrage.

On retrouve le cas de la remise en prairie dans la plupart des régions, à l'exception de l'Ile-de-France où très peu de mesures compensatoires sont situées sur des espaces agricoles, et de l'Occitanie et la Bourgogne Franche-Comté, régions d'élevage où les exploitations connaissent des difficultés économiques et sont enclines à engager comme mesures compensatoires des parcelles déjà en prairie. Cependant, l'enquête révèle que ce type de mesures n'a généralement pas les faveurs ni du secteur agricole (du fait de la perte de productivité), ni des maitres d'ouvrage, du fait du coût important de ces mesures qui intègre la perte de revenu agricole lié à l'arrêt des grandes cultures.

Enfin, on remarque dans les régions les plus productives une tendance à la recherche de compromis quant à l'emprise foncière des mesures compensatoires. Ainsi, la présence de haies peut être

interprétée comme le choix de mesures compensatoires où la densité en espèces végétales est concentrée sur une surface réduite, de façon à faciliter l'engagement des agriculteurs en grandes cultures.

En résumé, les mesures compensatoires développées sur des espaces agricoles et gérées par des agriculteurs sont tendanciellement situées sur les marges foncières et les espaces en voie de fermeture, réhabilités par de l'élevage extensif. Dans les régions où la productivité agricole est plus importante et les marges foncières quasiment inexistantes, les mesures compensatoires sont localisées préférentiellement sur des espaces déjà en prairie, mais peuvent aussi conduire à de la remise en prairie de terres labourées. Quand l'accès au foncier est très tendu, des mesures telles que des haies peuvent être préférées. On observe une évolution de la situation foncière avec le temps, notamment dans la région Occitanie ex-LR qui est une des pionnières dans l'application d'ERC aux projets d'aménagement (dès la moitié des années 2000) : l'accès au foncier est de plus en plus tendu ce qui conduit à la réduction d'espaces marginaux disponibles et donc à des conflits d'usages. Enfin, la rémunération des prestations est indexée sur les rendements agricoles : elle est tendanciellement plus élevée dans les régions de la moitié nord de la France. L'étude des contrats recueillis conforte cette analyse en montrant un recours préférentiel à des contrats de prestation de service (cf. section 3.3.2), souvent de courte durée mais renouvelables, déconnectés de toute activité productive sur les espaces de compensation.

3.2.3 Modalités de portage foncier

La sécurisation foncière des mesures compensatoires peut être appréhendée selon deux grandes modalités, selon que le foncier agricole est possédé par le maitre d'ouvrage (acquis pendant la procédure ou inclus dans l'emprise foncière de l'ouvrage) ou que l'accès au foncier est réalisé par conventionnement avec un agriculteur exploitant. Dans la plupart des cas de propriété directe, le maitre d'ouvrage rétrocède le foncier à un organisme gestionnaire d'espaces naturels tels que les Conservatoires des Espaces Naturels, le Conservatoire du Littoral ou encore les services des Conseils départementaux en charge des Espaces Naturels Sensibles. Dans certains cas, le maitre d'ouvrage reste propriétaire des parcelles et en assure la gestion ainsi que le suivi des mesures. Le foncier ainsi acquis est ensuite mis en gestion auprès d'un agriculteur, à l'aide d'un Bail Rural Environnemental (BRE), d'un bail emphytéotique ou d'une Obligation Réelle Environnementale (ORE)[20]. Dans les cas de conventionnement direct avec un agriculteur exploitant, le contrat peut être une convention de gestion (cf. infra 3.3.2), dont la durée varie de quelques années (et la convention est alors renouvelable) ou une ORE d'une durée généralement égale à la durée d'exploitation de l'infrastructure délivrée au maitre d'ouvrage (soit en général une trentaine d'années). On remarque que la durée des conventions de gestion augmente après 2016, avec le renforcement de l'application de la séquence ERC par la loi dite biodiversité.

Tout comme c'est le cas pour les changements de pratiques, on observe des tendances en ce qui concerne les modalités de portage foncier, qui s'interprètent au prisme de l'économie agricole des régions. Le tableau (Tableau 3.2) suivant synthétise les modalités rencontrées par région.

[20] A noter, l'ORE a été créée par la loi dite de Biodiversité en 2016. Il y a donc un certain délai, tenant à l'appropriation par les acteurs de ce montage, entre sa création et sa mise en œuvre.

Tableau 3.2 : Modalité de portage foncier selon les régions d'étude

	Acquisition ou parcelle appartenant au maitre d'ouvrage	Convention de gestion avec agriculteur exploitant	ORE avec agriculteur exploitant
Occitanie	2	1	
Rhône-Alpes	2	2	
BFC	2	1	
Nouvelle Aquitaine	1		
Ile de France	1		
Champagne Ardennes		1	
Normandie	2		1
Hauts de France			2

Ce tableau met en évidence plusieurs aspects du portage foncier. Premièrement, les cas étudiés montrent un plus grand nombre d'acquisition/rétrocession ou de mesures compensatoires mises en place sur du foncier appartenant déjà au maitre d'ouvrage. Ces cas incluent le foncier intégré à l'emprise des ouvrages ainsi que le foncier acheté spécialement pour les besoins compensatoires, en général avec l'aide d'un intermédiaire foncier (SAFER, EPF, Systra Foncier, CDC Biodiversité). L'acquisition implique un coût initial relativement important pour le maitre d'ouvrage (davantage qu'une convention de gestion où la rémunération est dans la plupart des cas versée annuellement) et impose d'articuler la temporalité de la procédure d'autorisation des aménagements avec celle du marché foncier, l'identification des parcelles puis leur acquisition qui peut facilement prendre plusieurs années. Pour les grands projets, qui font l'objet d'un contrôle politique plus important, une proportion de terres en acquisition est fortement recommandée par les services de l'État, ce qui n'est pas le cas pour les plus petits projets. Les modalités de portage foncier sont laissées à l'appréciation du maitre d'ouvrage et aux opportunités locales.

Les contractualisations directes avec un agriculteur exploitant montrent une situation plus clivée : les ORE sont observées dans les régions les plus productives. Ceci s'explique par le fait que dans ces régions, les organisations agricoles marquent une opposition plus nette à l'acquisition foncière (à l'exception des marges agricoles), qui est cependant une modalité robuste de sécurisation des mesures compensatoires sur le long terme. Cette position n'est pas une position d'opposition à la participation du secteur agricole à la compensation écologique : en contrepartie de cette position forte, les organisations agricoles de Normandie et des Hauts-de-France prônent l'usage d'ORE pour sécuriser les mesures compensatoires. Dans les régions où l'opposition à l'acquisition n'est pas si forte, l'ORE n'est pas non plus valorisée comme un compromis pertinent entre l'acquisition et la convention de gestion. Ces régions correspondent à celle où le CEN est fortement impliqué dans la mise en œuvre de la compensation. Or cette organisation est peu favorable au recours aux ORE dans la mesure où elle vise la pérennité, au-delà de la durée négociée des ORE, des mesures comme garantie d'une plus-value écologique (voir la charte éthique ERC des CEN).

3.2.4 Le rôle des situations marginales

Cet aperçu des différentes modalités de mise en œuvre des mesures compensatoires fait apparaitre deux éléments centraux. Premièrement, l'accès au foncier est une question centrale et épineuse, et ce d'autant plus quand les projets d'aménagement sont situés dans des régions périurbaines où la concurrence pour les usages du foncier est forte. Deuxièmement, l'engagement des agriculteurs et le soutien des organisations agricoles ne se concrétisent qu'à certaines conditions, notamment relatives

au foncier. On observe une hiérarchie des préférences qui favorise le foncier non productif, les espaces en friche, puis les prairies et enfin les terres labourées qui sont à la fois les plus onéreuses et les plus protégées par la profession agricole. On peut donc dire que la compensation écologique est préférentiellement développée sur les espaces agricoles marginaux. Quand ceux-ci sont inexistants, insuffisants ou inaccessibles, le foncier productif devient une cible mais plus onéreuse et pour laquelle l'enrôlement des agriculteurs peut être plus difficile.

A ceci, une observation supplémentaire mérite d'être rapprochée : parmi les seize agriculteurs interviewés au cours de l'enquête, quatre d'entre eux étaient en âge de prendre leur retraite. Ceci s'explique par le fait qu'à l'approche de la retraite les agriculteurs peuvent être enclins à extensifier leur système de production pour alléger la charge de travail. Ils sont de ce fait plus enclins que d'autres à contractualiser des mesures compensatoires qui ont pour effet d'extensifier la production ainsi que la charge de travail. On peut considérer que, de la même façon que le foncier situé aux marges de l'espace productif agricole est une cible préférentielle, le recours à des agriculteurs à la retraite est aussi en quelque sorte une situation atypique puisqu'elle oriente la mise en œuvre des mesures compensatoires sur des trajectoires professionnelles spécifiques (fin de carrière).

3.3 Institutionnalisations régionales

3.3.1 L'importance du contexte territorial dans les modalités d'application de la compensation écologique

Le cadre législatif et réglementaire de la séquence ERC laisse au choix du maître d'ouvrage les moyens de mise en œuvre de la compensation écologique. Cette liberté des moyens n'a pas été remise en cause par la loi biodiversité de 2016, qui fixe les grands principes qui guident l'action, tels que la pérennité, l'équivalence écologique, l'additionnalité ou encore la proportionnalité, sans les assortir de normes techniques impératives qui en fixeraient les modalités. Par exemple, si la loi de 2016 dispose que la compensation doit être effective pendant toute la durée des atteintes, les moyens juridiques pour y parvenir sont laissés à l'appréciation des parties prenantes de chaque projet de compensation. Entre le cadre général des principes théoriques et la mise en œuvre individualisée dans les projets s'observent toutefois des mécanismes intermédiaires de production de normes secondaires à l'échelle régionale. Ces normes régionales sont construites à partir de règles juridiques et références[21], écologiques et économiques le plus souvent extérieures au cadre de la séquence ERC. Elles tiennent en partie aux contextes territoriaux que l'on peut décrire succinctement :

Les Hauts-de-France et l'Occitanie (ex-région Languedoc Roussillon) présentent l'écart le plus grand dans les modèles régionaux étudiés. D'une part, Les Hauts-de-France est un territoire d'agriculture intensive et productif, auquel est associé un prix du foncier élevé. Les espaces naturels sont rares et les porteurs de projet ont peu d'alternatives à une compensation chère sur des parcelles agricoles. En Occitanie, la pression foncière est davantage liée à l'urbanisation. Cependant, en dehors d'espèces spécialistes de plaine agricole, le territoire offre de grandes surfaces de garrigue pouvant accueillir des mesures compensatoires et profiter à des éleveurs en recherche de foncier. Entre les deux, l'Ile-de-

[21] On distingue les règles et les principes généraux fixés par la loi et le règlement qui est codifiés dans le code de l'environnement (cadre). Ce que l'on appelle les « références » sont les règles plus individualisées observables sur le terrain, souvent reprise d'un projet à l'autre, que l'on observe dans le contenu des contrats, dans les obligations de l'arrêté préfectoral notamment.

France se distingue par une résistance forte du secteur agricole vis-à-vis de la compensation écologique : nous comptons seulement deux cas[22] de mise en œuvre de mesures compensatoires sur des parcelles agricoles. Cependant, il convient de préciser que la compensation vise majoritairement les milieux forestiers dans cette région. La Normandie, la Bourgogne Franche-Comté et la région AURA présentent des situations contrastées d'un cas à l'autre. Il s'agit de trois régions marquées par un maillage entre des territoires de polycultures élevage, de grandes cultures, et d'élevage relativement intensif (AOP Comté).

3.3.2 Les références juridiques, écologiques et économiques

On observe que le recours à différents types de contrats répond aux besoins de s'assurer de la maîtrise foncière, d'une part, et de la mise en œuvre des mesures compensatoires, d'autre part. En effet, dans les situations où l'exploitant agricole n'est pas propriétaire des terrains sur lesquels les mesures compensatoires vont être mises en œuvre, cette mise à disposition doit être assurée par un contrat, conclu soit directement avec le maître d'ouvrage, soit avec un intermédiaire, qui pourra être qualifié d'opérateur de compensation si les dispositions de la loi de 2016 sont applicables[23]. C'est le cas dans la majorité des contrats étudiés (mais qui ne reflètent pas nécessairement une situation généralisée) où le maître d'ouvrage a privilégié l'acquisition puis la rétrocession à un tiers, ici principalement les CEN. Dans les contrats étudiés, la mise en œuvre des mesures compensatoires fait l'objet d'un contrat de prestation de service distinct du contrat de mise à disposition du terrain lorsque ce contrat est nécessaire. On observe que les choix contractuels semblent également déterminés par les modalités de la rémunération des mesures compensatoires. Par exemple, une rémunération en nature peut être constituée par la seule mise à disposition gratuite d'un terrain à pâturer ou par le produit de la fauche réalisée au titre d'une mesure compensatoire. En revanche, une rémunération financière nécessitera un contrat spécifique de prestation de service.

Les références juridiques mobilisées seront différentes selon le régime juridique applicable au contrat. Sous cet angle, les contrats étudiés peuvent se répartir au sein de deux grandes catégories et d'une catégorie intermédiaire. Le régime, c'est-à-dire les règles applicables à ces différentes catégories de contrats, fournit un cadre, plus ou moins contraignant, aux arrangements conclus entre les parties. On peut ainsi distinguer deux catégories, peu normées, qui laissent ainsi une assez grande liberté aux parties. Elles comprennent les conventions de mise à disposition de terres à titre gratuit et les contrats de prestation de service. Une autre est constituée des baux ruraux à clauses environnementales (BRE), qui sont l'objet d'un régime juridique nettement plus strict[24]. Ce type de contrat a la particularité d'avoir pour objet la location d'un terrain à usage agricole (donc une mise à disposition à titre onéreux), mais de comprendre aussi des clauses relatives à des pratiques agro-environnementales, évoquant ainsi les contrats de prestation de service.

Quant aux conventions de mise à disposition, sans correspondre à une catégorie juridiquement définie, elles comprennent les contrats qui ne sont pas soumis au statut du fermage (cf. Fiche 7) lorsque cette mise à disposition est gratuite[25]. Elles se déclinent en plusieurs types juridiquement définis, comme le

[22] Une étude réalisée par l'ARB Ile-de-France comptait 74 projets ayant donné lieux à de la compensation espèce entre 2012 et 2018. https://www.arb-idf.fr/fileadmin/DataStorageKit/ARB/Articles/fichiers/Rencontres_naturalistes_2019/11_corolleur_arb.pdf

[23] On remarque que dans les contrats étudiés - non soumis aux nouvelles dispositions de la loi de 2016, rappelons-le –, il est difficile d'identifier l'opérateur de compensation au sens de l'article L 163-1 III C.Env.

[24] Nous ne disposions pas d'ORE pour l'analyse juridique, mais on peut les ranger dans cette même catégorie.

[25] Cf. L'article L 411-1 du code rural et de la pêche maritime qui soumet, par principe, toute mise à disposition à titre onéreux d'un immeuble à usage agricole au statut du fermage.

bail emphytéotique ou le prêt à usage, ce dernier régi par le code civil (Art. 1875 à 1891). Le contrat de prestation de service n'est pas non plus juridiquement défini, mais on peut y regrouper tout type de contrat ayant pour objet la fourniture de tout avantage appréciable en argent. Il s'agira ici d'obligations de faire (faucher à certaines périodes, entretenir des haies etc.), comme de ne pas faire (faucher à d'autres périodes, utiliser des pesticides, etc.).

Quant au contenu du contrat relatif aux obligations de l'agriculteur[26], à savoir les pratiques constitutives des mesures compensatoires, c'est ici l'arrêté préfectoral qui constitue le cadre juridique de référence[27]. Les contrats étudiés montrent plutôt une bonne adéquation aux prescriptions préfectorales dès lors qu'elles détaillent les mesures compensatoires (ce qui n'est pas toujours le cas). On notera en revanche que dans 3 cas étudiés, des mesures de suivi prévues par l'arrêté préfectoral ne sont pas reprises dans le contrat liant l'agriculteur. Il est à noter qu'au moins en ce qui concerne les arrêtés préfectoraux antérieurs à la loi de 2016, les mesures compensatoires ne font pas toujours l'objet d'une description précise et/ou semblent peu ambitieuses.

Quant à la durée des mesures compensatoires, c'est également l'arrêté préfectoral qui constitue la référence, pour les projets antérieurs à la loi de 2016. Pour les projets postérieurs, c'est la loi elle-même (L 163-1 I al. 1) qui fixe une durée égale à celle des atteintes. On rappelle que dans la majorité des contrats étudiés les terrains de compensation sont acquis par le maitre d'ouvrage et rétrocédés à un tiers, principalement un CEN, en conséquence la maîtrise foncière est assurée. On observe en revanche, le recours privilégié aux contrats de prestation de service, pour des durées relativement courtes, de 15 ans à 1 an renouvelable, avec une majorité de contrats de prestation de services inférieurs à 5 ans[28]. On observe néanmoins la conformité des contrats étudiés aux arrêtés d'autorisation des projets concernés, lorsque ces arrêtés fixent une durée pour les mesures de compensation (c'est le cas de 3 des contrats étudiés de 10 et 15 ans, ou encore la durée de la concession, soit 42 ans). Mais la majorité des arrêtés préfectoraux d'autorisation de projet dans le cas des contrats étudiés ne comportait pas de durée.

Enfin, on observe que la principale référence écologique mobilisée dans la plupart des projets étudiés est le contrat de Mesure Agro-Environnementale et Climatique (MAEC) de la PAC[29]. Celui-ci constitue un appui à la fois sur le contenu écologique des mesures compensatoires (en donnant des références sur les changements de pratiques agricoles) et sur le montant des rémunérations proposées aux agriculteurs. Ces éléments constituent des bases pour la négociation des arrangements à l'œuvre dans chaque projet étudié. A noter que le montant des MAEC fixe un seuil minimal à partir duquel est négocié un montant, toujours supérieur, de rémunération des agriculteurs.

On observe aussi d'autres références économiques plus locales. Comme vu plus haut (section 3.2.1), dans les Hauts-de-France, ce n'est pas le montant des MAEC qui sert de référence à la fixation de la rémunération des agriculteurs mais le montant des sous-locations de terres labourées, pratiquées dans

[26] Le détail des obligations est généralement développé dans un cahier des charges annexé au contrat.

[27] En principe identifiées et imposées par l'arrêté d'autorisation environnemental, les mesures compensatoires sont le plus souvent transposées en pratique dans des « plans de gestion », par lesquels elles transitent. Dans le silence de la loi, ces derniers consistent en des documents techniques, dépourvus de valeur juridique, contenant les modalités et les objectifs de gestion d'un ou de plusieurs sites affecté(s) à la réalisation de mesures compensatoires. Si l'élaboration et la transmission d'un tel document aux services administratifs instructeurs peuvent être imposées par l'arrêté préfectoral d'autorisation environnemental, son contenu est en principe déterminé librement par le maître d'ouvrage ou l'opérateur de compensation choisi par lui. Par la suite, les dispositions contenues dans ces plans de gestion seront traduites dans les contrats sous la forme de clauses ou de cahiers des charges (le plus souvent intégrés en annexe).

[28] 2 contrats font figure d'exception, dans la mesure où ils sont respectivement conclus pour une période de 24 ans et de 42 ans.

[29] 2 contrats reprennent même la dénomination de contrat agro-environnemental.

le cadre des rotations entre exploitations pour la culture de la pomme de terre. Autre exemple : dans les régions où les agriculteurs sont conventionnés sur des parcelles appartenant aux maîtres d'ouvrage ou à des gestionnaires d'espaces naturels, les montants des loyers sont généralement indexés au montant de la taxe foncière.

3.3.3 Production de nouvelles références par expérimentation

L'expérimentation est un mécanisme complémentaire de productions de références écologiques ou économiques. Dans un contexte d'incertitude forte sur les résultats écologiques des mesures, on observe des initiatives portées localement par des organisations agricoles (par exemple l'association Symbiose dans l'Oise) ou des gestionnaires d'espaces naturels (par exemple le CEN en Poitou Charente) qui lancent leurs propres expérimentations sur des mesures compensatoires pour en mesurer le gain écologique ou les bénéfices pour les agriculteurs.

Ces expérimentations peuvent être coordonnées par la DREAL. C'est le cas par exemple du programme REPERE, mis en place depuis 2018 qui a vocation à créer un cadre de concertation et de production de connaissance sur l'estuaire de la Seine. Douze expérimentations y sont conduites sur des mesures compensatoires, dont une impliquant la Chambre d'Agriculture Régionale.

L'ensemble des expérimentations étudiées dans le cadre du projet sont encore en cours, et il est trop tôt pour présager de leurs effets. Pour les organisations qui les portent, elles ont vocation à constituer de futures références collectives pour stabiliser des changements de pratiques et produire des normes par le bas. Il est aussi envisageable que ces expérimentations amènent de nouvelles formes contractuelles, dès lors qu'aucun contrat existant ne saurait répondre à l'ensemble des situations susceptibles de se poser dans une opération de compensation.

