



Ecobiose

MAI 2020

RAPPORT
D'ÉVALUATION
SUR

Le rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes de Nouvelle-Aquitaine



RÉGION
Nouvelle-
Aquitaine

Agissons aujourd'hui, réinventons demain

Ouvrage coordonné par Vincent BRETAGNOLLE, CNRS Chizé

Le rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes de Nouvelle-Aquitaine

Sous la direction de Vincent Bretagnolle

Coordination des chapitres

Didier Alard (Univ Bordeaux), Cécile Bâcles (CNRS), Vincent Bretagnolle (CNRS), Caitriona Carter (ex-IRSTEA, INRAE), Philippe Deuffic (ex-IRSTEA, INRAE), Sabrina Gaba (INRAE), Eric Giraud-Héraud (ISVV, INRAE), Hervé Jactel (INRAE), Frédéric Revers (INRAE), Adrien Rusch (INRAE), Yohan Sahraoui (Univ. Paris 1), Jean-Louis Yengué (Univ. Poitiers) & Théo Rouhette (CNRS).

Rédacteurs des chapitres principaux

Chapitre 2 : Vincent Bretagnolle, Caitriona Carter, Julia Clause, Luc Doyen, Cyril Eraud, Sabrina Gaba, Adrien Rusch, Eléonore Attard, Pierrick Aupinel, Agnès Bardonnnet, Elsa Berthet, Didier Bouchon, Abad Chabbi, Philippe Deuffic, Sylvie Ferrari, Pascale Garcia, François Gastal, Frédéric Grandjean, Jérôme Labanowski, Gilles Lemaire, Isabelle Litrico, Lauriane Mouysset, Karine Monceau, Leslie Mondamert, Thomas Nesme, Sylvain Pellerin, Jean-François Odoux, Thomas Perrot, Marion Rabiet, Tina Rambolinaza, Fabrice Requier, Frédéric Revers, Mohamed Taabni, Denis Thiéry, Aude Vialatte

Chapitre 3 : Julia Clause, Florian Celette, Luc Doyen, Brice Giffard, Eric Giraud-Héraud, Josépha Guenser, Patrick Lucas, Axel Marchal, Lilian Marchand, Isabelle Masneuf, Lucile Muneret, Stéphanie Pérès, Yann Raineau, Adrien Rusch, Denis Thiéry, Pauline Tolle, Adeline Alonso Ugaglia, Kees Van Leeuwen

Chapitre 4 : Luc Barbaro, Xavier Bonnet, Charles-André Bost, Didier Bouchon, Elodie Brahic, Caitriona Carter, Bastien Castagneyrol, Julia Clause, Paul Conchon, Emmanuel Corcket, Philippe Deuffic, Alexis Ducouso, Patrick Duncan, Cyril Eraud, Nicolas Fanin, Brice Giffard, Inge Van Halder, Arndt Hampe, Hervé Jactel, Hervé Lormée, Olivier Lourdaï, David Pinaud, Frédéric Revers, Arnaud Sergent, Jean-Louis Yengué

Chapitre 5 : Didier Alard, Frédéric Angelier, Frédéric Baraquand, Nicolas Bech, Vincent Bretagnolle, Yves Brunet, Julia Clause, Pascale Garcia, Yvonnick Guinard, Sylvie Houte, Lilian Marchand, Rambonilaza Mbolatiana, Michel Mench, David Pinaud, Thierry Polard, Frédéric Revers, Yohan Sahraoui, Mohamed Taabni, Jean-Louis Yengué

Chapitre 6 : Didier Alard, Jean Marc Arranz, Marie Lise Benot, Vincent Bretagnolle, Julia Clause, Emmanuel Corcket, Eric Kerneis, Olivier Lourdaï, Sophie Morin, Nicole Pignier

Chapitre 7 : Elsa Berthet, Christophe Boschet, Gabrielle Bouleau, Vincent Bretagnolle, Jacqueline Candau, Clarisse Cazals, Paul Conchon, Jeanne Dachary-Bernard, Charles De Godoy Leski, Valérie Deldrève, Philippe Deuffic, Luc Doyen, Sophie Lafon, Francis Macary, Tina Rambonilaza, Yohan Sahraoui, Denis Salles, Arnaud Sergent, Andy Smith, Arnaud Thomas.