3.3.4 Initiatives institutionnelles et normes collectives régionales

Dans les différentes régions étudiées, des initiatives de concertation entre les parties prenantes de la séquence ERC peuvent conduire à l'institutionnalisation de normes collectives régionales qui guident la mise en œuvre de la compensation écologique. Ces initiatives prennent différentes formes. En Occitanie, la Région a la volonté de rassembler une communauté régionale comptant l'ensemble des parties prenantes dont les organisations agricoles (initiative CRERCO[30]) et qui a vocation à mettre des ressources à disposition, à organiser des groupes de travail sur les différents défis méthodologiques ou matériels qui sous-tendent la mise en œuvre de la compensation écologique dans une région à forte dynamique démographique. En l'espèce, un consortium spécifique composé de la SAFER, la Chambre d'agriculture, le Conservatoire des Espaces Naturels et fréquemment l'association naturaliste COGARD est constitué pour répondre à l'ensemble des demandes de compensation écologique par les aménageurs, ce qui ne s'observe dans aucune autre région où les intermédiaires varient de projets en projets. Le recours à un consortium stabilisé permet une certaine homogénéité dans la mise en œuvre des projets, qui se retrouvent dans une approche normée qui est en même temps liée aux enjeux écologiques relativement homogènes. Ce territoire accueille une des populations d'outarde canepetière, spécialiste de milieux ouverts. Sa rareté et son statut réglementaire a généré un investissement important pour calibrer les mesures compensatoires (réalisation d'une thèse et évaluation annuelle des mesures) pour lesquels le consortium d'acteurs intermédiaires s'est spécialisé. Cependant, la tension foncière allant croissant dans les zones péri-urbaines où sont développés la

[30] Communauté Régionale Occitanie Eviter-Réduire-Compenser.

plupart des projets, les normes régionales ont tendance à être rediscutées, les acteurs agricoles s'opposant maintenant à la consommation de foncier agricole.

Dans les Hauts-de-France, la profession agricole, à travers la Chambre Régionale, s'est engagée avec le Conseil Régional et la DREAL dans la rédaction et la signature d'une charte de la séquence ERC. Cette dernière spécifie la hiérarchie des cibles foncières que défend la profession agricole : « La mise en œuvre des compensations devra être étudiée prioritairement sur les terrains publics ou privés n'accueillant pas d'activité agricole. Il peut s'agir des délaissés, des friches, des surfaces utilisées pour les dépôts de terre définitifs qui n'ont pas été identifiés comme devant revenir prioritairement à l'agriculture » et ceci en « [privilégiant] le conventionnement plutôt que l'acquisition foncière » (extraits de la Charte ERC). En lien avec ce dernier point, la profession pousse alors pour privilégier le recours aux ORE afin d'assurer la pérennité des portages par conventionnement. La Charte précise d'autres éléments de cadrage tels que la nécessité de dimensionner la compensation écologique selon des approches prenant en compte les fonctionnalités et non seulement les surfaces. On observe une posture assez similaire de la profession agricole en Normandie bien que celle-ci ne soit pas formalisée à travers une Charte.
On remarque que la construction d'un gros projet d'aménagement dans une région (comme le Contournement Nîmes Montpellier en Occitanie, la LGV Sud Europe Atlantique ou encore l'autoroute de l'Est dans l'Ain) crée un précédent qui favorise la concertation et la production de normes régionales. Dans les autres régions d'études, on n'observe pas d'initiative régionale (Ile-de-France, Bourgogne Franche-Comté) ou alors des initiatives de groupes de réflexion ayant pour objectif l'information et la formation des parties prenantes davantage que la fixation de normes (ateliers ERC du Centre d'Études et de Recherches sur le Foncier en Rhône Alpes).
La production de ces normes régionales n'entraîne pas leur stricte application : il faut plutôt les considérer comme des propositions que défendent certaines parties prenantes, et qui servent de points d'appui dans les négociations à l'œuvre pour chaque projet de compensation écologique. D'un point de vue juridique, le positionnement de ces Régions (mais aussi d'autres collectivités territoriales comme le département des Yvelines à l'origine d'un Groupement d'Intérêt Public dédié à la compensation écologique) apparait comme une réponse obligée au renforcement des obligations de compensation écologique. En effet, la compensation, comme l'ensemble du dispositif ERC, s'applique projet par projet sans possibilité d'avoir une approche anticipatrice globale sur un territoire donné, pour faire face par exemple à l'accroissement de la pression foncière (Virely, 2017)[31] ou pour aider à concevoir des mesures de compensation concernant plusieurs projets qui fassent sens écologiquement. Ce sont alors les collectivités chargées de l'aménagement du territoire qui héritent en quelque sorte de la situation, sans pour autant disposer des outils juridiques permettant d'articuler autorisations administratives individualisées d'un côté et outils d'aménagement de l'espace de l'autre.

3.3.5 Intermédiaires et diversité des normes

Une dernière dimension est importante pour cerner l'hétérogénéité des mesures compensatoires observées sur le terrain. Comme expliqué plus haut, chaque projet de mesure compensatoire est cadré par des références, locales ou nationales, pouvant être reprises et institutionnalisées en normes régionales, et servant de base pour la fixation des conditions de mise en œuvre de la compensation au cas par cas. A l'exception du cas de l'Occitanie, il n'existe pas dans les régions d'étude de consortium stabilisé qui interviennent dans l'ensemble des projets de compensation fixant alors un modèle régional. De ce fait, chacun des intermédiaires impliqués dans des projets de compensation est donc en capacité d'orienter leur mise en œuvre en fonction d'intérêts spécifiques. Chaque intermédiaire participe donc à cadrer la compensation écologique selon ses normes propres, de façon plus ou moins convergente avec les normes régionales. Ainsi, l'institutionnalisation régionale de la compensation écologique

[31] Virely, B. (2017). Artificialisation. De la mesure à l'action. THEMA, CGDD.

apparait davantage comme constituée de différents modèles portés par les parties prenantes, à l’exception de la région Occitanie où un modèle général est porté par un consortium unique, qui tend à se fragiliser par l’augmentation de la pression foncière et donc l’expression plus affirmée des différents intérêts au sein du groupe. Les pratiques de terrain forment ainsi un ensemble beaucoup plus complexe que ne pourrait le laisser penser la représentation juridique des opérations de compensation telle qu'elle apparait à la lecture de l'article L 163-1 du code de l'environnement. L'image renvoyée par la loi est en effet très simplifiée puisque seuls y figurent le maître d'ouvrage débiteur d'une obligation de compensation écologique, l'opérateur de compensation et des sites naturels de compensation.

Partie 4

Modèles bio-économiques pour l'évaluation de scénarios de mise en œuvre de la compensation écologique

Ce dernier axe de recherche s'est consacré au développement de modèles bioéconomiques pour explorer différentes facettes de la mise en œuvre de la séquence ERC dans les territoires. La force d'une telle approche de modélisation est de pouvoir explorer un grand nombre de situations, notamment des situations en rupture avec l'existant. Nous avons conduit en parallèle deux ensembles de travaux.

4.1 Effet de la prise en compte de l'incertitude sur l'efficacité de la mise en œuvre d'une mesure de compensation

Un enjeu majeur de la compensation écologique est la restauration de certaines propriétés écologiques des milieux, notamment la biodiversité. Une des grandes difficultés qui y est liée est la très grande incertitude afférente à un tel processus. Cette incertitude, qu'elle dépende de l'incomplétude des connaissances sur l'écosystème considéré ou de la nature fondamentalement non déterministe de tout processus biologique est généralement négligée ou minorée dans la démarche de compensation. Un premier ensemble de travaux a cherché à quantifier l'effet de différentes formes d'incertitude sur l'efficacité de la démarche de compensation.

4.1.1 Analyse préliminaire de l'effet des incertitudes sur les relations d'arbitrage environnement-production agricole

Les agroécosystèmes conventionnels montrent généralement une situation d'arbitrage entre production agricole et performance environnementale. Cette hypothèse de travail, en postulant qu'il n'est pas possible de combiner les plus hauts niveaux de biodiversité avec les plus hauts niveaux de production agricole sur une même parcelle, est à la base du projet CompAg. Ces arbitrages entre dimensions environnementale et productive des agroécosystèmes sont en effet au cœur des problématiques de compensation en milieu agricole (e.g. peut-on y améliorer la biodiversité ? avec quel impact sur la production ?). Les travaux ayant mis en avant de telles situations d'arbitrage sont généralement conduits dans un contexte déterministe. Un travail préliminaire a visé à observer si la prise en compte de l'incertitude relative aux processus bioéconomiques modifiait les relations entre production agricole et bénéfices environnementaux des agroécosystèmes.

En nous basant sur trois agroécosystèmes contrastés tant en termes d'échelle que de conditions pédoclimatiques (prairies pâturées, système cacaoyer, territoire national français), nous avons montré que les meilleurs compromis entre production et environnement étaient également les plus robustes à l'incertitude environnementale. En d'autres termes, que la prise en compte de l'incertitude dans les modèles ne remettait pas en cause l'hypothèse de travail centrale de notre projet. Ces travaux qui ont

fait l'objet d'un article scientifique (Sabatier et Mouysset 2018)[32] permettent d'aborder le cœur du projet de recherche sans modification fondamentale de nos hypothèses de travail.

4.1.2 Effet de différentes formes d'incertitude sur l'efficacité d'une mesure de compensation

Dans un deuxième temps, nous avons développé un modèle spatialisé très schématique permettant d'évaluer l'effet de différentes combinaisons d'aménagement et de compensation sur un ensemble de services écosystémiques considérés comme des proxys de la biodiversité à l'échelle d'un paysage. Plus précisément ce modèle calcule les niveaux de services fournis comme une fonction de la proportion des différents usages qui existent dans un paysage. Une interface utilisateur permet de tester en temps réels différentes options d'aménagement et de compensation et de tester leurs effets sur une diversité de services (Fig 4.1).

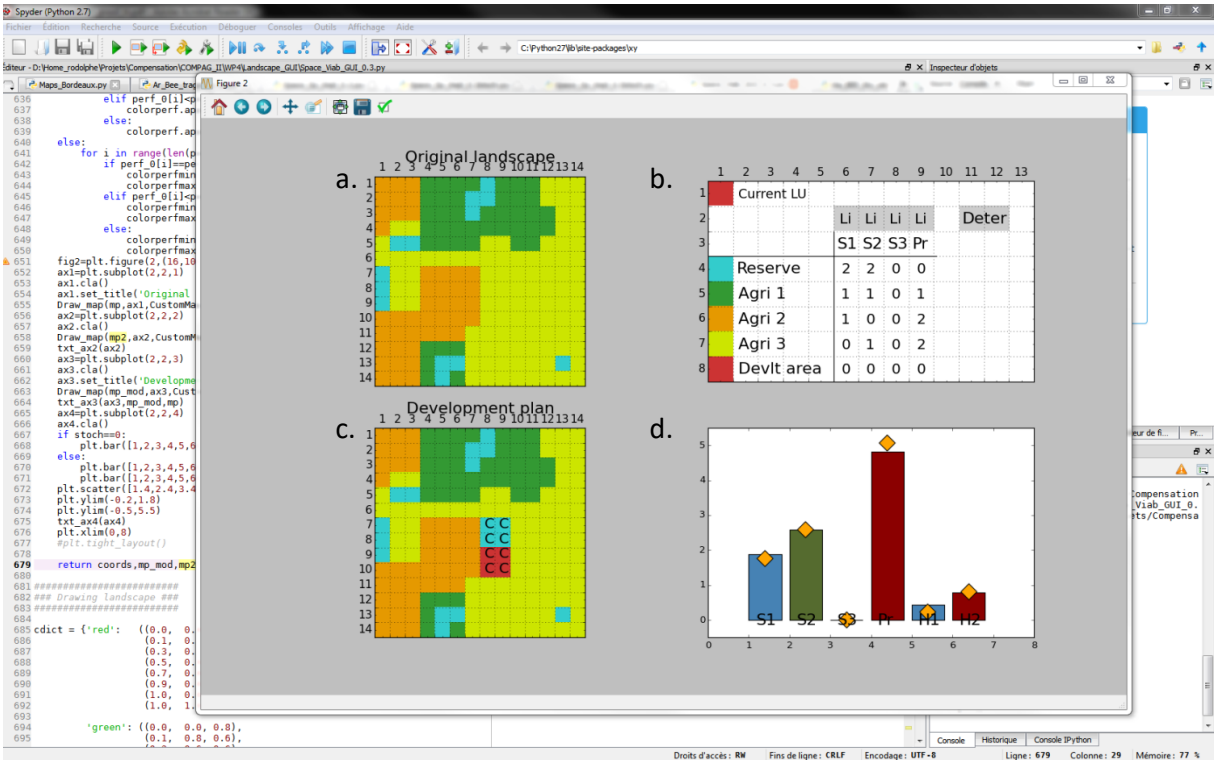


Figure 4.1 Interface graphique pour l'utilisation du modèle de compensation permettant de simuler l'effet d'une combinaison aménagement-compensation sur différentes propriétés du paysage. La figure présente : le paysage initial (a), le tableau des niveaux de services fournis par les différents usages (b), le paysage après aménagement et compensation (c), et les niveaux des différents services évalués (d).

Ces travaux montrent que (i) la restauration d'un seul service peut se faire assez simplement via le changement d'usage des sols d'une cellule choisie intelligemment, (ii) la restauration d'un ensemble de services non corrélés implique des compensations concernant une surface bien plus grande que celle sur laquelle l'aménagement a eu lieu, (iii) cette surface est démultipliée dès lors que l'on prend en compte une incertitude (même faible) sur l'efficacité de la mesure de compensation, que celle-ci soit relative aux processus écologiques sous-jacents ou à l'effectivité de la mise en œuvre de la compensation et (iii) la localisation de l'aménagement est un levier important pour réduire les surfaces

[32] Sabatier R and Mouysset L (2018) *A robustness-based viewpoint on the production-ecology trade-off in agroecosystems*, Agricultural Systems, 167:1-9 DOI: 10.1016/j.agsy.2018.08.001

à allouer à la compensation. Ce modèle et les résultats qui en découlent ont été mobilisés lors d'un atelier de modélisation participative lors du premier comité de suivi, ils font également l'objet d'un projet de publication.

4.2 Comparaison de différentes déclinaisons opérationnelles de la politique de compensation

La mise en œuvre de la compensation écologique se concrétise généralement par des approches surfaciques où 1 ha de nature détruite par l'aménagement est compensé par x ha de nature "améliorée", souvent sans grande considération de la relation entre le lieu de l'aménagement et celui de la compensation. Dans la suite de notre travail, et dans l'optique de dépasser les nombreuses limites de la compensation telle qu'elle est actuellement mise en œuvre, nous élargissons la procédure de compensation écologique au-delà du simple maintien des surfaces relatives aux différents habitats. Nous faisons ainsi l'hypothèse qu'une compensation fondée sur le maintien de la structure du paysage est une alternative efficace aux méthodes de compensation actuelles. La structure du paysage n'est alors plus abordée uniquement par des métriques de surface d'habitats. En effet, les travaux actuels en écologie mettent en avant le rôle capital des structures paysagères dans le maintien du fonctionnement des écosystèmes en parallèle du seul maintien des surfaces des différents habitats qui composent les paysages. L'objectif de ce travail était de simuler et de tester des déclinaisons opérationnelles de la politique de compensation basées sur d'autres critères que le seul maintien des surfaces.

Un premier travail a tout d'abord consisté à identifier sur base bibliographique les principales métriques paysagères utilisées en écologie du paysage et à les caractériser par rapport à leur effet sur les différents taxons (fig 2). Celles-ci se déclinent en deux grands ensembles selon qu'elles caractérisent l'hétérogénéité de configuration ou de composition des paysages.

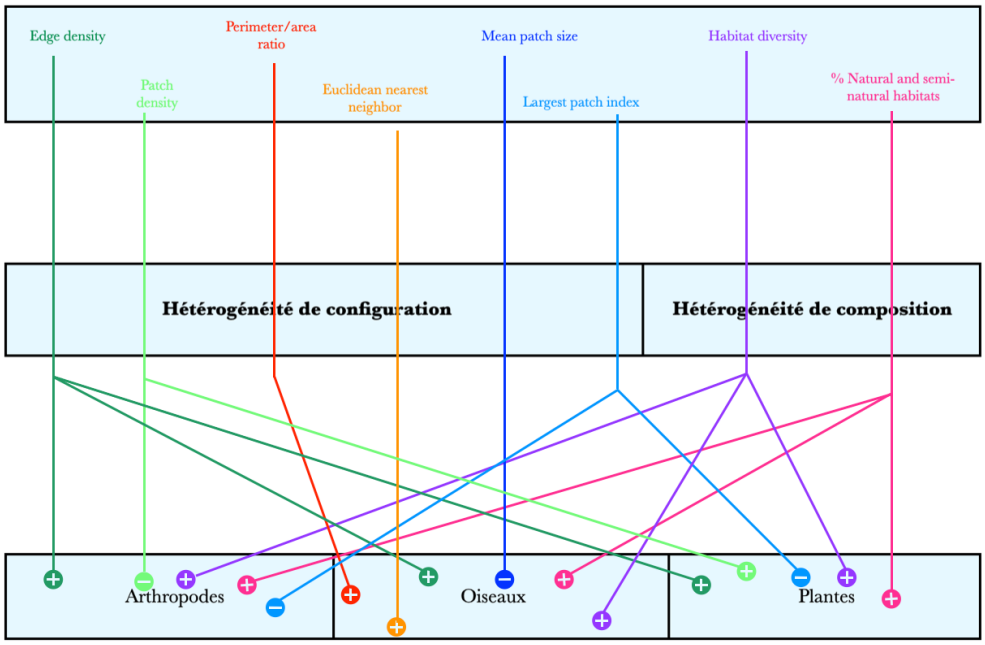


Figure 4.2 Effet des principales métriques paysagères sur les différents taxons (Hazoumé 2021[33])

[33] Hazoumé T, 2021 La structure du paysage comme levier d'efficacité dans la compensation écologique, Rapport de stage Master 1, Ecole Normale Supérieure PSL Université Paris, 40p

Une fois ces métriques identifiées, nous avons développé un modèle territorialisé utilisé pour comparer des politiques de compensation basées sur le seul maintien des surfaces avec des politiques basées sur le maintien d'autres propriétés géométriques liées à la structure du paysage. L'association de ce modèle à un algorithme génétique permet de rechercher un grand nombre de solutions de compensation pour un aménagement donné (figure 3). Ces solutions sont par la suite évaluées au regard de leur coût (surface nécessaire pour la compensation) et de leur faisabilité (nombre de solutions de compensation).

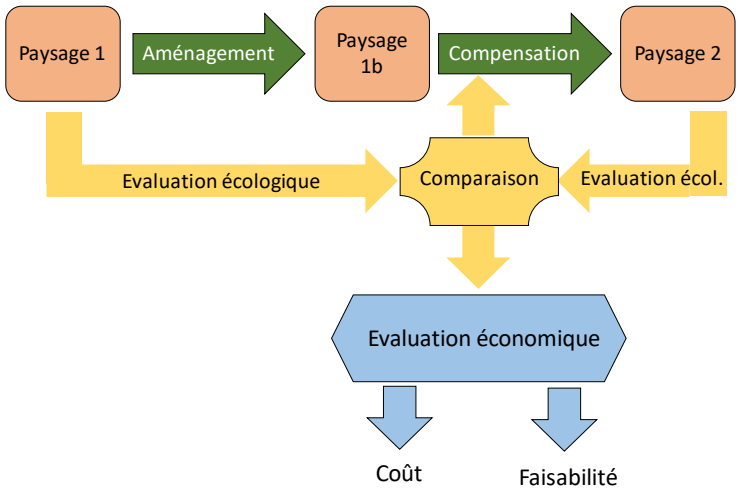


Figure 4.3 Démarche de simulation permettant de générer des solutions de compensation et de les évaluer sur la base de leur coût et de leur faisabilité.

Nous comparons trois combinaisons de métriques géométriques : (Sc1) maintien des surfaces de prairies et de forêt, (Sc2) maintien de deux métriques de structure (taille du plus grand patch et Indice de division) pour les prairies et les forêts et (Sc3) maintien de ces deux mêmes métriques pour les prairies et les forêts ainsi que de la surface agricole. Sur la base de ces trois combinaisons de métriques, nous définissons 18 scénarios de compensation caractérisés par les trois différentes combinaisons de métriques géométriques, dans deux communes représentant des structures paysagères contrastées et pour trois localisations d'aménagement. Pour chacun des 18 scénarios, 200 opérations de compensation sont simulées et évaluées sur la base de leur coût et de leur faisabilité.