Comment citer ce document

Bretagnolle, V (coord) et coll. 2020. ECOBIOSE : le rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes de Nouvelle-Aquitaine. Rapport de synthèse. 378p. CNRS, Chizé & Bordeaux.

Comment citer les chapitres

Bretagnolle, V., Rouhette, T. & Bacles, C. 2020. Introduction et méthodologie du Rapport ECOBIOSE. Pages 5-20. Dans Bretagnolle, V (coord) et coll. ECOBIOSE : le rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes de Nouvelle-Aquitaine. Rapport de synthèse. 378p.

Design et mise en page

Iti Communication, agence certifiée ISO 14001 www.iti-communication.com / 05 55 04 20 19

Préface

La région Nouvelle-Aquitaine est la formidable expression d'une richesse et d'une variété de milieux naturels et de paysages. Façonnés et gérés par l'Homme, comme le massif forestier des Landes de Gascogne, le marais Poitevin, les pâturages limousins, les vallées alluviales, ou dans une moindre mesure espaces plus secrets et sauvages, telles que les milieux rocheux pyrénéens, les vieilles forêts, certaines falaises du littoral, ces territoires abritent des écosystèmes qui sont le support de nos sociétés.

La Nouvelle-Aquitaine est également la 1^{ère} région européenne en valeur de production agricole et forestière, la 2^{ème} région française en nombre de touristes accueillis... L'économie de la région Nouvelle-Aquitaine dépend donc fortement de sa capacité à prospérer sans surexploiter les écosystèmes naturels.

Afin de démontrer l'interdépendance entre état de la biodiversité, fonctionnement des écosystèmes, et production de services économiques et socio-culturels, la Région Nouvelle-Aquitaine a initié début 2017 la mise en place d'un comité scientifique régional interdisciplinaire, baptisé Ecobiose, chargé de rassembler les preuves scientifiques de ces liens sur son territoire.

La coordination des travaux a été confiée à Vincent Bretagnolle, directeur de recherche CNRS au Centre d'Etudes Biologiques de Chizé.

L'ouvrage issu du travail collaboratif de 110 scientifiques est unique, extraordinairement riche et sans appel : qu'il s'agisse des plaines agricoles, des prairies, des vignes, des massifs forestiers, des milieux humides, aquatiques ou littoraux, des espaces urbains et artificiels... nos productions, notre développement, notre bien-être, sont conditionnés à une biodiversité riche et en bon état de conservation, dont les enjeux de préservation doivent être intégrés dans la gouvernance des territoires.

Pourtant, notre région n'échappe pas aux tendances alarmantes d'érosion de la biodiversité telles que la chute des populations d'oiseaux et d'insectes mise en évidence en France et en Europe.

C'est cet équilibre de l'Homme au sein de la nature qu'il nous faut retrouver, pour garantir la pérennité de nos sociétés et l'avenir des générations futures.

Les zoonoses que nous subissons de manière plus fréquente sont un parfait exemple du déséquilibre provoqué par l'espèce humaine qui poursuit son expansion et ses impacts sur la biodiversité, provoquant des interactions avec des espèces sauvages jusque-là encore préservées. La crise sanitaire mondiale que nous vivons en 2020 doit être le signal d'un nouveau départ, d'une transformation de notre société, vers un modèle intégrateur des enjeux de biodiversité et de climat, développant des solutions fondées sur la nature pour l'aménagement et le développement local, et renouant avec les valeurs de solidarité et d'humanisme.

La Région Nouvelle-Aquitaine s'est déjà fixée ce cap, grâce notamment aux contributions scientifiques d'Ecobiose, depuis juillet 2019 avec l'adoption de sa feuille de route NéoTerra : elle a fait le choix de la transition écologique et énergétique dans la conduite de ses politiques et compétences, notamment en matière d'agriculture, de transport, d'aménagement,... Elle amplifie son action en faveur de la biodiversité et a d'ores et déjà mis en place un réseau régional de recherche sur la biodiversité et les services écosystémiques, dans la continuité des travaux d'Ecobiose.