Résultat 1. Un premier scénario facile à mettre en œuvre bien que peu pertinent sur les plans écologique et agricole. Nos premiers résultats (Figure 4.4) confirment que le scénario Sc1 (en bleu sur la figure) impliquant le seul maintien des surfaces semi-naturelles (prairies et forêts) est à la fois le moins coûteux et le plus faisable des trois scénarios dans la quasi-totalité des cas testés. Son faible coût ainsi que sa grande facilité de mise en œuvre explique pourquoi ce scénario correspond au type d'approche privilégiée lors de la mise en œuvre d'une politique de compensation. Cependant, ce scénario de compensation a deux défauts majeurs. Premièrement, en ne s'attachant qu'aux surfaces, il néglige d'autres aspects du paysage tels que les continuités écologiques, l'hétérogénéité, la fragmentation qui sont d'importance capitale pour le fonctionnement des écosystèmes. Deuxièmement, en ne s'intéressant qu'au maintien des surfaces d'habitats semi-naturels, il implique des compensations par destruction des espaces de culture, déplaçant le problème vers une baisse de production agricoles et un impact négatif sur les espèces des milieux agricoles.

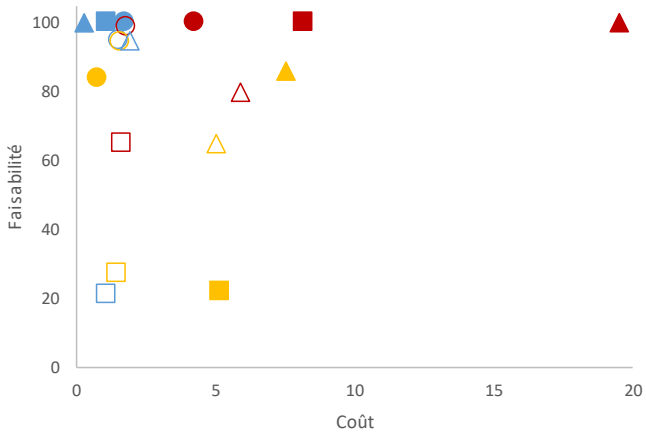


Figure 4.4 Coût et faisabilité des différents scénarios pour différentes communes et différents aménagements. Les couleurs correspondent aux différents scénarios (Sc1 en bleu, Sc2 en jaune, Sc3 en rouge), les symboles correspondent aux deux municipalités (plein / vide) et aux trois localisations d'aménagement (forme).

Résultat 2. Des scénarios alternatifs qui se traduisent par un arbitrage coût-faisabilité. Les limites évoquées dans la section précédente nous ont amenés à analyser deux scénarios alternatifs, basés sur le maintien des structures paysagères relatives aux habitats semi-naturels (Sc2) ou au maintien de ces mêmes structures ainsi que des surfaces de cultures (Sc3). En corolaire à notre résultat 1, dans la majeure partie des cas, les scénario Sc2 et Sc3 sont plus coûteux et moins faisables que le scénario 1 (Figure 4.4). Mais au-delà de ce résultat, une conclusion particulièrement intéressante est que quelle que soit la municipalité et quel que soit l'aménagement considérés, le scénario Sc3 est toujours associé à un plus grand coût et une plus grande faisabilité que le scénario Sc2 (Figure 4.5). En d'autres termes, nos travaux montrent que le passage du scénario Sc2 au scénario Sc3 entraine une hausse de coût mais également une hausse de faisabilité. L'addition d'une contrainte sur le maintien des surfaces agricoles implique de mobiliser de plus grandes surfaces de compensation (coût plus important) mais il semble que l'addition de cette deuxième contrainte, en réduisant l'espace des solutions à explorer rende les solutions de compensation paradoxalement plus faciles à trouver. Il faut enfin garder à l'esprit que la métrique de coût utilisée ici correspond aux surfaces nécessaires pour la compensation et n'inclue pas les gains financiers associés au maintien de l'activité agricoles qui pourraient moduler le coût global du projet de compensation, réduisant ainsi l'écart entre les scénarios Sc2 et Sc3.

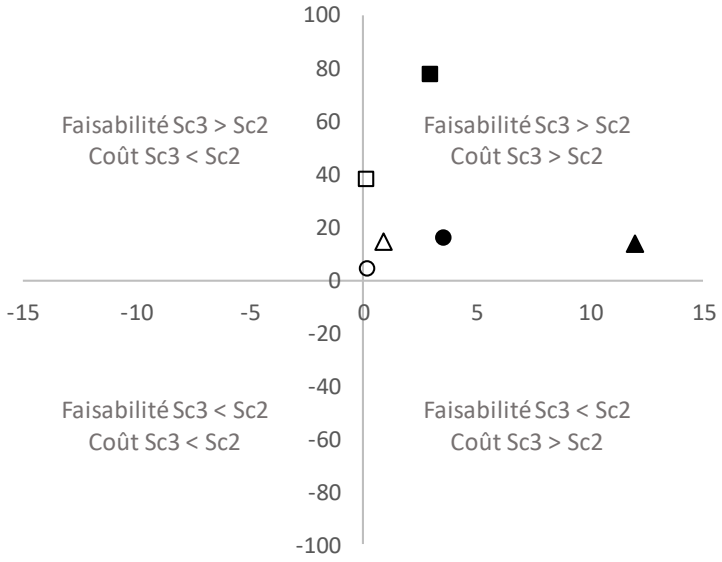


Figure 4.5 Coûts additionnels (en abscisse) et gains de faisabilité (en ordonnée) associés au passage du scénario Sc2 au scénario Sc3 pour les différentes municipalités (plein/vide) et urbanisations (forme).

Ces travaux ont été mis en œuvre dans le cadre du postdoctorat d'Ilaria Brunetti et font l'objet d'un article en cours de rédaction. Ils se poursuivent actuellement par un stage de M1 (Théophane Hazoumé) dans le cadre du projet INRAE DAPP TerCo.

Partie 5

Mobilisation des bases de données de capitalisation des mesures ERC à des fins de recherche : limites et perspectives

Afin de dresser un portrait général des mesures compensatoires impliquant le secteur agricole, des bases de données capitalisant les mesures ERC au niveau régional et national ont été mobilisées dans le cadre du projet CompAg.

Leur exploitation a permis i) d'identifier des projets comprenant des mesures compensatoires en milieu agricole pour orienter l'enquête sociologique et ii) de saisir l'homogénéité et la faible diversité des mesures portées par le secteur agricole (voir Fiche 6).

Cette partie 5 rappelle l'historique du développement de ces bases, présente celles qui ont été exploitées dans le cadre de CompAg, en donne une analyse qualitative, puis explore les perspectives qu'elles pourraient offrir, en précisant les modifications à mettre en œuvre pour permettre ces nouveaux usages.

5.1 Historique et objectifs des bases de données de capitalisation des mesures ERC

Depuis une dizaine d'années, les services de l'État en charge de l'instruction d'autorisations administratives imposant la mise en œuvre de mesures d'évitement/ réduction/ compensation/ accompagnement (résumées ci-après « mesures ERC ») dans le cadre de projets affectant l'environnement, se sont peu à peu dotés d'outils de capitalisation des mesures ERC, poursuivant ainsi différents objectifs :

<u>Objectif 1 :</u> capitaliser les projets et mesures

Du fait de plusieurs facteurs (renforcement initial du corpus réglementaire relatif aux impacts sur l'environnement -eau et biodiversité-, développement de doctrines nationales, montée en compétence des agents instructeurs et des bureaux d'études, développement d'une vigilance citoyenne sur les projets affectant l'environnement, mais aussi augmentation de la pression d'aménagement sur les milieux à enjeux environnementaux), le nombre d'autorisations administratives comprenant des mesures ERC est allé croissant depuis les années 2000, rendant nécessaire, puis indispensable une capitalisation organisée de ces projets.

<u>Objectif 2 :</u> suivre les projets et les mesures dans le temps

Les autorisations administratives et les mesures qui en découlent portent souvent sur des durées très longues (plusieurs dizaines d'années), ce qui constitue un réel enjeu de suivi pour l'administration dont les agents sont relativement mobiles au cours de leur carrière. Par ailleurs, les maîtres d'ouvrages ont l'obligation de rendre compte de la mise en œuvre de leurs mesures à l'administration ; cependant,

cette obligation n'étant pas toujours respectée, un outil de capitalisation permet ainsi d'améliorer ce suivi.

Objectif 3 : éviter les « oublis » et superposition de mesures

Certaines parties du territoire sont soumises à une forte pression d'aménagement, en dépit parfois d'enjeux environnementaux forts, ce qui induit également une concentration spatiale importante de mesures ERC. Dans ce contexte, il a pu être constaté des superpositions ou disparitions de mesures compensatoires, problématiques d'un point de vue juridique, écologique et éthique.

A ce stade, le sujet n'est pas encore très développé, mais le maintien dans le temps – ou à minima, la prise en compte systématique dans les projets ultérieurs - des mesures d'évitement et de réduction, définies en fonction d'enjeux environnementaux les justifiant, semble nécessaire voire indispensable. A ce jour, ces mesures sont en général bien mises en œuvre en phase chantier, et au début de l'exploitation du site objet de l'autorisation, mais leur maintien dans le temps semble très aléatoire, et certaines mesures d'évitement pertinentes et justifiées se sont parfois transformées en de nouveaux aménagements dommageables (parkings, zones de stockage, aménagement par un acteur tiers, etc.)

Objectif 4 : informer le public

La loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages du 8 août 2016 prévoit à son article 69 la mise à disposition du public d'une cartographie des mesures compensatoires des atteintes à la biodiversité. La capitalisation de ces mesures dans un outil national unifié a donc été organisée pour pouvoir répondre à cette disposition.

5.2 Bases exploitées et contenu

Dans le cadre du projet CompAg, il a été jugé pertinent d'exploiter le contenu de ces bases de données des mesures ERC, puisqu'elles permettaient en théorie i) de localiser les projets et les mesures, et donc d'identifier ceux qui concernaient un territoire agricole, ii) de récupérer des informations précises sur ces projets et mesures, comme l'identité du maître d'ouvrage, la date et la nature de l'autorisation prévoyant les mesures, la nature des mesures, les espèces ou milieux visés, iii) mais aussi dans l'idéal d'identifier l'organisation des acteurs impliqués dans les mesures, et autres informations descriptives précieuses pour les chercheurs en sociologie, en économie, en écologie, en droit, etc. qui constituent l'équipe de CompAg.

Ces informations collectées devaient permettre à la fois une exploitation qualitative et quantitative, et également d'identifier les territoires à étudier et les acteurs les plus pertinents à interviewer dans le cadre du WP3.

L'ambition initiale était la constitution d'une base de données globale, compilant différentes sources de données, de manière à disposer du plus grand nombre d'informations possible. Cependant, la forte hétérogénéité des bases entre elles, ainsi que l'hétérogénéité dans la quantité et la qualité du remplissage pour certaines, ont tempéré cette ambition initiale, tout comme celle de réaliser des exploitations statistiques.

Les outils qui ont été exploités sont les suivants :

Bases de données locales :

- ERMAN, base de données administrée par la DREAL PACA. Cet outil développé entre 2010 et 2015, capitalise la quasi-totalité des projets ayant donné lieu à une demande de dérogation à la législation espèces protégées entre 2008 et 2015. Il a servi de base au développement de l'application nationale GeoMCE, et n'est plus alimenté depuis la sortie de celui-ci. Il possédait cependant quelques fonctions utiles aux agents instructeurs (ex : envoi de mail de rappel à l'instructeur à l'échéance d'une mesure) non reprises, et proposait également une cartographie plus complète, permettant de distinguer les mesures « prescrites » des mesures « réelles », la nuance entre les deux étant le niveau d'avancement du maître d'ouvrage dans la maîtrise foncière et l'effectivité de la gestion.
  Cet outil sans interface publique était uniquement dédié à un usage « instructeur » ; il prévoyait dans sa structure la possibilité d'intégrer des autorisations administratives et mesures liées à d'autres réglementation qu'« espèces protégées », mais ne comprenant dans les faits pas de dossiers sur ces autres thèmes.
  En considérant toutes les mesures E/R/C/A, cette base comprend 995 mesures.

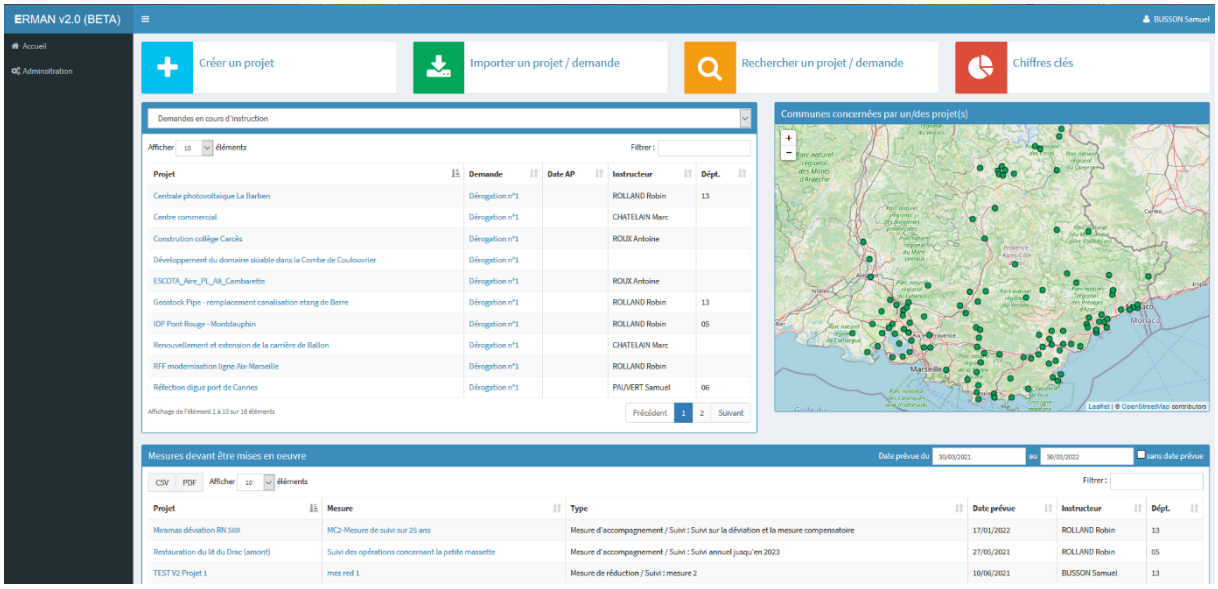


Figure 5.1 : Capture d'écran illustrative de la base ERMANN

- Registre de la Compensation Environnementale (RCE) de l'ancienne DREAL Languedoc Roussillon. Elle contient environ 310 mesures compensatoires prescrites entre 2003 et 2015 essentiellement. Il s'agit d'un outil qui était rendu accessible au public et dont les données sont désormais intégrées à GeoMCE.
  Les thématiques traitées concernent les autorisations « loi sur l'eau » et les dérogations « espèces protégées ».
- Base de données administrée par le Conservatoire des Espaces Naturels de Languedoc Roussillon. Initialement, cette base a été développée pour suivre les mesures ERC liées au projet ferroviaire porté par Oc'Via dans le cadre du contournement de Nîmes- Montpellier.
  La base a ensuite été enrichie par d'autres projets dont les mesures sont également gérées par le CEN. Cette base est également particulièrement bien remplie, et assez précise sur les acteurs impliqués dans la mise en œuvre des mesures. Elle présente par ailleurs la particularité de s'intéresser à une grande majorité de mesures impliquant des acteurs et des territoires agricoles, le projet ayant donné lieu à cette base (contournement ferroviaire Nîmes-Montpellier) ayant été assez impactant sur le foncier agricole. Cette base étant de structure

assez différente des autres (notamment en termes de champs descriptifs), elle n'a pas été intégrée à l'analyse comparative présentée plus bas.

- Registre de la compensation environnementale (RCE) de la DREAL Normandie. Les mesures compensatoires enregistrées dans cette base concernent la période 2005-2017 (date de l'arrêté) (environ 890 mesures compensatoires en base)
  Les thématiques traitées sont essentiellement des autorisations « loi sur l'eau » et des dérogations « espèces protégées ».
  La cartographie liée à ce registre est visualisable ici :
  https://carmen.application.developpement-durable.gouv.fr/8/nature.map (couche « Eviter Réduire Compenser »)
- ERACLES, base de données de l'ancienne région Rhône Alpes datant d'octobre 2016, qui comprend 1070 mesures (E/R/C), relevant essentiellement de dérogations « espèces protégées ».

Base de données nationale GeoMCE :

L'outil national GeoMCE a été développé afin de répondre à différents besoins :

- Disposer d'un outil unique et national de bancarisation, de suivi et de contrôle des mesures ERC pour les services instructeurs
- Etablir la cartographie des mesures compensatoires des atteintes à la biodiversité, que la loi dite « Biodiversité » du 8 août 2016 demande à l'administration de mettre à disposition du public *
- Rendre compte à la Commission européenne de la bonne mise en œuvre des directives habitats/faune/flore et oiseaux, qui autorisent à certaines conditions la destruction/ le dérangement, etc. d'espèces protégées mais obligent les Etats membres à en rendre compte.

* La carte résultante est consultable sur le site Geoportail : https://www.geoportail.gouv.fr/donnees/mesures-compensatoires-des-atteintes-a-la-biodiversite

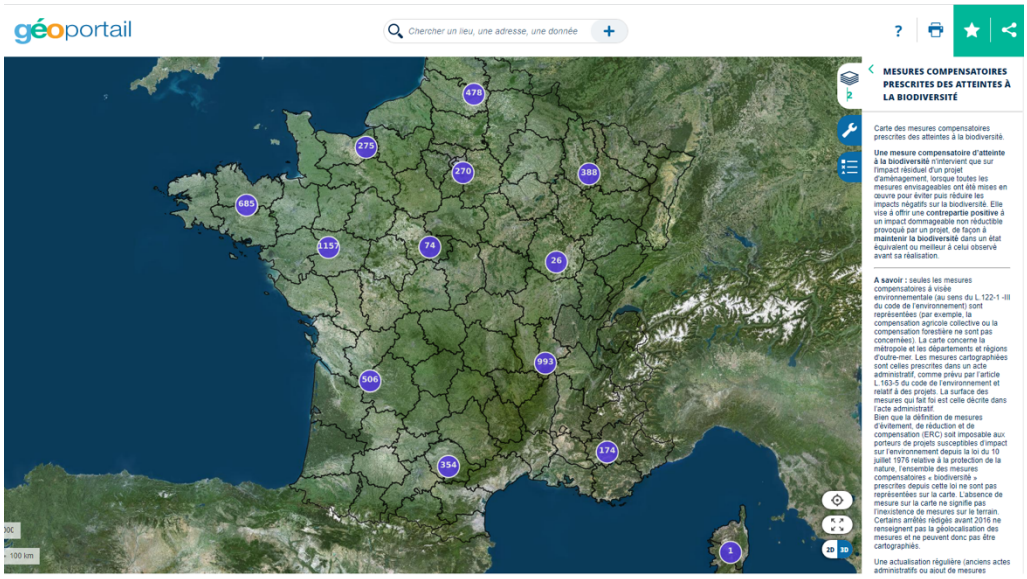


Figure 5.1 : Capture d'écran illustrative de la carte géoportail de localisation des mesures compensatoires

Les données relatives aux mesures compensatoires la composant sont téléchargeables sur le site du Cerema :

https://www.cdata.cerema.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/search?any=Mesures%20compensatoires%20prescrites%20des%20atteintes%20%C3%A0%20la%20biodiversit%C3%A9%20-%20France%20enti%C3%A8re

GeoMCE, qui a vocation à terme à remplacer tout ou partie des outils locaux, est administré par le Commissariat Général au Développement Durable, une des directions du ministère de la Transition Écologique. Il est alimenté par les agents instructeurs d'autorisations environnementales porteuses de mesures :

- de manière obligatoire pour les mesures compensatoires à la biodiversité (afin de rendre accessible au public cette information, conformément à l'article 69 de la loi Biodiversité du 08 août 2016),
- et de manière volontaire pour les autres (mesures d'évitement, de réduction, d'accompagnement, toutes thématiques environnementales confondues – ex : bruit, air, paysages, etc.., et mesures compensatoires ne concernant pas la biodiversité).

Un travail d'intégration des données issues des outils locaux a été menée pendant 2 années, de manière à valoriser l'effort historique de capitalisation. Un « outil transitoire » standardisé a également été utilisé dans plusieurs régions pendant la période de développement de GeoMCE, de manière à capitaliser un maximum de données pour commencer à alimenter GeoMCE avant son déploiement. Les données issues de cette « solution transitoire » ont donc également été versées dans GeoMCE.
C'est à l'issue de ce travail d'intégration que les travaux menés dans le cadre de CompAg se sont concentrés essentiellement sur GeoMCE.
Au-delà des agents instructeurs qui l'alimentent, cet outil est aussi utilisé à des fins de contrôle par les services dédiés (Office Français de la Biodiversité notamment), grâce à un module dédié.
En termes de structure, cet outil est construit de la manière suivante : un projet (ex : une ligne TGV) comprend 1 à N procédures (= autorisations administratives relatives au projet), comprenant chacune 1 à N mesures E/R/C/A.
Au moment de son exploitation, début 2019, la base GeoMCE comprenait 6380 mesures E/R/C/A.