Il s'agit maintenant d'accompagner progressivement, par l'exemple et l'innovation, l'ensemble des acteurs : socio-professionnels, collectivités locales et citoyens, vers cette transformation, pour un territoire néo-aquitain préservé, accueillant, et résilient.



Alain ROUSSET
*Président de la Région
Nouvelle-Aquitaine*



Nicolas THIERRY
*Vice-Président en charge
de l'environnement
et de la biodiversité*

Avant-propos

Le CNRS est aujourd'hui totalement engagé pour faire face aux défis du XXI^{ème} siècle. L'apport de la science est en effet indispensable pour atteindre les objectifs 2030 de développement durable tels que définis par les Nations Unies. Ainsi, face au changement global et à ses multiples impacts, réchauffement climatique, perte de la biodiversité, maladies ré-émergentes et chroniques.... Les chercheurs relèvent chaque jour les défis auxquels sont confrontées nos sociétés.

Ainsi, les chercheurs de l'institut Écologie et Environnement du CNRS (INEE) s'investissent au plus haut niveau pour tenter de répondre aux questions posées par ces enjeux multiples.

Ils prennent une part active aux travaux du GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat) comme de l'IPBES (plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques). Ces participations consistent à être membre du panel d'experts, de s'investir comme auteur principal, secondaire ou relecteur des rapports, de négocier directement lors des réunions annuelles organisées par les Nations Unies. De plus en plus le rôle de la recherche pour éclairer les fronts de connaissance est reconnue.

Les résultats de la recherche, s'ils peuvent être déclinés au niveau international, national, doivent commencer par l'être au niveau local et régional. C'est justement l'objectif de ce remarquable ouvrage qu'est ECOBIOSE. C'est sur ces socles que peuvent se développer les grands dessins et les solutions qui donnent des raisons d'espérer sur le futur de notre planète.

Ce rapport, sur le rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes de Nouvelle Aquitaine, devra être lu par tous, au niveau local, mais aussi international car il ajoute une brique supplémentaire au mur de la connaissance. Que ce soient les plaines agricoles, céréalières ou viticoles, les forêts et les bois, les villes, les milieux aquatiques ou les prairies, l'état des lieux est précis, rigoureux, sans concession.

Ecobiose dresse un état régional dont le but est d'apporter des éléments de preuve scientifique sur les interactions entre état de la biodiversité, fonctionnement de l'écosystème et différents types de bénéfices pour la société. Les liens de causalités sont recherchés sur la chaîne : biodiversité – fonctions écologiques – services écosystémiques – valeurs pour la société.

On ne peut être qu'admiratif que la région ait entrepris, en collaboration avec les chercheurs de divers horizons et organismes, ce rapport. Et féliciter les rédacteurs pour la valeur de ce rapport qui devra servir de socle à toutes les réflexions des parties prenantes comme nous y incite la crise liée à la COVID-19 afin de re-bâtir un environnement toujours plus sain et durable.



Stéphanie THIEBAULT
Directrice de l'Institut Ecologie
et Environnement (INEE)
CNRS

1	Introduction & méthodologie du rapport Ecobiose	6
2	Biodiversité en territoires de plaine & grandes cultures	22
3	Biodiversité en territoires viticoles	72
4	Biodiversité en territoires forestiers	117
5	Socio-écosystème des territoires urbains & artificialisés	168
6	Biodiversité & paysages herbagers.....	208
7	La gouvernance de la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine : enjeux et défis.....	244
8	Synthèse & pistes de réflexion pour favoriser la biodiversité... 	278
A	Introduction à la biodiversité, services écosystémiques et socio-écosystèmes.....	293
B	Au cœur des socio-écosystèmes régionaux et de leur biodiversité.....	322
C	Autres rôles, transversaux, de la biodiversité.....	358