Contenu commun à ces bases

Les différentes bases décrites ci-dessus disposent d'un nombre limité de champs en commun, ce qui n'a pas facilité la constitution d'une base unifiée. Seuls les champs suivants se retrouvent dans toutes les bases de façon homogène (y compris les nomenclatures) : le nom du projet, le nom du porteur de projet et la surface de la mesure compensatoire. D'autres champs portent les mêmes intitulés, mais le périmètre de la mesure ou la nomenclature utilisée (modalités) sont hétérogènes (c'est le cas, par exemple, de la « rubrique » du projet – « infrastructures routières », « énergie », etc. – où l'on retrouve une forte hétérogénéité dans les nomenclatures).

Contenu spécifique de certaines bases

Tableau 5.2 : Liste des champs qu'on ne retrouve que dans certains outils

Nom du champ	Outil(s) comprenant le champ
Espèces animales/ végétales objet de la demande de dérogation	ERMAN, GeoMCE
Nombre d'espèces impactées par le projet d'après l'étude d'impact	RCE LR
Nombre de zones humides impactées d'après l'étude d'impact	RCE LR
Surface de zone humide impactée d'après l'étude d'impact (en ha)	RCE LR
Espèces animales/ végétales objet de la mesure	ERMAN, GeoMCE
Cible(s) de la mesure	ERACLES, GeoMCE
Milieux naturels ciblés par la mesure	ERACLES
Catégorisation de la mesure (différente d'un outil à l'autre)	ERMAN, RCE Normandie, ERACLES, GeoMCE
Référence de l'étude d'impact prévoyant la mesure	ERACLES, GeoMCE
Durée de la mesure	ERMAN, ERACLES, GeoMCE
Date prévisionnelle et/ou réelle de la mesure	ERMAN, ERACLES, GeoMCE
Durée de l'autorisation comprenant la mesure	ERACLES
Modalités de suivi de la mesure	ERMAN, RCE Normandie, GeoMCE
Suivi de la mise en œuvre de la mesure	ERMAN, ERACLES, GeoMCE
Coût prévu/ réel de la mesure	ERMAN, GeoMCE
Coût du suivi de la mesure	ERMAN, GeoMCE
Montant de l'ensemble des mesures du projet favorable à l'environnement	ERMAN, GeoMCE
Coût du projet	ERMAN, GeoMCE
Échéances / fréquence du suivi de la mesure	ERMAN, ERACLES, GeoMCE
Communes/ adresse de la mesure	ERMAN, ERACLES, GeoMCE
État de localisation de la mesure	RCE Normandie, GeoMCE
Précision de la localisation de la mesure / référentiel utilisé	ERMAN, RCE Normandie, ERACLES, GeoMCE
Surface de la mesure	ERMAN, RCE Normandie, ERACLES, RCE LR, GeoMCE
Procédure d'animation foncière dans le cadre de la sécurisation foncière de la mesure	ERMAN
Informations relatives à l'acquisition du foncier (date, surface, montants, organisme acquéreur, animateur)	ERMAN
Informations relatives à la rétrocession du foncier (avancement, récipiendaire, surfaces prévues/ réelles, dates prévues/ réelles, commentaire)	ERMAN
Informations relatives à la gestion du foncier (avancement, gestionnaire, durée, surface gérée, montants prévus/ réels, commentaire)	ERMAN
Informations relatives à la protection du foncier (statut de protection, surfaces prévues/ réelles, dates prévues/ réelles, montants prévus/ réels, commentaire)	ERMAN
Procédure porteuse de la mesure (= réglementation encadrant l'autorisation)	ERMAN, RCE Normandie, ERACLES, GeoMCE
Avancement de la procédure	ERACLES, RCE LR, GeoMCE

Communes, adresse du projet	ERMAN, GeoMCE
Autorité décisionnaire du projet	ERMAN, GeoMCE
Service en charge de l'instruction de la demande	ERMAN, RCE Normandie, ERACLES, GeoMCE
Service ayant réceptionné la demande	ERACLES
Rubriques caractérisant le projet / type de projet (valeurs différentes d'un outil à l'autre)	ERMAN, ERACLES, GeoMCE
Date / année du début du chantier	ERMAN, ERACLES, GeoMCE
Date /année de mise en service du projet	ERMAN, ERACLES, GeoMCE
Durée du chantier	ERMAN, GeoMCE
Date de l'autorisation administrative / d'exploitation du projet	ERMAN, RCE Normandie, GeoMCE
Éléments de contentieux relatifs au projet	ERMAN, GeoMCE
Éléments relatifs au contrôle de la mesure	GeoMCE
Surface du projet	RCE Normandie, ERACLES
Références du projet/ de la procédure dans d'autres outils	ERMAN, RCE LR, GeoMCE

Il nous a semblé intéressant de revenir sur ces champs proposés par les différents outils, car ils y ont été intégrés en réponse à un besoin identifié à un moment donné. L'outil national n'en a pas retenu certains, et en a ajouté d'autres. Il est toujours nécessaire, dans le développement d'un outil, de trouver un juste équilibre entre exhaustivité de l'information attendue, temps d'alimentation de l'outil, intérêt de l'information, etc.

Par exemple, l'outil ERMAN était assez ambitieux (au moins dans la structure de la base) sur le sujet de l'identification des acteurs impliqués dans la sécurisation foncière et la gestion des mesures compensatoires, sujet assez stratégique dans le cadre du projet CompAg. Il convient néanmoins de noter que ces champs n'étaient pas systématiquement remplis, rendant leur analyse statistique complexe. (Cf. paragraphe suivant).

5.3 Analyse qualitative du contenu des bases

5.3.1 Remarques préalables sur la complétude des bases

De manière générale, tous les champs de toutes les bases sont loin d'être alimentés. Dans certaines bases, les interfaces de saisies imposent l'alimentation de certains champs, mais pas d'autres, ce qui a des incidences assez fortes sur le niveau d'alimentation de ces différents champs.

Les champs « nom du projet » ou « rubrique/type de projet » sont bien renseignés (même si on constate de l'hétérogénéité dans le périmètre du dernier champ). Il en est de même pour des éléments de description du projet (sauf pour ERACLES où ce champ est vide), sur le nom et la localisation (code postaux ou INSEE) des communes d'emprise, le nom et l'adresse du maître d'ouvrage. Les autres champs sont soit très peu/pas renseignés, ou alors par un seul outil : la surface du projet est fournie pour l'ensemble des projets en Normandie sur la période considérée, mais pas pour les autres mesures/régions ; des éléments de coût des projets sont fournis dans ERMAN mais dans aucun autre outil.

Concernant les mesures, la « phase » (E/R/C/A) et des éléments plus précis sur le type de mesure sont très bien renseignés quantitativement, même si des biais ou l'absence de normalisation exposent à des

incertitudes dans le traitement. Les éléments de (géo)localisation sont en revanche plus inégalement renseignés quantitativement et qualitativement (les noms et codes de communes sont essentiellement présents dans ERMAN et une partie de GeoMCE – à l'exception des données importées dans GeoMCE depuis les outils locaux, et les éléments de géolocalisation ainsi que les surfaces des mesures sont difficilement utilisables ou trop hétérogènes). Par ailleurs, la référence aux documents sources des mesures n'est présente que dans RCE Normandie, ou aux études d'impact sous-jacentes (lorsqu'elles sont prescrites) que dans une partie de GeoMCE. Plus important encore, la durée prévue des mesures n'est convenablement renseignée que dans les outils transitoires en PACA, en Rhône-Alpes et dans une partie de GeoMCE. Des éléments de coûts des mesures ne sont présents que dans ERMAN et GeoMCE, et des éléments de suivi de la mise en œuvre des mesures ne sont présents que de façon parcellaire dans ERMAN, ERACLES, RCE-Normandie et GeoMCE.

Il faut par ailleurs noter que dans certains cas, des champs sont d'alimentation obligatoire, mais leur contenu semble complexe voire impossible à alimenter par les agents utilisateurs. On peut alors être confronté à un champ rempli à 100%, mais dont le contenu ne peut pas être exploité.

Par exemple, dans l'outil ERACLES, il était obligatoire d'indiquer certaines dates (ex : date prévisionnelle du début de la mesure, et/ou sa date réelle), sans possibilité d'indiquer « date inconnue ». De fait, l'agent qui a alimenté les dossiers a entré dans ce cas des dates fictives (toujours la même à priori pour pouvoir enregistrer les dossiers).

Enfin, dernier biais relativement fréquent, certains champs peuvent laisser la place à l'interprétation de la part des utilisateurs. Pour une même mesure, deux utilisateurs distincts peuvent ainsi enregistrer des valeurs différentes, limitant la valeur des interprétations qui pourraient être tentées par la suite.

Par exemple, dans GeoMCE, la nature des projets doit être qualifiée par une valeur unique au niveau du champ « type de projet » (*les valeurs de ce champ étant héritées de l'article R.122-2 du code de l'environnement qui liste les catégories de projets soumises à évaluation environnementale ou susceptibles de l'être, après procédure au cas par cas*). Or, certains projets pourraient rentrer dans différentes rubriques. (ex : un projet d'éoliennes en mer pourrait à la fois rentrer dans les rubriques « Milieux maritimes », « Energie », « ICPE[34] » proposées dans GeoMCE...)

Le même cas se présente, toujours dans GeoMCE, pour la description en 4 niveaux de la mesure, d'après le guide d'aide à la définition des mesures ERC. (Classe, type, catégorie, sous-catégorie[35]).

Ex : un dispositif encadrant la circulation des véhicules sur un chantier, pour limiter le risque d'écrasement d'espèces, pourrait rentrer dans les sous-catégories R2-1 suivantes : « adaptation des modalités de circulation des engins de chantiers », « dispositif limitant les impacts liés au passage des engins de chantier », « dispositif de limitation des nuisances envers la faune », etc.

Du fait de la très forte hétérogénéité des champs sur les outils séparés, le travail à partir de janvier 2019 se focalise sur GeoMCE qui rassemble alors l'essentiel des « lignes » contenues dans les outils ERMAN, ERACLES, RCE Normandie, RCE L-R (la base Oc'Via / CEN est également consultée, séparément).

[34] Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
[35] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Guide%20d%E2%80%99aide%20%C3%A0%20la%20d%C3%A9finition%20des%20mesures%20ERC.pdf

5.3.2 Eléments exploitables dans GeoMCE

- Pour les chercheurs en sciences sociales, les champs textuels sont intéressants. Dans GeoMCE, de nombreux champs libres permettent en effet de décrire le projet, la procédure, la mesure, ou encore le suivi de cette mesure. Ils nécessitent une analyse manuelle, et donc chronophage (en particulier quand il y a plusieurs centaines voire milliers de mesures à analyser), mais comprennent des informations indispensables à la compréhension de l'objet étudié. On retrouve par exemple de manière quasiment systématique le nom du maître d'ouvrage, la description du projet et des mesures dans ce type de champs libres.

- Pour les chercheurs produisant de la statistique, les champs à alimentation obligatoire par liste déroulante (ex : nature du projet), et les champs alimentés par des données chiffrées (surfaces, dates, etc.) sont plus opérationnels ; mais leur fiabilité étant variable pour les motifs évoqués plus haut, leur exploitation nécessiterait au préalable une validation avec le producteur de la donnée, en particulier pour les données inhabituelles, ou redondantes, etc. Parmi les données exploitables, on trouve par exemple la procédure administrative portant les mesures, qui peut être une autorisation loi sur l'eau, une dérogation « espèces protégées » ou plus rarement une autorisation « ICPE ».

  Dans GeoMCE, à partir du moment où des mesures sont bancarisées, on sait quelle procédure les porte, permettant ainsi une analyse en conséquence. Il faut cependant noter que l'effort de saisie a beaucoup varié d'une région à l'autre selon les procédures. L'effort a par exemple été important sur le volet « loi sur l'eau » en Normandie, quand en Région PACA ce sont les dérogations « espèces protégées » qui portent l'essentiel des mesures bancarisées. Dans les deux cas, cette prépondérance ne reflète pas nécessairement la réalité « chiffrée » des autorisations délivrées, mais plutôt l'implication des services en charge de l'une ou l'autre des procédures dans la bancarisation des données correspondantes.

Les champs d'alimentation obligatoire principaux que nous avons pu analyser dans l'export réalisé en 2019 depuis GeoMCE sont les suivants (il convient de noter qu'ils sont d'alimentation obligatoire pour les nouveaux projets ; les projets importés depuis les outils locaux – ERMAN, RCE LR, outils transitoires, etc. - peuvent ne pas comprendre d'information pour certains de ces champs, qui apparaissent alors vides dans GeoMCE) :

Tableau 5.2 : Description des champs devant être renseignés dans GéoMCE

Champs relatifs aux projets	Description et commentaire éventuel
nom.projet	Intitulé généralement concis du projet : « Contournement sud-ouest de Vichy »
projet.avancement	Quasiment toujours « autorisé » (1 seul « annulé »)
projet.rubrique	Compilation des nomenclatures données aux rubriques dans les différents outils initiaux. Exemple : « 14° Travaux, ouvrages, aménagements » et « Travaux, ouvrages, aménagements », sans harmonisation des modalités a posteriori. Biais importants sur des projets d'aménagements routiers de même dimensions (départementales) parfois classés en « Infrastructures de transport », parfois en « travaux, ouvrages, aménagements »)
projet.nom_communes	Nom des communes concernées par l'emprise du projet

projet.code_postal_communes	Codes postaux concernés par l'emprise (permet de mieux situer mais sans indication de surface)
projet.nom_maitrise_ouvrage	Nom du maitre d'ouvrage
projet.adresse_maitrise_ouvrage	Adresse du maitre d'ouvrage
Champs relatifs à la procédure	Description
procedure.type	(Non harmonisée) – Dérog espèces protégées, ICPE, défrichement, loi sur l'eau, etc.
procedure.description	Précisions textuelles sur le type et l'objet de la procédure
procedure.instructeur	Service instructeur de la procédure
procedure.date_ap	Date de l'autorisation administrative portant les mesures
procedure.autorite_decisionnaire	Peu d'intérêt car peu de variance : « préfet »
procedure.ref_onagre/cascade/s3ic	Depuis récemment très bien complétée (pour relier avec d'autres bases)
procedure.faune(flore)_nom_(scientifique ou vernaculaire)	Nom des espèces de faune et de flore objet de la demande (concerne la dérogation espèces protégées). Champ bien renseigné (potentiellement très utile pour les écologues). Peu d'éléments sur les quantités (et en valeur absolue)
Champs relatifs à la mesure	Description
mesure.phase (E/R/C/A)	Compilation des nomenclatures initiales : besoin d'un travail d'harmonisation (cf. biais évoqué plus haut)
mesure.categorie(g)	Tentative de désagrégation de E/R/C/A (exemple : « Mise en place de pratiques de gestion alternatives plus respectueuses ») mais non harmonisée, sans nomenclature partagée (Travail important réalisé sur ce sujet dans GeoMCE depuis début 2019)
mesure.nom	Idem. Tentative de référencement (MA, MCX, MEY, MRZ, etc.), mais dans un ensemble large de mesures sans harmonisation (on a par exemple également ACC-X / COM-Y / RED-Z, où X, Y et Z ordonnent mais ne catégorisent pas)
mesure.description	Description qualitative (plus ou moins approfondie en fonction des outils initiaux et des instructeurs) de la mesure. Permet un filtrage qualitatif intéressant (par exemple : rechercher des mesures en terrain agricole).
Mesure.non_adapte	Champ permettant d'identifier que la mesure ne se prête pas à la cartographie (son emprise foncière n'est pas connue au stade de l'autorisation, ou c'est une mesure sans emprise foncière. Ex : financement de travaux de recherche…)
Mesure.nom_communes (et code postal)	Commune(s) concernée(s) par la mesure. Depuis peu, champ mieux renseigné

5.3.3 Informations importantes mais non ou difficilement exploitées

- Les surfaces des mesures n'ont pas pu être pleinement exploitées, pour deux motifs principaux. D'une part, ce champ n'est pas systématiquement renseigné ; d'autre part, quand il l'est, il peut

faire référence à plusieurs statuts de la mesure : telle qu'elle a été prescrite, telle qu'elle est prévue en amont de la décision administrative, ou telle qu'elle est réellement au moment de l'alimentation de l'outil (mesure réelle, qui peut être d'une surface inférieure, ou localisée ailleurs que la mesure prescrite). Depuis la période où l'export que nous avons exploité a été produit, un guide d'aide à la saisie a été produit pour clarifier ce point. Nous émettons par ailleurs la recommandation de pouvoir suivre dans le temps l'évolution de la mesure réelle dans la partie « recommandations » de cette fiche, pour éviter les amalgames et pouvoir disposer de cette information jugée précieuse.

- La catégorisation des mesures, qui était encore assez hétérogène début 2019. Au-delà de la possibilité évoquée plus haut de qualifier une même mesure de différentes manières, l'import depuis les outils locaux a abouti à une quantité non négligeable de champs vides à cette époque (biais qui a été très largement corrigé entre temps). Par ailleurs, avant l'édition du guide d'aide à la définition des mesures ERC par le CGDD, il n'existait pas de doctrine claire à ce sujet, laissant la place aux interprétations des différents acteurs concernés par ce sujet : aménageurs, bureaux d'études, agents instructeurs, scientifiques, monde associatif, etc.

  La conséquence de ces interprétations est qu'une même mesure a pu dans certaines situations être qualifiée de compensatoire, quand dans d'autres elle constituait une mesure de réduction, ou d'accompagnement (ex : déplacement d'individus d'espèces protégées). Des confusions étaient également fréquentes entre mesures d'évitement géographique, et mesure de réduction géographique. Le cadre proposé par le guide d'aide à la définition des mesures clarifie les choses : une mesure d'évitement permet d'éviter à 100% et de manière permanente l'impact du projet (impact direct ou indirect) ; les autres cas relevant de la réduction.
  Ces différences d'interprétations pouvaient être volontaires, une mesure de compensation ayant plus de « valeur » (perçue par le public, les services instructeurs, etc.) qu'une mesure de réduction, tout comme la mesure d'évitement perçue comme plus ambitieuse, plus « sacrificielle » qu'une mesure de réduction. Or, par souci de clarté et/ou de simplification, et en l'absence à l'époque de doctrine claire, certains services instructeurs ont fait le choix de conserver les qualifications de mesures proposées par le maître d'ouvrage et son bureau d'étude dans les dossiers de demande d'autorisation, les reprenant telles quelles dans les actes d'autorisation administrative. La catégorie finalement retenue peut également donner des indices sur un éventuel rapport de force entre le demandeur et l'instructeur/ l'autorité décisionnaire, notamment pour les projets à forts enjeux économiques.
  Ici, le choix de terminologie n'est pas neutre, mais ces amalgames rendent l'analyse à des fins de recherche plus complexe.
  Dans le cadre de CompAg, la qualification des mesures a été évaluée, et le cas échéant, modifiée pour rentrer dans le cadre proposé par le guide d'aide à la définition des mesures ERC, de manière à assurer une comparabilité des mesures entre elles et une meilleure exploitabilité à des fins d'enquête ou de statistiques.

- Les emprises (cartographiques) des projets, rarement présentes. Il convient de noter que cette emprise ne peut être saisie qu'au travers de l'interface graphique de l'outil GeoMCE par l'instructeur, interface peu conviviale et peu adaptée à la saisie d'objets géographiques complexes. Cette information aurait pourtant été précieuse pour la croiser avec les habitats naturels initialement présents, les surfaces des mesures E/R/C/A, situer le projet dans un contexte éco-paysager, etc.

- D’autres champs étaient globalement mal alimentés, tels que par exemple :

- la surface du projet
- le coût prévisionnel du projet
- e coût total des mesures en faveur de la biodiversité
- la date de début du chantier,
- la date de fin du chantier
- la durée d’exploitation du projet
- la surface (théorique) de la mesure
- l’avancement de la mise en œuvre de la mesure
- la ou les cibles de la mesure (ex : biodiversité, bruit, air, population, etc..)
- la durée de la mesure
- la date de début prévisionnel de la mesure
- la date de fin prévisionnelle de la mesure
- le coût prévisionnel (et réel) de la mesure
- le type de suivi prévisionnel de la mesure

5.4 Perspectives d’utilisation pour les instructeurs, maîtres d’ouvrage, bureaux d’études et aménageurs

5.4.1 Des retours d’expérience à diffuser largement

A ce jour, seuls les instructeurs concernés et les services de contrôle disposent d’un accès à l’outil GeoMCE. L’usage qui en est fait est à ce stade souvent assez simplifié et réduit à sa fonction de « stockage d’informations », et peut rendre cet outil peu attractif, ce qui peut aussi expliquer l’hétérogénéité de son alimentation. Pour autant, il pourrait, à certaines conditions, constituer une aide précieuse au métier d’instructeur. En effet, une des difficultés à laquelle ce dernier est régulièrement confronté est d’évaluer la pertinence, le réalisme, le bon dimensionnement, etc. d’une mesure E/R ou C proposée par un aménageur. A-t-elle déjà été testée dans sa région ou ailleurs ? Est-elle efficace, à 100% ou à 10% ? Peut-elle être pérenne, et si oui à quelle(s) condition(s) ? A quelle(s) espèce(s) bénéficie-t-elle ? Quel est son coût réel ? En combien de temps l’efficacité est vérifiable ? etc.

Tous ces éléments pourraient être capitalisés dans GeoMCE, sous réserve d’avoir été transmis par les maîtres d’ouvrage qui les ont déjà mis en œuvre, et partagés ainsi avec toute la communauté des instructeurs et contrôleurs concernés en France.

Deux évolutions sont néanmoins nécessaires pour développer cet usage :

- une amélioration de l’alimentation de l’existant (mise à jour des suivis de mesures, voire des descriptifs de mesures), de manière à capitaliser sur les projets anciens, les plus susceptibles de disposer de retours d’expérience pertinents car basés sur un temps plus long ;
- une amélioration des fonctionnalités de l’outil pour permettre des recherches simplifiées sur ce sujet, et des documents de rendus plus complets (le module recherche de GeoMCE et l’export proposé pour les résultats de recherche étant à ce stade assez minimalistes).

Ces éléments bénéficieraient également aux maîtres d’ouvrages et bureaux d’études, puisque le service instructeur pourrait, au cours de l’instruction, leur faire parvenir ce retour d’expérience.

Il pourra alors être évité de mettre en place des mesures dont l'inefficacité a déjà été prouvée, et/ou d'expérimenter de nouvelles manières de faire pour éviter, réduire ou compenser le mieux possible les impacts sur telle ou telle espèce ; des éléments comme le coût réel d'une mesure compensatoire (parfois très éloigné du coût prévu dans le dossier de demande d'autorisation) ou le caractère non compensable d'un impact seront des arguments forts pour inciter le maître d'ouvrage à revoir son projet et à renforcer les phases d'évitement et de réduction.

On pourrait même imaginer, à termes, que ces éléments disponibles dans GeoMCE puissent permettre d'identifier les acteurs à convier à des journées techniques de partage d'expériences (réussies ou avortées, les secondes étant aussi importantes que les premières) sur une espèce ou un milieu donné, pour favoriser des réflexions collectives aujourd'hui très (trop) rares sur ces sujets.

Ces retours d'expériences permettraient également d'argumenter l'obligation de reprendre un projet et ses mesures, en particulier pour les impacts qui apparaissent non compensables dans l'état actuel des connaissances.

Enfin, ils ouvrent des perspectives de recherche plus fondamentale, qui pourraient également être identifiées et priorisées à partir de ces retours d'expérience et des « manques » qu'ils permettront de démarquer.

5.4.2 Une meilleure connaissance du territoire et de ses enjeux

Une alimentation plus exhaustive de GeoMCE permettrait également à l'instructeur de mieux identifier les territoires/ milieux et espèces soumis à une forte pression d'aménagement, via le volet cartographique, et le volet descriptif des projets et mesures (espèces cibles, etc.)

Deux démarches de ce type ont été initiées en région PACA en 2020, l'une avec la Métropole Aix Marseille Provence (grâce à des extractions de la base GeoMCE), et l'autre avec la DREAL, pour tendre vers l'exhaustivité des mesures prescrites sur un territoire donné. Les résultats définitifs ne sont pas encore connus, et les tendances étaient déjà connues avant ces études – les instructeurs savent quels sont les territoires et les espèces à enjeu de leur périmètre – mais ce travail permet d'aller beaucoup plus loin dans l'analyse, de détecter des tendances temporelles, ou par type d'acteur, ou de projet, qu'il est difficile d'appréhender en gestion « courante ».

Ces analyses peuvent par ailleurs permettre d'alimenter d'autres politiques publiques, comme la stratégie de création d'aires protégées au niveau national, mais aussi la planification au travers des SCoT et PLU.

En effet, dans le cadre de la production de PLU ou de SCOT, et en dehors de toute analyse statistique exploratoire nécessitant une normalisation et une consolidation importante des données, la consultation d'une base GeoMCE agrémentée de quelques variables peut s'avérer utile pour que les acteurs puissent savoir où se situent les mesures compensatoires, leur type, les acteurs concernés, etc. Des schémas de cohérence territoriale pourraient être construits dans une optique d'anticipation des projets à venir et des surfaces qui pourraient être ciblées pour la mise en œuvre de mesures compensatoires. A titre d'exemple, des services rédacteurs de PLU travaillent actuellement sur une logique de restauration d'espace de bon fonctionnement écologique (pour reprendre les termes des Agences de l'Eau) des rivières et parlent d'utiliser la compensation écologique dans cette perspective, en prenant appui sur la notion de services écosystémiques (rétablir cet espace de bon fonctionnement rend des services de réduction du risque inondations, de lutte contre les ilots de chaleur, de réduction du risque de feu de forêt, et, dans cette perspective, les mesures compensatoires peuvent devenir un

levier). Par ailleurs, des services responsables des espaces urbains travaillent actuellement à la reconnaissance des micro-écosystèmes forestiers comme fournisseur de service des écosystèmes, via des inventaires : un enjeu est de pouvoir également se servir de la compensation comme un levier dans cette démarche. La consultation d'une base de données sur l'ensemble des mesures concernant le même type de flore ou le même type d'espaces, etc. pourrait s'avérer un point d'appui précieux.

5.4.3 Autres perspectives

D'autres usages relatifs à GeoMCE pourraient être envisagés, qui pourraient contribuer globalement aux politiques publiques en lien avec la séquence ERC :

- Le suivi des impacts des projets sur les habitats naturels par analyse cartographique (croisement de l'emprise des projets avec la carte des habitats naturels/ d'occupation des sols), qui pourrait permettre de faire le lien avec la problématique de perte des services écosystémiques et de la nature ordinaire. Cette perspective nécessiterait au préalable un développement dans GeoMCE permettant l'export des emprises des projets et mesures, pour pouvoir croiser la carte résultante avec d'autres cartes thématiques. La politique « Zéro Artificialisation Nette » pourrait également être alimentée par ce type d'analyse thématique.

- L'intégration dans GeoMCE des projets sans compensation mais comprenant des mesures d'évitement/ réduction (ex : projets soumis à évaluation environnementale au sens large, et à étude d'impact notamment). A ce jour, le suivi des mesures E/R prévues dans les études d'impact est quasi inexistant, ces mesures n'étant que très marginalement reprises dans les actes d'autorisation (notamment en urbanisme), et dont le respect et l'efficacité conditionnent pourtant l'absence de besoin de compensation. Considérant la quantité d'études d'impact produite chaque année, cette étape serait très chronophage, mais permettrait une vision bien plus exhaustive des impacts générés par les aménagements sur l'environnement. Il n'existe pas à notre connaissance d'étude évaluant les surfaces consommées chaque année par des projets soumis à étude d'impact sans compensation versus des projets soumis à compensation, mais il est très vraisemblable que les premiers dominent, alors que leurs mesures ne sont pas ou très peu suivies, et pas de manière bancarisées et centralisées comme dans GeoMCE.

- L'alimentation des portés à connaissance de l'État lors de l'élaboration des documents de planification : la localisation des mesures E/R/C/A, l'identification des espèces protégées/ habitats les plus régulièrement affectés sur le territoire, des zones les plus soumises à des projets générant des mesures de compensation, permettraient à la collectivité de mieux cibler les zones préférentielles d'aménagement et les zones à préserver, voire d'envisager une réelle territorialisation de la séquence ERC à l'échelle de son territoire. Les travaux en cours avec la Métropole Aix Marseille en PACA ont par exemple vocation à alimenter sa propre stratégie foncière et de planification (mais aussi ses politiques d'aménagements, comme éviter les secteurs à enjeux, identifier les mesures efficaces, anticiper les besoins de compensation pour ses projets d'aménagement propres).

5.5 Perspectives d'utilisations des bases de données ERC pour la recherche

S'ils n'ont pas été développés à cette fin, les outils de bancarisation des mesures ERC présentent un intérêt évident pour les chercheurs de différents horizons comme des écologues, économistes,

sociologues, juristes, qui voudraient produire des analyses quantitatives de la mise en œuvre de la compensation, et qui participeraient de l'évaluation de la politique publique.

Ils permettent en effet, sous réserve d'être suffisamment bien alimentés pour être exploitables, d'une part, de rendre compte de tendances dans le type d'aménagement, les secteurs concernés, les milieux, habitats naturels et espèces affectés, et, d'autre part, d'évaluer la mise en œuvre et l'efficacité des politiques publiques.

Le tout récent article de S. Gelot et C. Bigard illustre bien cette portée (« *Challenges to developing mitigation hierarchy policy: findings from a nationwide database analysis in France* », Biological Conservation, 2021). A titre d'exemple, et sur des champs spécifiques, des statistiques descriptives de ce type peuvent être produites (Figure 2).

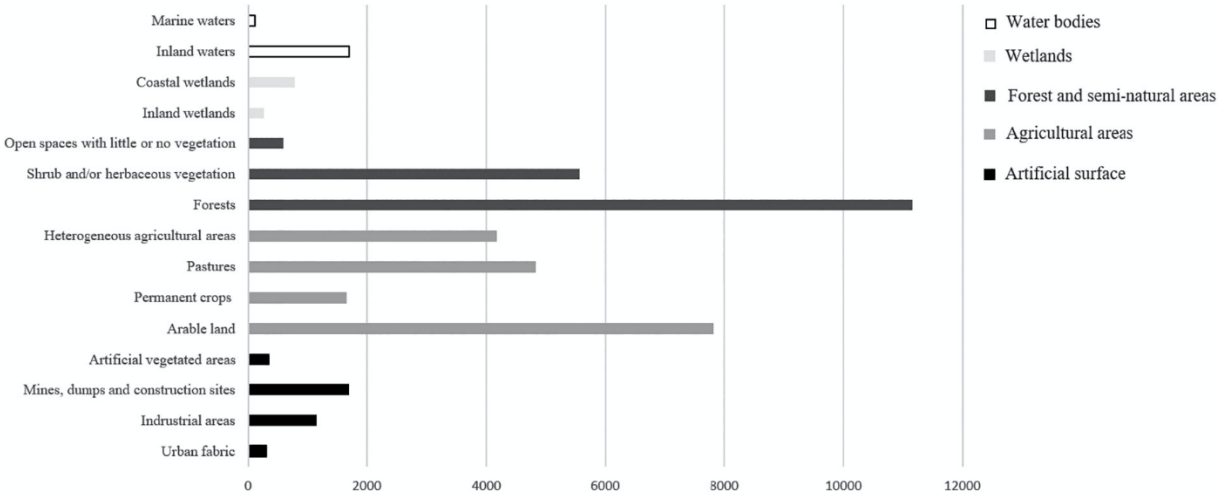


Figure 5.3 : surface (en ha) de compensation par type d'usage des sols. (source : Gelot et Bigard, 2021).

Par ailleurs, il est indiqué que 47% des projets (mais sans possibilité de pondérer par leur surface) relèvent du « développement urbain et rural » (catégorie créée par les auteurs et qui rassemble plusieurs types de projets - travaux, ouvrages, aménagements ; énergie ; etc.) mais qu'ils ne représentent que 22% des surfaces compensées, et 11% des projets portent sur des infrastructures de transport, couvrant 42% des surfaces faisant l'objet de mesures compensatoires. On repère ainsi facilement grâce à GeoMCE le biais vers les « gros projets » d'infrastructures qui captent en général l'attention des régulateurs et du public, alors que les nombreux petits projets peuvent plus facilement échapper à l'attention bien que pouvant par effet cumulatif causer des dommages importants à la biodiversité.

Sans données précises sur les surfaces des projets, et à partir du nombre de mesures par projet, les auteurs rapportent qu'il est possible de constater que les surfaces compensées sont sensiblement inférieures aux emprises des projets en général, souvent avec un grand nombre de mesures sur de très petites surfaces, qui posent question quant aux performances écologiques de ces dernières.

Il serait intéressant de pouvoir quantifier les surfaces de projets générant des mesures ERC par territoire, d'évaluer des ratios de mesures compensatoires par rapport aux surfaces d'impact, notamment dans la perspective des politiques en lien avec l'objectif de « Zéro Artificialisation Nette » introduit par le plan biodiversité de 2018, et inscrit dans la loi Climat et Résilience du 22 août 2021.

Pour les chercheurs en sciences sociales (sociologie, ethnographie), les plus à même a priori d'exploiter l'outil GeoMCE dans son état actuel d'alimentation, les champs libres sont utiles et doivent être conservés et alimentés. Dans le cas de CompAg et l'exploitation de GeoMCE qui a été menée dans ce cadre, le champ libre « description de la mesure » a par exemple permis d'identifier l'implication d'agriculteurs dans la mise en œuvre des mesures compensatoires, ce qu'aucun autre champ « verrouillé » (ex : liste déroulante, etc.) ne permettait. L'exploitation de ce type de champs demande une analyse minutieuse (recherche de mots-clés notamment) et ne permet pas d'atteindre l'exhaustivité, mais fournit néanmoins une matière précieuse pour préparer des entretiens et identifier les projets/ mesures ou territoires les plus pertinents pour réaliser une enquête.

Idéalement, une base de données descriptives des mesures compensatoires devrait pouvoir permettre de faire de la comparaison entre projets pour percevoir la diversité des acteurs ; on trouve à ce titre dans la plupart des outils un champ permettant d'enregistrer le nom du maître d'ouvrage. Dans GeoMCE, l'enregistrement de son numéro de SIRET est possible mais facultatif. Ce caractère facultatif peut être générateur de saisies multiples d'un même maître d'ouvrage, mais permet la gestion des maîtres d'ouvrages non dotés de SIRET (ex : certaines associations). Pour autant, il aurait été utile de recueillir plus d'informations au sujet du maître d'ouvrage (sa « taille » via par exemple son chiffre d'affaires annuel, son nombre d'employés, etc.).

A ce stade, GeoMCE ne comprend pas de champ permettant d'identifier à coup sûr les acteurs impliqués dans la compensation ni dans l'expertise. Le croisement de l'information de ces acteurs et des maîtres d'ouvrage devant compenser, présenterait pourtant un intérêt. On pourrait par exemple identifier d'éventuels phénomènes de spécialisation de certaines experts ou gestionnaires sur tel type de projet, de maître d'ouvrage, de compensation ou de territoire. L'outil ERMAN comprenait des champs permettant d'identifier les acteurs impliqués dans la recherche foncière, puis dans la mise en œuvre et le suivi des mesures. Cependant, il convient de noter que ces champs ont été très rarement alimentés pendant la courte durée d'exploitation de cet outil. Des limites ont été identifiées à ces champs : s'ils sont libres, ils sont complexes à alimenter et à exploiter ; s'ils sont figés sous forme de liste, ils sont complexes à maintenir du fait notamment de l'évolution des acteurs dans le temps de manière générale, et au cours de la vie de la mesure en particulier.

Pour la partie « analyse juridique » de CompAg, il aurait également été très utile de pouvoir identifier systématiquement le type de contrat mobilisé pour la mise en œuvre de la compensation, cette information étant quasiment absente de GeoMCE à ce jour, sauf au détour d'un commentaire libre. La seule information disponible à ce stade et portant sur les contrats mobilisés, consiste en une case à cocher facultative, qui permet de préciser si la mesure (qu'elle soit E, R, C ou A) fait l'objet d'une Obligation Réelle Environnementale[36].

L'utilité de faire évoluer ces points pour les gestionnaires et utilisateurs quotidiens de GeoMCE n'est cependant pas évidente, et poserait la question de la mise à jour des anciens dossiers enregistrés dans la base, qui semble peu réaliste considérant la quantité de dossiers concernés (Octobre 2021 : 4300 projets, 5176 mesures compensatoires).

Les champs libres, comme ce champ « description de la mesure » exploité par les chercheurs en sociologie, sont en revanche beaucoup plus complexes à exploiter pour des statisticiens, et devraient

[36] Cette case à cocher peut également être utile pour évaluer le déploiement de cet outil juridique créé par la loi biodiversité de 2016, l'information étant par ailleurs particulièrement complexe à récolter sur l'établissement de ces contrats ORE.

au préalable être recodés en valeur standardisées selon les questions posées, pour pouvoir ensuite être analysés.

Standardiser ces valeurs directement dans GeoMCE ne serait cependant pas forcément réaliste, ni compatible avec les objectifs de l'outil ; en effet, il existe d'une part le risque de ne pas pouvoir tout coder (et donc de perdre de l'information), et d'autre part de devoir reprendre les tables de valeurs (et recoder les champs antérieurs) à chaque évolution réglementaire ou doctrinale, redéfinition d'une mesure, etc. Il apparaît donc plus réaliste et pertinent d'exploiter et de coder directement les données brutes de la base de données, dans le cadre de chaque projet de recherche, ce qui permet par ailleurs d'adapter plus finement cette exploitation aux besoins de la recherche.

Une des exploitations statistiques qui pourrait être envisagée, et susceptible d'intéresser à la fois les sociologues et les écologues, serait une évaluation de la corrélation entre l'impact écologique d'un projet et son niveau de compensation. Le périmètre géographique du projet, s'il était intégré dans GeoMCE de manière systématique (*ce qui n'est pas du tout le cas à ce jour, du fait d'une interface de saisie non adaptée et l'impossibilité d'importer cette donnée directement, sachant qu'elle est cependant systématiquement produite par le maître d'ouvrage et/ou son bureau d'étude dans le cadre des études environnementales*) pourrait être croisé avec une cartographie des habitats naturels, et comparé avec la surface compensée. Cette analyse, déjà très largement présente dans les dossiers de demande d'autorisation nécessitant de la compensation (le niveau de compensation devant être proportionné à l'impact résiduel du projet), pourrait être menée à l'échelle de grands territoires pour évaluer des tendances géographiques, temporelles, etc.

On pourrait également s'intéresser à la diversité des impacts (en fonction des espèces, des milieux, des fonctions ou services affectés par le projet), et les réponses normalement aussi diverses qu'on devrait lui apporter en termes de modalités de compensation, représentées par les nombreuses catégories descriptives des mesures compensatoires dans GeoMCE.

Ce type d'analyses pourrait par ailleurs permettre de confronter une réalité de terrain avec les principes édictés par la loi ou la doctrine (absence de perte nette, proximité géographique, équivalence écologique, etc.), et ainsi assister le décideur public dans ses prises de décisions sur les évolutions éventuelles à apporter au corpus législatif et réglementaire.

A ce jour, et au-delà des indications produites par Gelot et Bigard (2021), les données de GeoMCE peuvent essentiellement servir de point de départ fructueux pour des études sociologiques. Le repérage de régularités ou d'associations entre variables clés (surfaces, types de mesures, coûts, caractéristiques socio-économiques des territoires concernés, etc.) pour soutenir la décision publique nécessite cependant un travail de normalisation et de consolidation considérable, qui mérite un arbitrage tant les coûts associés à ce travail parait élevé et les besoins encore trop incertains. A titre d'exemple, les éléments additionnels suivants seraient très utiles aux recherches quantitatives pour mieux saisir les dynamiques de la compensation, (étant entendu qu'il s'agirait essentiellement d'aiguiller des projets de recherche en ce sens) :

- La surface du projet (et sa localisation précise).
- La nature du maitre d'ouvrage (raison sociale, lien avec le SIRET) et sa taille (CA, nombre d'employés.
- Le « maitre d'ouvrage » de la compensation (champ présent dans GeoMCE mais vide en janvier 2019).
- Une nomenclature unifiée des types de mesure (au-delà de E/R/C/A).

En termes d'applications, il serait essentiellement question :

- De façon encore plus prospective, l'ajout d'une colonne « Services écosystémiques » (affectés par le projet / restaurés par les mesures) pourrait être un enrichissement important, pour la recherche et pour l'action. Étant donné l'écart avec les exigences actuelles entourant l'outil, cela pourrait prendre la forme d'une mesure d'accompagnement pour les maîtres d'ouvrage.

- De premières démarches empiriques pour soutenir une évaluation des politiques publiques en la matière. Pour avoir un outil satisfaisant un tel objectif, il faudrait considérer GeoMCE comme une brique de base à agrémenter (par exemple par appel à projets de recherche).

5.6 Limites actuelles de l'outil GeoMCE

A ce jour, GeoMCE est essentiellement alimenté par des projets soumis à dérogation au titre des espèces protégées ou soumis à la loi sur l'eau. On y trouve beaucoup moins de projets soumis à autorisation au titre des ICPE, du droit d'urbanisme, soumis à étude d'impact sans compensation, ou encore à déclaration d'utilité publique (DUP), les services instruisant ces autorisations étant peu ou pas sensibilisés et/ou mobilisés pour utiliser GeoMCE. La vision que cette application propose est donc biaisée en sous-représentant certaines approches.

Par ailleurs, l'alimentation de l'outil reste hétérogène à l'échelle du territoire national. On constate notamment une sous-représentation de certains territoires, dont en particulier les départements et régions d'outre-mer, malgré une biodiversité exceptionnelle et une pression d'aménagement encore plus forte qu'en Métropole.

Enfin, comme déjà évoqué plus haut,

- La catégorisation des mesures n'est pas homogène, même si le guide d'aide à la définition des mesures ERC contribue à une amélioration progressive sur ce point (notamment pour les nouveaux projets)
- Que ce soit dans les outils régionaux initiaux ou dans GeoMCE, la majorité des champs facultatifs ne sont pas ou très peu renseignés. A titre d'exemple, la surface du projet n'est quasiment jamais renseignée (bien qu'il s'agisse d'une variable clé pour débuter une exploration des dynamiques).
- Lorsque des champs sont entièrement renseignés, il convient de s'assurer que leur alimentation n'était pas obligatoire et de fait, génératrice de valeurs fausses.