1

Introduction & méthodologie du rapport Ecobiose

Introduction & méthodologie du rapport Ecobiose

Ce chapitre introductif a pour objectif de présenter le comité scientifique **Ecobiose** et la méthodologie de réalisation du rapport sur l'évaluation du rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes de la Région Nouvelle-Aquitaine. L'objectif de ce comité régional interdisciplinaire est de déterminer et de quantifier les relations entre la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes et les services écologiques, économiques et socio-culturels qu'ils fournissent. Afin de mener à bien cette mission, **Ecobiose** s'est pourvu d'une gouvernance incluant un conseil scientifique, une coordination scientifique et un comité de pilotage opérationnel regroupant des experts provenant de structures de recherche de l'ensemble de la Région Nouvelle-Aquitaine. Au total, plus de 110 contributeurs ont été mobilisés pour cet état des lieux structuré selon les 5 « socio-écosystèmes » majeurs de la Région : les plaines agricoles, les vignes, les forêts, les territoires urbains et artificiels, et les prairies et bocages. La synthèse des connaissances proposée dans ce rapport repose sur une revue systématique de la littérature scientifique régionale sur la biodiversité de ces socio-écosystèmes. A partir de la compilation de plus de 2225 articles, cette synthèse a permis d'établir, avec différents niveaux de certitude, les effets de la biodiversité dans l'économie et la culture des territoires néo-aquitains, l'état actuel de la biodiversité dans ces socio-écosystèmes, et les enjeux de sa gouvernance.

1 Quelles motivations à l'origine d'Ecobiose ?

2 Présentation des objectifs d'Ecobiose

3 Gouvernance et structure d'Ecobiose

3.1. COMITÉ DE PILOTAGE

3.2. COORDINATION SCIENTIFIQUE

3.3. CONSEIL SCIENTIFIQUE

4 Méthodologie de production de la synthèse bibliographique

5 Structure de l'ouvrage

5.1. LES CHAPITRES « SOCIO-ÉCOSYSTÈMES »

5.2. STRUCTURE DANS CHAQUE SECTION DES CHAPITRES « SOCIO-ÉCOSYSTÈMES »

6 Quelques éléments de synthèse

6.1. UNE MOBILISATION RÉGIONALE SANS PRÉCÉDENT

6.2. UNE SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE INÉDITE

6.3. NIVEAUX DE PREUVES, PAR SERVICE ET SOCIO-ÉCOSYSTÈME

7 Remerciements

8 Bibliographie

Rédacteurs :

Vincent Bretagnolle¹, Théo Rouhette & Cécile Bâcles

Relecteurs :

Julia Clause (EBI), Sabrina Gaba (INRA-CEBC), Pascale Garcia (LIENS), Hervé Jactel (BIOGECO), Marion Rabiet (GRESE)

¹) vincent.bretagnolle@cebc.cnrs.fr (Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC), CNRS, Villiers-en-Bois)

S'étendant du littoral Atlantique au Massif Central et aux Pyrénées, la Région Nouvelle-Aquitaine occupe 1/8 de la superficie du territoire métropolitain et présente une grande diversité de caractéristiques pédo-géologiques, hydrologiques et climatiques. Cette richesse génère une importante variété de productions qui dérivent ou dépendent des ressources naturelles. Occupée à 84% par des zones agricoles ou forestières, la Région Nouvelle-Aquitaine se place en effet au premier rang français pour l'emploi agricole, pour la production de bois d'œuvre et d'industrie, et au premier rang européen en valeur de production agricole (**DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2016**). Mais ces écosystèmes supportent également une vaste diversité de vie animale et végétale, qui subit une pression anthropique importante du fait même des activités économiques qui les exploitent directement ou indirectement. Ainsi, l'exploitation économique directe des ressources vivantes (par exemple, la pêche ou la sylviculture) ou indirecte (par exemple, l'agriculture) par les sociétés repose sur leur gestion durable.

L'année 1992 marque, avec le Sommet de la Terre de Rio, l'entrée simultanée dans le vocabulaire politique, économique et sociétal, de deux nouveaux concepts qui relient l'utilisation par l'Homme des ressources vivantes, aussi appelé « patrimoine naturel », et la durabilité de cette exploitation : la biodiversité et les services écosystémiques. La biodiversité englobe l'ensemble de la variabilité du vivant (**voir Annexe A, section 1.1**) tandis que les services écosystémiques recouvrent les bénéfices que les êtres humains retirent des écosystèmes et de leur fonctionnement, par exemple en termes d'alimentation, d'énergie, de matériaux de construction ou d'activités récréatives (**voir Annexe A, section 1.2**). Les concepts de biodiversité et de services écosystémiques sont liés entre eux car les services dépendent, par définition, du rôle que la biodiversité joue sur les constituants du bien-être humain à travers le fonctionnement des écosystèmes (**Haines-Young & Potschin, 2012**). La gestion durable des habitats et des espèces qui y évoluent doit donc permettre le maintien des services écosystémiques pour le bénéfice des sociétés

(**Maes et al., 2011**). Pour ce faire, l'intégration de la biodiversité dans les politiques publiques régulant les activités qui dépendent directement ou indirectement des ressources vivantes représente un levier d'action primordial de maintien à long terme des services écosystémiques et de conservation du patrimoine naturel.

La biodiversité, les services écosystémiques et les écosystèmes sont cependant sous pression partout dans le monde, du fait de la surexploitation des ressources naturelles, des changements d'usage des sols, de la pollution, des invasions biologiques, mais aussi du changement climatique (**Crist et al., 2017; Godfray et al., 2010**). Ainsi, dès 2005, l'évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (MEA, acronyme anglais) identifiait une dégradation ou une utilisation non-durable de 60% des services écosystémiques évalués (**MEA, 2005**) ; cet état des lieux a été réactualisé par la Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques (IPBES) qui estime que la qualité de 14 des 18 services étudiés (soit 78% d'entre eux) a décliné depuis 1970 (**IPBES, 2019**). Par ailleurs, l'époque actuelle est décrite comme l'ère de la sixième extinction de masse des espèces (**Barnosky et al., 2011; Ceballos et al., 2015; Maxwell et al., 2016**). L'érosion contemporaine de la biodiversité se distingue par sa rapidité associée à l'accélération, depuis la révolution industrielle, de l'utilisation des ressources vivantes dont l'espèce humaine est fondamentalement dépendante (**Butchart et al., 2010; Barbault, 2011**). Les politiques publiques en faveur de la biodiversité et des services écosystémiques ont été jusqu'à maintenant globalement insuffisantes et/ou peu efficaces. Malgré certains succès notamment pour les pêches et la restauration de certains stocks de poissons, de nombreuses politiques publiques échouent à conserver ou gérer durablement la biodiversité, les écosystèmes ou les services écosystémiques, et sont même responsables de l'érosion constatée de la biodiversité. La Politique Agricole Européenne (PAC) a par exemple longtemps favorisé l'intensification de l'agriculture précipitant ainsi le déclin de la richesse spécifique des milieux agricoles (**Pe'er et al., 2014**).

1

Quelles motivations à l'origine d'Ecobiose ?