5.7 Synthèse des recommandations pour améliorer GeoMCE et ses usages

- Prendre toute mesure facilitant l'alimentation de l'outil : la qualité des exploitations potentielles est directement liée à son niveau de complétude

  Ex : Mettre à disposition permanente des instructeurs des statistiques sur les niveaux de remplissage par champs, avec possibilité de faire un focus sur certains champs ; Proposer en page d'accueil une rubrique comprenant des hyperliens vers les dossiers où il manque des données obligatoires (ex : catégorisation de la mesure) ;
  Développer un outil d'analyse de complétude de GeoMCE à destination des instructeurs : savoir quels sont les dossiers à alimenter ➔ réfléchir aux champs qui doivent être analysés

systématiquement, et aux formes de rendu à proposer aux instructeurs pour que ce soit utile et facilement exploitable (ex : identification des mesures sans cartographie)

- Prévoir et maintenir du temps de travail par du personnel dédié à son alimentation en service instructeur. Il s'agit selon nous d'un investissement « rentable » : d'une part, comme évoqué plus haut, l'outil peut permettre d'améliorer le processus d'instruction ; d'autre part, des expériences rapportées montrent qu'il vaut mieux limiter l'implication de personnel temporaire non qualifié, qui génère un gros risque de données erronées avec des conséquences sur les interprétations, etc.

- Améliorer l'onglet requête disponible dans l'outil, pour pouvoir réaliser des requêtes complexes sans avoir à solliciter l'assistance GeoMCE (démarche obligatoire aujourd'hui) (ex : extraction de tous les projets d'un territoire, avec toutes les caractéristiques : projet/ procédures/ mesures, données descriptives + cartographie ; projets avec ORE ; etc…) ; améliorer également le résultat de ces requêtes (nombre de champs disponibles dans l'export notamment)

- Faciliter le volet cartographique en donnant des consignes claires. Le fichier gabarit semble une bonne solution à mieux valoriser et développer, tandis que la saisie cartographique via GeoMCE devrait être abandonnée, car peu précise. Il serait intéressant de pouvoir intégrer la cartographie du projet via le même système de fichier gabarit (à ce jour, les projets ne peuvent qu'être dessinés manuellement dans GeoMCE, ce qui est très long et imprécis, alors que ces données cartographiques sont aisément mobilisables auprès du maître d'ouvrage). La systématisation de l'import du périmètre géographique du projet et des mesures à emprise foncière serait particulièrement pertinente.

- Augmenter le nombre de champs du fichier gabarit, à faire remplir « à la source » (par les maîtres d'ouvrage, bureaux d'études) : cela permettrait un gain de temps important pour les services instructeurs et une amélioration qualitative du contenu de la base.

- Valoriser et capitaliser à la fois les mesures prescrites et les mesures réelles (ces dernières pourraient être mises à jour dans l'outil à chaque comité de suivi des mesures ou envoi du maître d'ouvrage, avec conservation de l'historique).

- Inviter les maîtres d'ouvrage des projets « anciens » à contribuer en faisant remonter leurs données (retours d'expérience précieux pour les mesures mises en œuvre), et de manière générale encourager les retours d'expérience positifs <u>et négatifs</u>.

- Partager en retour les données consolidées des mesures efficaces (ou non) avec la communauté des aménageurs et des bureaux d'études.

- Élargir les données disponibles au public dans GeoPortail, par exemple partage des données d'évitement, de réduction et d'accompagnement reliées à une emprise géographique, dans leur version prescrite <u>et réelle.</u>

- Ouvrir des accès à GeoMCE pour d'autres acteurs (ex : bureaux d'études, maîtres d'ouvrage, chercheurs, collectivités), peut être via une autre interface, en proposant moins de données accessibles, lecture et export seulement ?

- Faciliter la récupération des emprises géographique des mesures ERC sur un territoire donné pour les collectivités en charge de la planification. Systématiser leur communication dans le cadre du porté à connaissance de l'État.

- Ouvrir et encourager l'intégration dans GeoMCE de projets et mesures relatifs à d'autres types d'autorisations.

- Faciliter l'interopérabilité avec d'autres outils, voire disposer sur une carte / dans une base de données des différents projets et mesures concernant un territoire (aujourd'hui, il peut exister des contradictions entre des mesures prescrites au titre de différentes réglementations pour un même projet ou des projets voisins ; une cartographie commune aiderait à réduire ce risque).

- Limiter le nombre de bases de données de capitalisation des mesures (redondance, perte de temps) ; intégrer un maximum d'informations dans une base unifiée, utile à tous. GeoMCE pourrait jouer ce rôle ?

- Pour éviter les saisies volontaires de valeurs erronées (ex : champ obligatoire portant sur des infos pas toujours disponibles), penser systématiquement à prévoir une valeur « inconnue » dans les listes déroulantes ou les valeurs pouvant être saisies.

- Intégration des problématiques de recherche dans les réflexions d'évolutions de l'outil : comment améliorer les possibilités d'exploitation (qui peut passer par l'ajout de champs, la clarification des consignes d'alimentation de certains champs, etc.) ?

Références

NB: Les références issues de l'analyse bibliométrique sont livrées en Annexe, à la suite des méthodes d'analyse bibliométriques

Allaire, G, Cahuzac, E, Simioni, M (2009) Contractualisation et diffusion spatiale des mesures agro-environnementales herbagères. Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement, vol. 90, n° 1, p. 23-50.

Bardat J, Bensettiti F, Hindermeyer X (1997) Approche méthodologique de l'évaluation d'espaces naturels. Exemple de l'application de la directive Habitats en France, Écologie, 281, 45-59

Beretti, A., Grolleau, G (2016) Do past states and causes of soil degradation affect interest and stated willingness-to-pay values? Evidence from a quasi-experimental survey. International Journal of Sustainable Development, 19(1), 54. doi:10.1504/IJSD.2016.073670

Bertrand N, Vanpeene-Bruhier S (2007) Periurban landscapes in mountain areas. At the crossroads of ecological and socio-economic studies, Journal of Alpine Research/Revue de géographie alpine, 95, 4, 69-80.

Bigando E (2013) De l'usage de la photo elicitation interview pour appréhender les paysages du quotidien : retour sur une méthode productrice d'une réflexivité habitante, Cybergeo: European Journal of Geography, 645, doi: 10.4000/cybergeo.25919.

Bikhchandani, S, Hirshleifer, D, Welch, I (1998) Learning from the Behavior of Others: Conformity, Fads, and Informational Cascades. Journal of Economic Perspectives, vol. 12, n° 3, p. 151-170.

Boussemart, JP, Leleu, H, O, Oluwaseun (2011) Could society's willingness to reduce pesticide use be aligned with farmers' economic self-interest? Ecological Economics, vol. 70, n° 10, p. 1797-1804.

Burel F et al. (1998) Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. Acta Oecologica, 19, 1, 47-60.

Cadenasso ML, Pickett STA, Grove JM (2006). Dimensions of ecosystem complexity: heterogeneity, connectivity, and history, Ecological Complexity, 3, 1-12.

Calvet, C, C. Napoléone (2013) Peut-on protéger la nature par des mécanismes marchands ? Écologie et conservation d'une steppe méditerranéenne. La plaine de Crau. Pages 246-265.

Chabé-Ferret, S, Subervie, J (2010) Evaluating Agro-Environmental Schemes by DID Matching: Theoretical Justification , Robustness Tests and Application to a French Program. June, p. 1-32.

Chantre, E. (2011) Apprentissages des agriculteurs vers la réduction d'intrants en grandes cultures : Cas de la Champagne Berrichonne dans les années 1985-2010, AgroParisTech.

Charmes E (2013) L'artificialisation est-elle vraiment un problème quantitatif ? Études Foncières, 162, 23-28.

Clergeau P., Désiré G. (1999) Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique, Mappemonde, 55, 3, 19-23.

Collier, A., Cotterill, A., Everett, T., Muckle, R., Pike, T. et Vanstone, A. (2010). Understanding and influencing behaviours: a review of social research, economics and policy making. DEFRA London.

Devictor V., (2007). La nature ordinaire face aux perturbations anthropiques : impact de la dynamique temporelle et de la fragmentation spatiale des paysages sur les communautés. Thèse de doctorat en écologie, Paris, Université Pierre-et-Marie-Curie.

Ducos, G, Dupraz, P, Bonnieux, F (2009) Agri-environment contract adoption under fixed and variable compliance costs. Journal of Environmental Planning and Management, vol. 52, n° 5, p. 669-687.

Dutoit T., Jaunatre R., Alignan J., Bulot A., Wolff A., Buisson E., (2018) Premier site naturel de compensation français : regards d'écologues, Natures Sciences Sociétés, 26-2,

Ellison A.M. et al. (2005). Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems, Frontiers in Ecology and the Environment, 3, 9, 479-486.

Etrillard, C et Pech, M. (2015). « Mesures de compensation écologique : risques ou opportunités pour le foncier agricole ? », [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, vol. 12, n° 2.

Falconer, K, Saunders, C. (2002). « Transaction costs for SSSIs and policy design », Land Use Policy, vol. 19, n° 2, p. 157-166

Gafsi, M, Legagneux, B, Nguyen, G, Robin, P. (2006) Towards sustainable farming systems: Effectiveness and deficiency of the French procedure of sustainable agriculture », Agricultural Systems, vol. 90, n° 1-3, p. 226-242.

Gaston, KJ et Fuller, RA. (2008) Commonness, population depletion and conservation biology. Trends in ecology & evolution, vol. 23, n° 1, p. 14-19.

Gelot S., Bigard C., (2021) Challenges to developing mitigation hierarchy policy: findings from a nationwide database analysis in France. Biological Conservation, 2021.

Godet L., (2010). La « nature ordinaire » dans le monde occidental, L'Espace géographique, 39, 4, 295-308.

Grolleau, G., Mzoughi, N., Napoléone, C, Pellegrin, C. (2020). Do activating legacy concerns make farmers more likely to support conservation programmes? Journal of Environmental Economics and Policy 10(2): 115-129.

Guillet, F, Le Floch, C, Julliard, R, (2019) Séquence Éviter-Réduire-Compenser : quelle biodiversité est visée par les mesures d'évitement ? Sciences, Eaux & Territoires, INRAE, HS 58, p. 7.

Hardisty, David J., Johnson, Eric J., Weber, Elke U. (2010) A dirty word or a dirty world? attribute framing, political affiliation, and query theory. Psychological Science, vol. 21, n° 1, p. 86-92

Harris G.P. (2007) Seeking sustainability in an age of complexity, Cambridge, Cambridge University Press.

Heck K.L., Wetstone G.S. (1977) Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows, Journal of Biogeography, 4, 2, 135-142.

Jacquet, F, Butault, JP, Guichard, L. (2011) An economic analysis of the possibility of reducing pesticides in French field crops. Ecological Economics, vol. 70, n° 9, p. 1638-1648.

Jenni, KE., G Loewenstein (1997). Explaining the "Identifiable Victim Effect". Journal of Risk and Uncertainty, vol. 14: 235-257.

Keizer, K, Lindenberg, S, Steg, L. (2008) The Spreading of Disorder. Science, vol. 322, n° 5908, p. 1681-1685

Keren, G, Roelofsma, P. (1995) Immediacy and Certainty in Intertemporal Choice. Organizational Behavior and Human Decision Processes, vol. 63, n° 3, p. 287-297.

Lamine, C. (2011) Anticiper ou temporiser : injonctions environnementales. Sociologie du Travail, vol. 53, n° 1, p. 75-92.

Levin S.A. (1998) Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems, Ecosystems, 1, 5, 431-436.

Liénard S., Clergeau P. (2011) Trame Verte et Bleue : utilisation des cartes d'occupation du sol pour une première approche qualitative de la biodiversité, Cybergeo: European Journal of Geography, 519, doi: 10.4000/cybergeo.23494.

Longeot, J-F, Dantec, R, (2017) Compensation des atteintes à la biodiversité : construire le consensus. Rapport n°517 de la Commission d'enquête sénatoriale sur la réalité des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité engagées sur des grands projets d'infrastructures, intégrant les mesures d'anticipation, les études préalables, les conditions de réalisation et leur suivi, tome I, p. 114.

Louis, M. Rousset, S. (2010) Coûts de transaction et adoption des contrats agroenvironnementaux Le cas des MAE territorialisées à enjeu DCE en Poitou-Charentes. Colloque SFER Cemagref, p. 27

Lucas, M, (2021) De la place de la nature ordinaire dans les études d'impact françaises de 1976 à nos jours : un combat à mener, *in* R. Beau, R. Luglia, A. Treillard (coord), De la réserve intégrale à la nature ordinaire. Les figures changeantes de la protection de la nature (XIXe-XXIe siècle), Presses Universitaires de Rennes, à paraitre.

Lucas, M, (2015) Étude juridique de la compensation écologique, Paris, LGDJ.

Michener W.K., Baerwald T.J., Firth P., Palmer M.A., Rosenberger J.L., Sandlin E.A., Zimmerman H. (2001) Defining and unraveling biocomplexity, BioScience, 51, 12, 1018-1023.

Mougenot C. (2003). Prendre soin de la nature ordinaire, Versailles/Paris, Quæ/Éditions de la Maison des sciences de l'homme.

Mougenot C., MelinE. (2000) Entre science et action : le concept de réseau écologique. Natures Sciences Sociétés, 8, 3, 20-30.

Müller F. (2005) Indicating ecosystem and landscape organisation. Ecological Indicators, 5, 4, 280-294.

Mzoughi, N. (2011) Farmers adoption of integrated crop protection and organic farming: Do moral and social concerns matter? Ecological Economics, vol. 70, n° 8, p. 1536-1545.

Parrott L. (2010) Measuring ecological complexity. Ecological Indicators, 10, 6, 1069-1076.

Peerlings, J, Polman, N. (2009) Farm choice between agri-environmental contracts in the European Union. Journal of Environmental Planning and Management, vol. 52, n° 5, p. 593-612.

Pellegrin, C. (2018) Durabilité forte et aménagement du territoire : Analyse empirique de la compensation écologique centrée sur la nature ordinaire et intégrant les agriculteurs. Thèse de doctorat Economies et finances - Université d'Avignon ⟨NNT : 2018AVIG2063⟩

Pellegrin, C., Grolleau, G., Mzoughi, N., Napoléone, C. (2018) Does the Identifiable Victim Effect Matter for Plants? Results from a Quasi-Experimental Survey of French Farmers. Ecological Economics, 151, 106-113. doi: 10.1016/j.ecolecon.2018.05.001

Quétier, F, Regnery, B, Levrel, H, (2014) No net loss of biodiversity or paper offsets ? A critical review of the French no net loss policy. Environmental Science and Policy, 38, p. 120 131.

Rega, C. (2013) Ecological compensation in spatial planning in Italy. Impact Assessment and Project Appraisal, vol. 31, n° 1, p. 45-51.

Regnery, B, Kerbiriou, C, Julliard, R, Vandevelde, J-C, (2013) Sustain common species and ecosystem function through biodiversity offsets: response to Pilgrim et al., Conservation Letters 6, p. 385 386.

Regnery, B, (2013) Les mesures compensatoires pour la biodiversité. Conception et perspective d'application, Thèse, Paris, Sciences de l'écologie, Université Pierre et Marie Curie.

Roach, B, WW. Wade (2006) Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis. Ecological Economics, vol. 58, no 2 : 421-433.

Ruto, E, Garrod, G. (2009) Investigating farmers' preferences for the design of agri-environment schemes: A choice experiment approach. Journal of Environmental Planning and Management, vol. 52, n° 5, p. 631-647.

Skandrani Z., Daniel L., Jacquelin L., Leboucher G., Bovet D., Prévot A.-C. (2015) On public influence on people's interactions with ordinary biodiversity, PloS One, 10, 7, e0130215, https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130215.

Steichen, P, (2019) La compensation préalable des atteintes à la biodiversité dans le cadre des projets d'aménagement. Biodiversité protégée et biodiversité ordinaire : deux poids, deux mesures ? », RJE 4, p. 705.

Tamini, Lota D. (2011) A nonparametric analysis of the impact of agri-environmental advisory activities on best management practice adoption: A case study of Québec. Ecological Economics, vol. 70, n° 7, p. 1363-1374.

Thinus, C, (2009) Les atteintes à l'environnement en Alsace : analyse juridique de la compensation et de la réparation, Rapport d'étude sous la direction de Marthe LUCAS et Marie-Pierre CAMPROUX-DUFFRÈNE, contrat de recherche effectué au Centre de Droit de l'Environnement, Strasbourg, mars décembre 2009.

Treillard, A, (2019) L'appréhension juridique de la nature ordinaire. Thèse de droit public, Université de Limoges.

Tscharntke, T, A M Klein, A Kruess, I Steffan-Dewenter, C Thies (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. Ecological Letter, vol. 8, no 8 : 857-874.

Vaissière, AC, Tardieu, L, Quétier, F, Roussel, S. (2018) Preferences for biodiversity offset contracts on arable land: a choice experiment study with farmers. European Review of Agricultural Economics, vol. 3, p. 1-25.

Vanslembrouck, I, Huylenbroeck, G, Verbeke, W. (2002) Determinants of the Willingness of Belgian Farmers to Participate in Agri-environmental Measures. Journal of Agricultural Economics, vol. 53, n° 3, p. 489-511.

Viardot, E (1993) L'intégration des contraintes de l'environnement naturel dans les choix stratégiques des grandes entreprises chimiques. Université de Nice.

Virely, B. (2017). Artificialisation. De la mesure à l'action. THEMA, CGDD.

Zaval, L, EM. Markowitz, EU. Weber (2015) How Will I Be Remembered? Conserving the Environment for the Sake of One's Legacy. Psychological Science, vol. 26, no 2: 231-236.

Acronymes

BRE : Bail Rural Environnemental

CDC Biodiversité : Caisse des dépôts et des consignations Biodiversité

CEN : Conservatoire d'espace naturel

DREAL : Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

EPF: Établissement public foncier

ERC : Éviter, réduire, compenser

LGV : Ligne à grande vitesse

MAEC : Mesure agri-environnementale et climatique

ORE : Obligation réelle environnementale

SAFER : Société d'aménagement foncier et d'établissement rural

SE : service écosystémique

Annexes

Analyse bibliométrique relative aux services écosystèmiques dans les agro-écosystèmes conventionnels

Méthodologie de l'analyse bibliométrique

Notre méthodologie a été basée sur une recherche documentaire suivie d'une analyse qualitative et quantitative des données extraites.

1. Sélection des sources documentaires

La recherche et le filtrage systématiques de la littérature ont été effectués en avril 2019 en générant des combinaisons de mots clés dans la base de données *ISI Web of Science* (Core Collection, 1985-2019). Aucune restriction de langue n'a été appliquée à la recherche. Trois chaînes de mots-clés ont été appliquées concomitamment à l'article « TITRE » :

« service écosystémique* » OU « service agro-écosystémique* »

ET « agricultu* » OU « ferme* » OU « agr* » OU « arable* » OU « verger* » OU « cultivé* » OU « vignoble* » OU « plantation* » OU « culture* » OU « passé* » OU « parcours* » OU « bosquet* »

PAS « parc éolien* » OU « urbain »

Une chaîne de recherche alternative incluant tous les types de systèmes agricoles et pas seulement les systèmes conventionnels ainsi qu'une recherche « SUJET » ont été effectuées mais a abouti à un nombre ingérable d'articles suggérant un sujet trop vaste pour être couvert dans une seule recherche ciblée sur les systèmes agricoles conventionnels. De plus, cette recherche a également souvent donné des articles non pertinents par rapport à notre sujet initial. Nous avons donc décidé d'utiliser une approche de filtrage avec une recherche dans les titres pour obtenir un échantillon dit « intentionnel » de la littérature plutôt qu'une analyse complète de tous les articles potentiels. L'utilisation d'un échantillon intentionnel de la littérature nous a ainsi permis de sélectionner les articles les plus pertinents et riches en informations appropriés à notre objectif. La recherche par titre a également été choisie pour inclure uniquement les références où les auteurs avaient utilisé intentionnellement les termes de recherche pour intituler leur travail (Johnson et al. 2002 ; Huber-Stearns et al. 2017 ; Sattler et al. 2018). Même si nous reconnaissons l'importance d'autres formes de connaissances telles que la « littérature grise » et écrites dans d'autres langues que l'anglais, nous avons choisi de baser notre analyse uniquement sur un corpus international validé scientifiquement par examen par les pairs (Johnson et al. 2002 ; Pirard et Lapeyre 2014 ; Huber-Stearns et al. 2017 ; Sattler et al. 2018). Nous sommes également conscients que la base de données *Web of science* a ses propres biais liés à un corpus de revues incomplet et à l'absence de « littérature grise ».