La Région Nouvelle-Aquitaine, consciente de l'enjeu majeur du XXI^e siècle que représente l'érosion de la biodiversité et du rôle prépondérant du territoire néo-aquitain dans la préservation du patrimoine naturel et des services qu'il rend aux sociétés humaines, souhaite aujourd'hui faire de la préservation de la biodiversité, et du maintien des services écosystémiques associés, une priorité politique pour l'ensemble de ses territoires. Cependant, une des difficultés d'intégration de la biodiversité aux politiques publiques reste le manque de connaissances sur les liens entre dynamique de la biodiversité et dynamique des services écosystémiques (*Thérond et al., 2017*). Plusieurs études montrent qu'il existe une relation positive entre biodiversité et services écosystémiques (*Balvanera et al., 2014; Isbell et al., 2011; Lefcheck et al., 2015; Quijas et al., 2010*). Mais, si la biodiversité sous-tend bien les services écosystémiques, les mécanismes impliqués restent souvent mal connus. Ceci peut s'expliquer en partie par la métrique généralement adoptée pour quantifier la biodiversité, réduite au nombre d'espèces (richesse spécifique) ou encore par la durée relativement courte des expérimentations (*Reich et al., 2012*). Une vision plus large de la biodiversité, intégrant les caractéristiques structurales et fonctionnelles des espèces ainsi que la diversité des paysages et des écosystèmes, est impérieuse pour estimer le rôle de la diversité du vivant dans la fourniture des services écosystémiques, qu'ils soient économiques ou socio-culturels. De même, un certain nombre de services sont quantifiés (souvent à travers des modèles) sans que la biodiversité ne soit incluse per se, comme par exemple la régulation de la qualité ou de la quantité d'eau (soutien d'étiage, régulation des crues) qui sont souvent modélisées à partir des propriétés géophysiques de l'environnement (*Bogdan et al., 2016; Momblanch et al., 2017*). Enfin, ces études sont généralement réalisées à une échelle géographique continentale ou globale en décalage avec l'échelle territoriale de mise en œuvre des politiques publiques. Les relations entre biodiversité, écosystèmes et sociétés s'articulent en effet au niveau territorial, autour d'un ensemble complexe de fonctions écologiques, de valorisations des ressources, et d'interactions entre les acteurs du territoire. Ainsi, les socio-écosystèmes (voir *Annexe A, section 1.3*) caractérisent à la fois les usages et les impacts des activités humaines sur les écosystèmes et la biodiversité.

Face à ce constat, la Région Nouvelle-Aquitaine a souhaité la création en 2017 d'un comité scientifique régional interdisciplinaire sur la biodiversité, dont elle a confié la responsabilité à Vincent BRETAGNOLLE, chercheur CNRS au laboratoire de Chizé. L'ex-région Aquitaine avait déjà réuni un groupe interdisciplinaire en 2011 (à la demande d'Alain Rousset, alors Président de l'ancien Conseil Régional d'Aquitaine), pour mener une mission d'expertise sur « Les impacts du changement climatique en Aquitaine ». En 2013, 15 chercheurs sous l'égide d'Hervé Le Treut avaient produit un ouvrage de synthèse avec l'aide de 163 experts (*Le Treut, 2013*). Ce rapport se voulait une déclinaison régionale du GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat) et a été suivi par la création de l'initiative AcclimaTerra, un Comité Scientifique Régional sur le Changement Climatique réunissant 21 scientifiques interdisciplinaires, dont le périmètre a été étendu à la nouvelle région, la Nouvelle-Aquitaine (*AcclimaTerra, 2018*). V. Bretagnolle s'est largement inspiré de cette initiative précédente en réunissant un comité d'experts sur la Biodiversité et les services écosystémiques au sein de la Région Nouvelle-Aquitaine, puis en formalisant **Ecobiose**. Ainsi, si AcclimaTerra est un équivalent régional du GIEC pour le climat, **Ecobiose** est de la même façon un équivalent régional de l'IPBES pour la biodiversité et les services écosystémiques. Ces deux initiatives complémentaires et uniques en France apportent in fine une expertise scientifique centrée sur l'échelle régionale autour des deux grands enjeux environnementaux contemporains.



2

Présentation des objectifs d'Ecobiose

Ecobiose est une initiative lancée par le Conseil régional de la Région Nouvelle-Aquitaine en Novembre 2017 et portée par le Centre d'Études Biologiques de Chizé (Unité Mixte de Recherche CNRS/Université de La Rochelle), ainsi qu'un consortium de scientifiques régionaux réunis au sein d'un comité scientifique comptant près de 110 chercheurs. Le comité scientifique constitué dans le cadre d'**Ecobiose** (voir ci-après) s'est donné pour mission de réaliser une évaluation aussi précise et quantitative que possible du rôle et des effets de la biodiversité sur l'économie et la culture dans les principaux socio-écosystèmes de la Région Nouvelle-Aquitaine. Cette évaluation rigoureuse est basée exclusivement sur la littérature scientifique, constituée d'articles publiés pour l'essentiel dans des revues internationales et concernant des résultats de recherche acquis sur le territoire néo-aquitain. Elle a également pour objectif d'identifier et de quantifier les conséquences potentielles de l'érosion de la biodiversité sur les activités humaines qui dépendent de la nature, de l'agriculture au tourisme, ou sur la santé des habitants.