La recherche initiale a produit un total de 616 publications, dont beaucoup de contenus n'étaient pas pertinents pour nos questions de recherche. Pour n'inclure que les articles mesurant les services écosystémiques identifiés dans les agroécosystèmes conventionnels, nous avons donc passé au crible les études en trois étapes de lecture : (1) titre et mots-clés, (2) résumés et (3) contenu complet de la publication. Les articles qui ne répondaient pas à nos critères d'inclusion ont été retirés de la liste finale des articles. Nous avons donc exclu les articles examinant uniquement (1) l'agriculture non conventionnelle, (2) les bénéfices écosystémiques liés aux productions agricoles (déjà bien

documentés), (3) les disservices[37], (4) l'évaluation économique des services écosystémiques et (5) le compromis entre services et disservices, car l'identification des services écosystémiques est une première étape fondamentale avant d'étudier leurs caractéristiques (Cowling et al., 2008).

Après lecture du titre, des mots-clés et du résumé, le nombre d'études a été réduit à un total de 191 articles. Pour finir, après lecture de l'intégralité des articles, 189 articles ont été inclus dans l'étude : 123 articles originaux et 66 revues, éditoriaux ou articles d'opinion.

2. Analyse bibliométrique des articles sélectionnés

Pour évaluer quantitativement la productivité et la qualité des articles de recherche sur les services agro-écosystémiques conventionnels, nous avons appliqué les méthodes bibliométriques du package R « Bibliometrix » aux 189 articles. Nous avons alors mesuré la croissance annuelle des publications scientifiques de 1985 à avril 2019, les pays les plus productifs, l'indice de collaboration, les revues dans lesquelles les scientifiques ont le plus souvent publié, leurs articles et les thèmes conceptuels relatifs au domaine étudié.

3. Identification et caractérisation des services écosystémiques sélectionnés

Pour déterminer les services écosystémiques et leurs caractéristiques étudiées dans les agroécosystèmes conventionnels, nous avons vérifié dans chaque article la présence ou l'absence de services de soutien, d'approvisionnement (hors production à but économique), de régulation et culturels, sur la base du *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) cadre. Ces catégories ont été enregistrées selon Costanza et al., (1997) et la classification *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) (tableau 1A). Enfin, nous avons enregistré (également codé présence/absence) le type d'occupation du sol agricole étudié, les échelles d'étude, les méthodes de mesure des services écosystémiques et leurs bénéficiaires (tableau 1B).

Tableau 1. Types de services écosystémiques identifiés (A) et (B) caractéristiques de ses services selon Costanza et al., (1997) et le classement du *Millennium Ecosystem Assessment* (2005). Codage et traduction en français des abréviations utilisées dans les figures.

A

Type	Services écosystémiques	Codes (anglais)
Régulation	Contrôle des pestes	Pest con
	Séquestration du carbone	Carb seq
	Régulation hydrique	Wat reg
	Pollinisation	Pol
	Régulation climatique	Clim reg
	Purification de l'eau	Wat pur

B

Caractéristiques	Modalités
Utilisations agricoles	Cultures arables
	Cultures permanentes
	Pelouses et prairies
Echelle d'études	Paysage
	Multi_parcellaires
	Multi_exploitations

[37] Le terme « disservice » est un anglicisme employé à la suite du concept de services écosystémiques. Il est défini comme les fonctions d'un écosystème qui sont, ou sont perçues comme, négatives pour le bien-être humain.

	Régulation des mauvaises herbes	Wat reg
	Régulation des maladies	Dis reg
	Protection contre perturbations	Prot dist
	Purification de l'air	Air pur
	Rétention des déchets toxiques	Tox ret
	Santé humaine	Hum hea
	Rétention des pesticides	Pesti ret
	Dispersion des graines	Seed dis
Support	Cycle des nutriments	Nut cyc
	Structuration du sol	Soil str
	Production primaire	Prim pro
	Formation du sol	Soil for
	Piégeage des sédiments	Sed tra
Provision	Biodiversité	Biodi
	Habitat	Habi
	Eaux douces	Wat
	Ressources génétiques	Gen res
	Médecines	Med
	Nourriture sauvage	Wfood
Culturel	Esthétique	Aes
	Récréation, écotourisme	Rec eco
	Héritage culturel	Cult her
	Sentiment d'appartenance	Sense pla
	Spirituel, religieux	Spiri
	Education	Edu
	Inspiration	Insp

	Exploitation
	Parcelle
	Pays
	Globale
	Europe
Méthodes d'études	Mesures *in situ*
	Modélisation
	Géographique
	Interview questionnaire
	Bases de données
	Indicateurs synthétiques
	Expérience en labo
Bénéficiaires	Exploitants
	Société locale
	Société globale

4. Identification et sélection des indicateurs de services écosystémiques

Nous avons enregistré chaque proxy d'un service écosystémique (c'est-à-dire la mesure indirecte d'un service écosystémique) détecté dans les 123 articles originaux. Après homogénéisation des termes (i.e. classement sous un même terme de mandataires identiques pour lesquels les auteurs ont utilisé des termes différents), un total de 349 mandataires a été identifié. Les mesures les plus couramment

appliquées aux services écosystémiques et la pertinence de ces proxys en tant qu'indicateurs (c'est-à-dire l'identification de proxys montrant de fortes relations avec les services écosystémiques), ont été évaluées par l'analyse des données extraites.

Analyse quantitative des données extraites des articles originaux

Les services écosystémiques identifiés à partir du sous-ensemble d'articles originaux (123) ont été soumis (tableau 1A) à une analyse d'ordination basée sur une mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS). La NMDS est utilisée dans un grand nombre de domaines scientifiques car il s'agit d'un outil statistique puissant qui permet de visualiser des ensembles de données multivariées complexes dans un nombre réduit de dimensions. De plus, il s'agit d'une technique adaptable pour analyser de nombreux types de données différents qui produit une sortie interprétée facilement et est robuste aux données hors distribution (Borg et Groenen 2005). Les analyses NMDS (fonction métaMDS) basées sur les distances Jaccard ont été effectuées en utilisant 40 configurations de départ aléatoires dans 1 à 15 dimensions. L'analyse avec la valeur de contrainte la plus faible a été appliquée. Tous les paramètres enregistrés (tableau 1B) ont en outre été ajustés sur cette ordination (fonction envfit). La signification de la corrélation entre la variation d'ordination et les paramètres ajustés a été évaluée à l'aide de 999 permutations. Toutes les analyses statistiques ont été exécutées dans R (version 3.6.3) en utilisant le package vegan.

Critères des indicateurs sélectionnés

Un premier sous-ensemble d'indicateurs a été sélectionné à partir de proxys de services écosystémiques significativement corrélés sur les axes NMDS. Les critères de Dale & Polasky (2007) pour la définition des indicateurs écologiques des SE ont ensuite été utilisés pour sélectionner un deuxième sous-ensemble d'indicateurs. Les proxys sélectionnés répondaient ainsi aux critères suivants : (1) facilement mesurables ; (2) sensibles aux changements dans le système; (3) anticipatifs, c'est-à-dire qu'ils signifient un changement imminent des caractéristiques clés du système écologique ; (4) permettant de prévoir les changements qui peuvent être évités par des actions de gestion ; (5) intégratifs (la suite complète d'indicateurs fournit une mesure de la couverture des gradients clés à travers les systèmes écologiques comme par exemple, des gradients pédologiques, les types de végétation, la température, l'espace, le temps, etc.) et (6) ces indicateurs ont une variabilité connue dans leur réponse.

Résultats

1. Évolution de la recherche sur les services écosystémiques dans les agro-écosystèmes conventionnels

La recherche documentaire a abouti à un total de 189 articles dont 65,1 % étaient des articles originaux (N=123), 31,7 % étaient des revues bibliographiques, des méta-analyses ou des chapitres de livres (N=60) et seulement 3,1 % étaient des articles éditoriaux ou d'opinion (N=6). Les articles ont été principalement publiés dans les catégories : sciences de l'environnement, écologie et études environnementales. Ce n'est que depuis 1999 que l'intérêt pour les services écosystémiques des agro-écosystèmes s'est manifesté. Il y a eu une légère augmentation de 2004 à 2011, suivie d'une forte augmentation qui a atteint un pic en 2018 avec 40 publications (Fig.2). Le taux de croissance annuel était de 15,5 %, avec un indice de collaboration de 4,8. Les États-Unis, la France et l'Espagne étaient les trois pays les plus productifs dans le domaine (Fig. 3).

Fig. 2. Evolution du nombre de publications concernant les services écosystémiques identifiés dans les agro-écosystèmes de 1999 à décembre 2018.

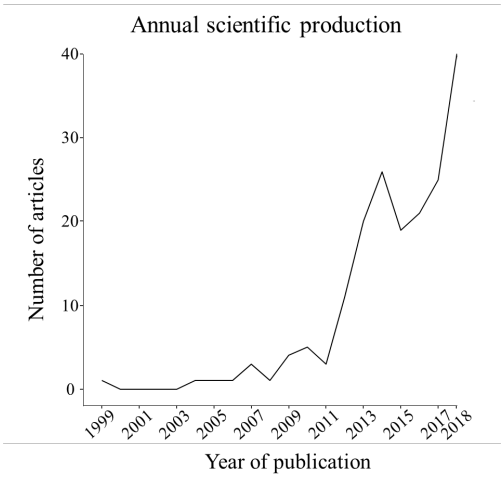


Fig. 3 Nombre d'articles produit sur les services écosystémiques des agro-écosystèmes conventionnels par les 10 pays les plus productifs et production multi-pays.

2. Caractéristiques des agro-écosystèmes ciblés

Dans la plupart des cas, plusieurs types de services écosystémiques ont été abordés dans le même article (73 %) (Fig. 4A). Pour les agro-écosystèmes, les services de régulation sont les plus étudiés (85,7 %), suivis des services de soutien (58,7 %) et d'approvisionnement (55,6 %), tandis que les services culturels reçoivent le moins d'attention (24,9 %).

Les types de services écosystémiques sur lesquels se sont concentrés les recherches comprennent le cycle des nutriments (49,7 %), la lutte antiparasitaire (48,1 %), la séquestration du carbone (46,6 %), la biodiversité (40,7 %), la régulation de l'eau (37,03 %), la pollinisation (36,5 %), la structuration du sol (35,4%) et la régulation climatique (30,2%) (Fig. 4B). Au sein des services écosystémiques culturels, l'esthétique (18%), les loisirs-écotourisme (14,8%) et le patrimoine culturel (13,8%) étaient au centre des préoccupations.

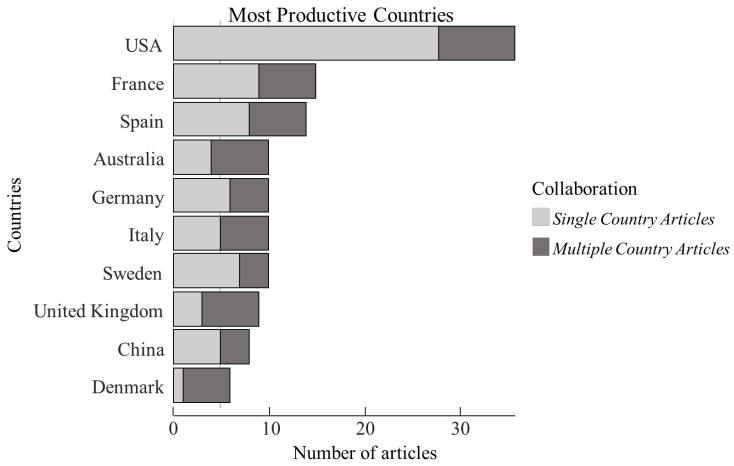
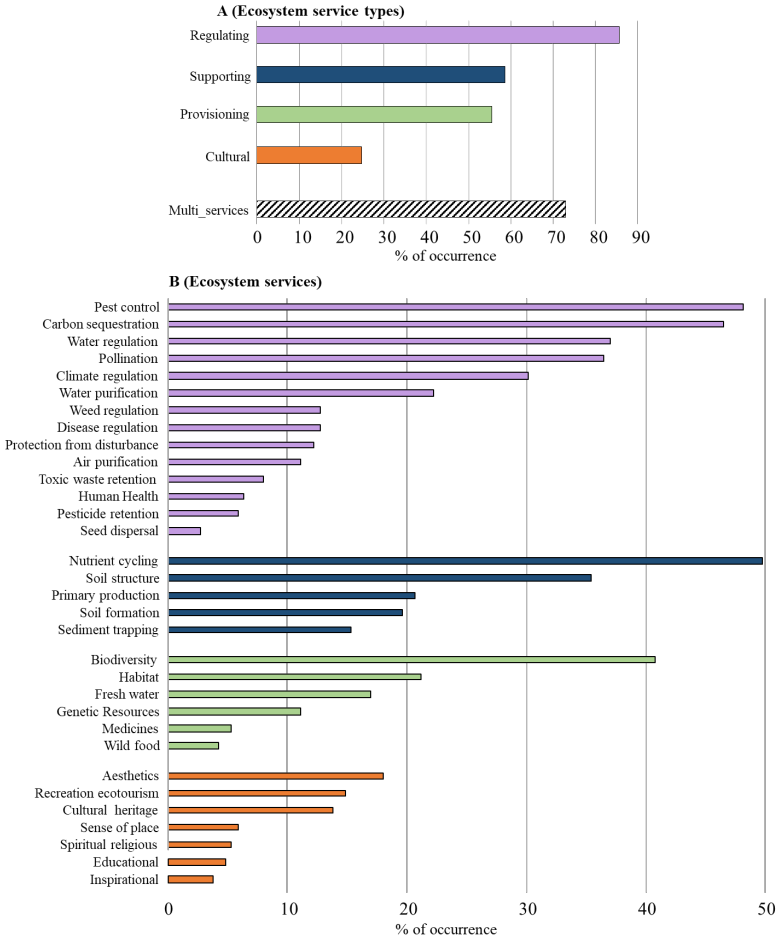


Fig. 4 Pourcentages de chaque type de service écosystémique (A) et pourcentages de services écosystémiques (B) mentionnés dans les articles consultés pour les agro-écosystèmes conventionnels.

Les études se sont le plus concentrées sur les services écosystémiques en grandes cultures (68,8%), suivis des cultures permanentes (51,1%) et des prairies-pâturages (43,9%). Il est important de noter que la plupart des études ont porté sur plusieurs types d'utilisations des terres agricoles (54 %) (figure 5A).

Les échelles d'étude les plus courantes ont été les échelles du paysage (63 %), multiparcellaire (43 %), multi-exploitations (42 %) et exploitation (29,1 %), tandis que les échelles parcelle, pays, mondiale et européenne représentent moins de 10 % des occurrences. Près de la moitié des articles (48 %) ont utilisé plusieurs de ces échelles (Fig. 5B).



Les méthodes les plus fréquemment utilisées pour mesurer les services écosystémiques ont été les mesures in situ (74,6 %), suivie par la modélisation (34,9 %) et ensuite la mesure spatiale ou géographique (20,6 %), l'interview-questionnaire (16,4 %), la base de données -littérature (12,7%), les indicateurs synthétiques (6,3%) et les expériences en laboratoire (4,2%). La moitié des études ont impliqué plusieurs méthodes de mesure (51,9%) (Fig. 5C).

Les principaux bénéficiaires des services écosystémiques identifiés dans notre ensemble de données étaient les agriculteurs (95,2%), puis la société locale (88,4%) et la société mondiale (61,9%). Des bénéficiaires multiples ont été trouvés dans 87,3 % des articles (Fig. 5D).

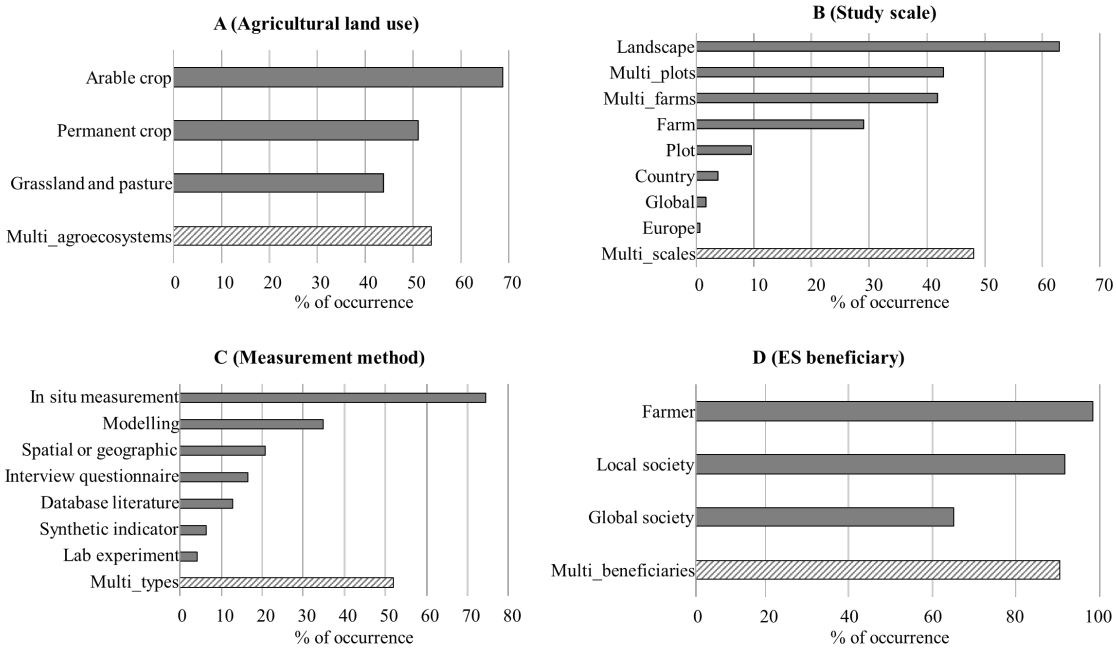
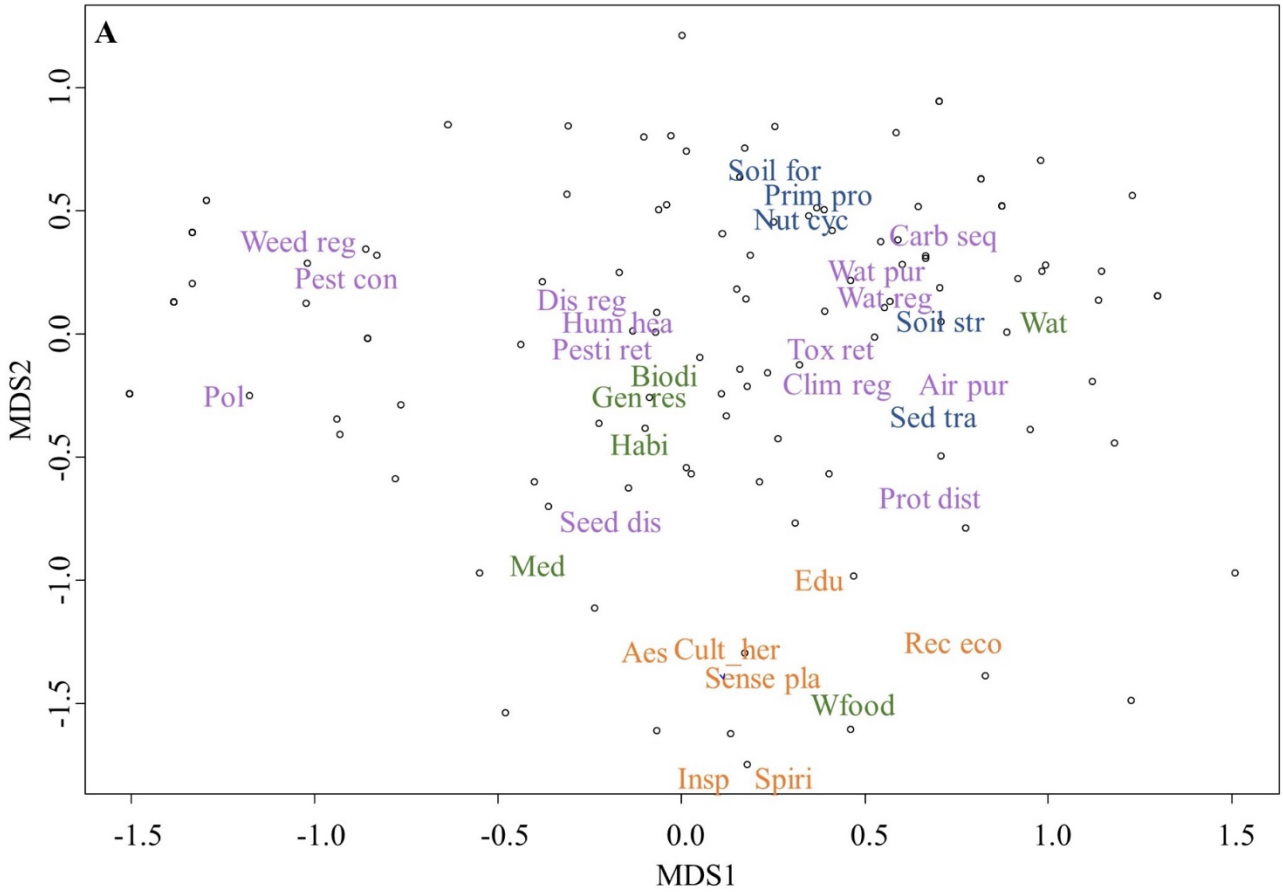


Fig. 5 Pourcentages de différents types d'usages agricoles (A), échelle d'étude (B), méthode de mesure (C) et bénéficiaire des services écosystémiques (D) dans tous les articles consultés étudiant les services écosystémiques des agro-écosystèmes conventionnels.

Concernant la NMDS, la plus grande réduction de contraintes a été obtenue avec une solution à six dimensions. La distribution des services écosystémiques le long des axes de la NMDS était alors liée dans une certaine mesure au type de service écosystémique (Fig. 6). Les services écosystémiques culturels, et dans une moindre mesure ceux de soutien et d'approvisionnement, ont été principalement explorés dans les études qui leur sont consacrées. D'autre part, les services de régulation ont été examinés en même temps que les services écosystémiques d'approvisionnement et de soutien. Au sein des services de régulation, la régulation des mauvaises herbes, la lutte antiparasitaire et la pollinisation ont souvent été étudiées ensemble. La régulation des maladies, la santé humaine et la rétention des pesticides étaient un autre groupe de services écosystémiques explorés conjointement (Fig. 6). De plus, la séquestration du carbone, la régulation de l'eau, sa purification, la rétention des déchets toxiques, la

régulation du climat, la purification de l'air et la protection contre les perturbations ont été également étudiées ensemble.

Fig.6 NMDS basée sur la distance Jaccard des services écosystémiques identifiés dans le sous-ensemble de l'article d'origine. Seuls les deux premiers axes (MDS1 et MDS2) sont représentés ici. Les couleurs représentent le type de service écosystémique (contrainte NMDS : 0,05, six dimensions). Pour les codes,



voir le tableau 1A.

Le type d'utilisation agricole ajustée sur la NMDS a révélé que les prairies et les pâturages étaient significativement corrélés avec les services écosystémiques culturels, tandis que les cultures arables étaient corrélées avec la pollinisation et la régulation des mauvaises herbes et des ravageurs. Les études sur la biodiversité, les ressources génétiques et la fourniture d'habitats portaient principalement suant à elles, sur les cultures permanentes (Fig. 6B).

Concernant l'échelle de l'étude, celle du paysage était significativement corrélée avec les services écosystémiques culturels tandis que l'échelle multi-parcelle était significativement corrélée avec les services de soutien tels que la formation du sol, la production primaire, le cycle des nutriments, etc. La séquestration du carbone, la purification et la régulation de l'eau, la rétention des déchets toxiques, la régulation du climat et la purification de l'air ont plutôt été étudiées à l'échelle de la parcelle, mais aussi aux échelle nationales ou encore plus globales. La régulation des maladies, la santé humaine, la régulation des mauvaises herbes et des ravageurs ainsi que la pollinisation ont été plus souvent examinées à l'échelle d'une exploitation ou de plusieurs exploitations (Fig. 6C).

En termes de méthodes de mesure, la NMDS a également révélé que la régulation des mauvaises herbes et des ravageurs, la pollinisation, la rétention des pesticides, la santé humaine et la régulation des maladies étaient significativement corrélées avec les mesures *in situ* et, dans une bien moindre mesure,

avec les expériences en laboratoire. Des entretiens et des questionnaires ont plutôt été utilisés de manière significative pour mesurer les services écosystémiques culturels. La modélisation, les informations spatialisées et les bases de données-littérature ont été principalement utilisées quant à elles, pour mesurer la séquestration du carbone, la régulation et la purification de l'eau, la structure du sol, l'approvisionnement en eau, la rétention des produits toxiques, la régulation du climat, la purification de l'air et le piégeage des sédiments. La protection contre les perturbations était souvent plutôt évaluée à l'aide d'indicateurs synthétiques (Fig. 6D).

Les trois bénéficiaires des services écosystémiques sont significativement corrélés avec les axes de la NMDS. Les agriculteurs ont le plus bénéficié au niveau de la formation du sol, de la production primaire et du cycle des éléments nutritifs. La régulation et la purification de l'eau, la structure du sol, l'approvisionnement en eau, la rétention des substances toxiques, la régulation du climat, la purification de l'air et le piégeage des sédiments ont plus profité au niveau sociétal local et mondial. La séquestration du carbone est le plus bénéfique pour la société au niveau mondial et la protection contre les perturbations pour la société au niveau local (Fig. 6E).

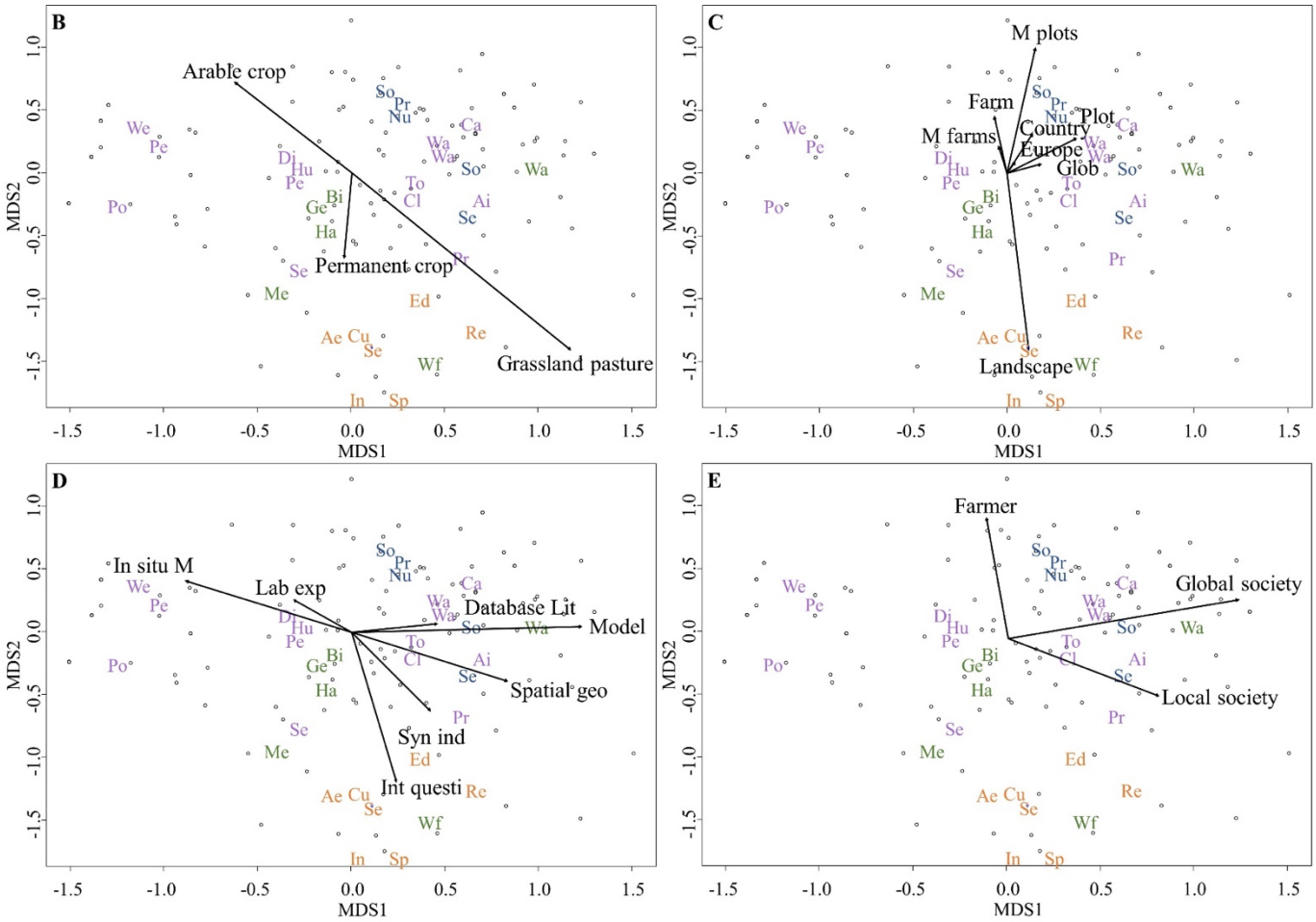


Fig.6 Type d'usage agricole (A), échelle de l'étude (B), méthode de mesure (C) et bénéficiaire des services écosystémiques (D) ajustés sur l'échelle multidimensionnelle non métrique des services écosystémiques identifiés dans le sous-ensemble de l'article d'origine. Seuls les deux premiers axes (MDS1 et MDS2) sont représentés ici. Pour les codes ES, voir le tableau 1A.

3. Proxys des services écosystémiques pouvant être utilisés comme indicateurs

Sur 349 proxys nommés dans les études consultées, 74 étaient significativement corrélés avec les axes de la NMDS tels que la couverture terrestre, les dommages causés par les ravageurs, le taux de visite des pollinisateurs, la densité apparente du sol, le taux d'érosion… Après avoir appliqué les critères de Dale & Polasky (2007) concernant le nécessaire caractère opérationnel des indicateurs, nous avons sélectionné un total de 50 indicateurs à partir de ces proxys tels que la couverture végétale, les dommages causés par les ravageurs, la nouaison (le taux de visite des pollinisateurs par exemple ne répondait pas aux critères), la densité apparente du sol, le taux d'érosion, le pH…. Dix-sept impliquaient la fourniture de biodiversité par les services écosystémiques associés à une espèce et/ou un taxon (par exemple, l'abeille). Comme la validité des proxys identifiés n'a pas pu être testée statistiquement, leur utilisation en tant qu'indicateurs n'est abordée que dans la discussion ci-dessous.

Références de l'étude bibliométrique

Assandri G, Bogliani G, Pedrini P, Brambilla M (2018) Beautiful agricultural landscapes promote cultural ecosystem services and biodiversity conservation. Agriculture, Ecosystems & Environment 256:200–210. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.012

Balvanera P, Kremen C, Martínez-Ramos M (2005) Applying Community Structure Analysis to Ecosystem Function: Examples from Pollination and Carbon Storage. Ecological Applications 15:360–375. https://doi.org/10.1890/03-5192

Bengtsson J, Bullock JM, Egoh B, et al (2019) Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. Ecosphere 10:e02582. https://doi.org/10.1002/ecs2.2582

Boerema A, Rebelo AJ, Bodi MB, et al (2016) Are ecosystem services adequately quantified? Journal of Applied Ecology 54:358–370. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12696

Boyd J, Banzhaf S (2007) What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63:616–626. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002

Chan KMA, Shaw MR, Cameron DR, et al (2006) Conservation Planning for Ecosystem Services. PLoS Biology 4:e379. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040379

Costanza R, Limburg K, Naeem S, et al (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. 387:9

Cowling RM, Egoh B, Knight AT, et al (2008) An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. PNAS 105:9483–9488. https://doi.org/10.1073/pnas.0706559105

Dale VH, Polasky S (2007) Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. Ecological Economics 64:286–296. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.05.009

Devictor V, Godet L, Julliard R, et al (2007) Can common species benefit from protected areas? Biological Conservation 139:29–36. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.021

Diamond J (2002) Evolution, consequences and future of plant and animal domestication. Nature 418:700–707. https://doi.org/10.1038/nature01019

Duru M, Therond O, Martin G, et al (2015) How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. Agronomy for Sustainable Development 35:1259–1281. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1

Egoh B, Drakou EG, Dunbar MB, et al (2012) Indicators for mapping ecosystem services: a review. European Commission, Joint Research Centre (JRC)

Egoh B, Rouget M, Reyers B, et al (2007) Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. Ecological Economics 63:714–721. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.04.007

Gaston K, Fuller R (2008) Commonness, population depletion and conservation biology. Trends in Ecology & Evolution 23:14–19. https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.001

Gaston KJ (2011) Common Ecology. BioScience 61:354–362. https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.5.4

Geider RJ, Delucia EH, Falkowski PG, et al (2001) Primary productivity of planet earth: biological determinants and physical constraints in terrestrial and aquatic habitats. Global Change Biology 7:849–882. https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2001.00448.x

Grime JP (1998) Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. Journal of Ecology 86:902–910. https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x

Harrison PA, Berry PM, Simpson G, et al (2014) Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. Ecosystem Services 9:191–203. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006

Hein L, van Koppen K, de Groot RS, van Ierland EC (2006) Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. Ecological Economics 57:209–228. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005

Huber-Stearns H, Bennett D, Posner S, et al (2017) Social-ecological enabling conditions for payments for ecosystem services. Ecology and Society 22:. https://doi.org/10.5751/ES-08979-220118

Inger R, Gregory R, Duffy JP, et al (2015) Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. Ecology Letters 18:28–36. https://doi.org/10.1111/ele.12387

Isbell F, Calcagno V, Hector A, et al (2011) High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. Nature 477:199–202. https://doi.org/10.1038/nature10282

Johnson B, Lorenz E, Lundvall B-Å (2002) Why all this fuss about codified and tacit knowledge? Ind Corp Change 11:245–262. https://doi.org/10.1093/icc/11.2.245

Jose S (2009) Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. Agroforest Syst 76:1–10. https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7

Lavorel S (2013) Plant functional effects on ecosystem services. Journal of Ecology 101:4–8. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12031

Leff B, Ramankutty N, Foley JA (2004) Geographic distribution of major crops across the world. Global Biogeochemical Cycles 18:. https://doi.org/10.1029/2003GB002108

Lewis SL, Maslin MA (2015) Defining the Anthropocene. Nature 519:171–180. https://doi.org/10.1038/nature14258

Martínez-Harms MJ, Balvanera P (2012) Methods for mapping ecosystem service supply: a review. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 8:17–25. https://doi.org/10.1080/21513732.2012.663792

McKinnon MC, Cheng SH, Garside R, et al (2015) Sustainability: Map the evidence. Nature News 528:185. https://doi.org/10.1038/528185a

Nelson EJ, Daily GC (2010) Modelling ecosystem services in terrestrial systems. F1000 Biol Rep 2:. https://doi.org/10.3410/B2-53

Palomo-Campesino S, González JA, García-Llorente M (2018) Exploring the Connections between Agroecological Practices and Ecosystem Services: A Systematic Literature Review. Sustainability 10:4339. https://doi.org/10.3390/su10124339

Pellegrin C, Sabatier R, Napoléone C, Dutoit T (2018) Dossier : La fabrique de la compensation écologique : controverses et pratiques – Une définition opérationnelle de la nature ordinaire adaptée à la compensation écologique. Le cas contrasté des régions Centre, Champagne-Ardenne et Paca. Natures Sciences Sociétés 26:170–188. https://doi.org/10.1051/nss/2018034

Pirard R, Lapeyre R (2014) Classifying market-based instruments for ecosystem services: A guide to the literature jungle. Ecosystem Services 9:106–114. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.06.005

Quétier F, Lavorel S (2011) Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. Biological Conservation 144:2991–2999. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002

Radchuk V, Reed T, Teplitsky C, et al (2019) Adaptive responses of animals to climate change are most likely insufficient. Nat Commun 10:1–14. https://doi.org/10.1038/s41467-019-10924-4

Raudsepp-Hearne C, Peterson G (2016) Scale and ecosystem services: how do observation, management, and analysis shift with scale—lessons from Québec. Ecology and Society 21:. https://doi.org/10.5751/ES-08605-210316

Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM (2010) Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. Proceedings of the National Academy of Sciences 107:5242–5247. https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107

Rey F, Cécillon L, Cordonnier T, et al (2015) Integrating ecological engineering and ecological intensification from management practices to ecosystem services into a generic framework: a review. Agron Sustain Dev 35:1335–1345. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0320-3

Sattler C, Loft L, Mann C, Meyer C (2018) Methods in ecosystem services governance analysis: An introduction. Ecosystem Services 34:155–168. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.11.007

Scholes RJ, Montanarella L, Brainich E, et al (2018) IPBES (2018): Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science- Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

Scott JM, Davis F, Csuti B, et al (1993) Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity. Wildlife Monographs 3–41

Seppelt R, Dormann CF, Eppink FV, et al (2011) A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. Journal of Applied Ecology 48:630–636. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x

Singh SP (2002) Balancing the approaches of environmental conservation by considering ecosystem services as well as biodiversity. Current Science 82:1331–1335

Skoglund P, Malmstrom H, Raghavan M, et al (2012) Origins and Genetic Legacy of Neolithic Farmers and Hunter-Gatherers in Europe. Science 336:466–469. https://doi.org/10.1126/science.1216304

Stavi I, Bel G, Zaady E (2016) Soil functions and ecosystem services in conventional, conservation, and integrated agricultural systems. A review. Agronomy for Sustainable Development 36:. https://doi.org/10.1007/s13593-016-0368-8

Steffan-Dewenter I, Westphal C (2008) The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. Journal of Applied Ecology 45:737–741. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01483.x

Swinton SM, Lupi F, Robertson GP, Hamilton SK (2007) Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. Ecological Economics 64:245–252. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020

Tengberg A, Fredholm S, Eliasson I, et al (2012) Cultural ecosystem services provided by landscapes: Assessment of heritage values and identity. Ecosystem Services 2:14–26. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.006

Termorshuizen JW, Opdam P (2009) Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. Landscape Ecol 24:1037–1052. https://doi.org/10.1007/s10980-008-9314-8

Torralba M, Fagerholm N, Burgess PJ, et al (2016) Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 230:150–161. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002

Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, et al (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. Ecology Letters 8:857–874. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

van Berkel DB, Verburg PH (2014) Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. Ecological Indicators 37:163–174. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.025

van Oudenhoven APE, Petz K, Alkemade R, et al (2012) Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. Ecological Indicators 21:110–122. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012

van Zanten BT, Verburg PH, Espinosa M, et al (2014) European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: a review. Agronomy for Sustainable Development 34:309–325. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0183-4

Vihervaara P, Rönkä M, Walls M (2010) Trends in Ecosystem Service Research: Early Steps and Current Drivers. AMBIO 39:314–324. https://doi.org/10.1007/s13280-010-0048-x

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. Science 277:494–499. https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494

Willemen L, Veldkamp A, Verburg PH, et al (2012) A multi-scale modelling approach for analysing landscape service dynamics. Journal of Environmental Management 100:86–95. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.01.022

Wratten S, Sandhu H, Cullen R, Costanza R (2013) Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes. John Wiley & Sons

Zhang W, Ricketts TH, Kremen C, et al (2007) Ecosystem services and dis-services to agriculture. Ecological Economics 64:253–260. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024

Ce rapport scientifique est accompagné d'une synthèse (Policy Brief) et de fiches focus destinées à la communauté scientifique et technique de la séquence ERC

Fiche 1 Compenser les atteintes portées à la nature ordinaire : que dit le droit ? (M. Lucas)

Fiche 2 Quels sont les services écosystémiques pouvant être fournis par les agro-écosystèmes conventionnels ? (T. Dutoit et C. Vidaller)

Fiche 3 Elaboration d'une méthodologie de diagnostic agro-écologique des exploitations agricoles (Y. Simon et T. Dutoit)

Fiche 4 Mobilisation des bases de données de capitalisation des mesures ERCA à des fins de recherche : limites et perspectives (S. Busson et A. Douai)

Fiche 5 Compensation écologique et nature ordinaire : une clef de détermination des espaces candidats et mode opératoire au sein du secteur agricole (C. Napoléone)

Fiche 6 Les mesures compensatoires portées par le secteur agricole : quelles exploitations, quelles mesures, quels changements écologiques ? (F. Guillet et S. Barral)

Fiche 7 Les mesures compensatoires portées par le secteur agricole : quels contrats pour quelles obligations ? (M. Combe, I. Doussan et M. Lucas)

Fiche 8 Quel contrat de compensation ? (M. Combe, I. Doussan et M. Lucas)

Fiche 9 Une approche de modélisation pour rechercher des solutions de compensation à l'échelle d'un territoire (R. Sabatier et L. Mouysset)

Fiche 10 Une approche de modélisation pour explorer des politiques de compensation ciblant les structures paysagères (R. Sabatier, I. Brunetti, T. Hazoumé, L. Mouysset)

Équipe de recherche

Stéphanie Barral (INRAE), **Valérie Boisvert** (Université Lausanne), **Ilaria Brunetti** (INRAE), **Samuel Busson** (CEREMA), **Marius Combes** (Université Lyon 3), **Ali Douai** (Université Côte d'Azur), **Isabelle Doussan** (INRAE), **Lucie Dupont** (Université Avignon), **Thierry Dutoit** (CNRS), **Fanny Guillet** (CNRS), **Théophane Hazoumé** (Université Avignon), **Alexandra Langlais** (CNRS), **Marthe Lucas** (Université Avignon), **Laurianne Mouysset** (CNRS), **Claude Napoléone** (INRAE), **Claire Pellegrin** (INRAE), **Rodolphe Sabatier** (INRAE), **Yannick Simon** (Université Paris Saclay - Terre de Liens), **Christel Vidaller** (Université Avignon)

Ce travail est issu d'une recherche interdisciplinaire financée par l'ANR, CompAg pour Offres agricoles de compensation et transition agroécologique (ANR-17-CE-32-0014) qui a mobilisé une vingtaine de chercheurs et trois partenaires privés (Agrosolutions, les Conservatoires des Espaces Naturels et Terre de Liens) entre 2018 et 2021.