Elle vise également à mettre en évidence les principales lacunes de connaissance scientifique dans les domaines couverts. Cet état des lieux des connaissances se structure autour d'une approche globale, systémique et territoriale. Mais **Ecobiose** a aussi pour ambition ultime d'aider à la mise en place de **politiques publiques régionales**, qui sur les plans économiques ou culturels, valorisent mieux à la fois la biodiversité et son rôle dans les socio-écosystèmes. Ces futures politiques publiques peuvent aussi se décliner sur le plan de la recherche, et enfin s'adresser aux entreprises, partenaires essentiels pour la transition nécessaire de nos modèles économiques, et plus généralement de notre société. Les enjeux économiques et socio-culturels du maintien de la biodiversité et des services écosystémiques associés doivent donc permettre d'identifier les leviers de décisions pour les politiques publiques régionales à venir, qu'elles soient économiques, culturelles, ou scientifiques.

Dans le cadre de cet ouvrage, **Ecobiose** propose ainsi de contribuer à améliorer la compréhension du rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes majeurs de Nouvelle-Aquitaine, par l'intermédiaire d'un état des lieux des connaissances scientifiques acquises au plan régional. À partir d'un cadre conceptuel interdisciplinaire (voir **Annexe A, section 1.3**), le rôle de la biodiversité est abordé sous diverses perspectives : écologique, économique, socio-culturelle et patrimoniale. La question principale posée pourrait être résumée de la façon suivante :

Comment et pourquoi la biodiversité (ex : mélanges variétaux ou d'essences forestières, composition des communautés microbiennes, diversité des espèces sauvages, hétérogénéité du paysage) peut impacter positivement (ou négativement) les services rendus par les socio-écosystèmes, qu'il s'agisse de services à valeurs marchandes ou non-marchandes ?

L'échelle spatiale de l'état des lieux se concentre sur les socio-écosystèmes majeurs de la Région Nouvelle-Aquitaine (voir **Annexe B**) et son échelle temporelle se limite à la recherche scientifique régionale réalisée ces 20 dernières années, donc dans un temps écologiquement court. Le public visé par **Ecobiose** inclut dans un premier temps les décideurs des politiques publiques régionales, mais aussi la diversité des acteurs territoriaux engagés dans la production, l'exploitation ou la préservation de la biodiversité et des ressources naturelles présentes dans les socio-écosystèmes de la Région Nouvelle-Aquitaine, et pour terminer les citoyens.

3

Gouvernance et structure d'Ecobiose

Ecobiose s'est organisé autour d'une gouvernance scientifique interdisciplinaire et emboîtée (en trois niveaux).

3.1 Comité de pilotage

Le pilotage opérationnel du programme est assuré par un comité de pilotage régional multidisciplinaire de 21 scientifiques issus de structures de recherche de l'ensemble de la Nouvelle-Aquitaine. Le comité de pilotage coordonne l'ensemble des travaux, désigne les responsables des chapitres, contribue à l'écriture de l'évaluation, veille aux équilibres éditoriaux et mobilise l'expertise et les connaissances multidisciplinaires en sciences écologiques, économiques, politiques et sociales sur le fonctionnement des principaux socio-écosystèmes régionaux. Pour chaque socio-écosystème, des responsables de chapitres issus du comité de pilotage coordonnent l'expertise régionale mobilisée pour produire la revue de la littérature scientifique. Ils sollicitent les scientifiques régionaux pour contribuer ponctuellement aux différentes sections en fonction de leurs domaines de compétence.

Le comité de pilotage est composé des experts régionaux suivants :

- **Didier ALARD**, Professeur à BIOGECO,
- **Agnès BARDONNET**, Directrice de Recherche à ECOBIOP,
- **Pierrick BOCHER**, Maître de Conférences à LIENSs,
- **Hélène BUDZINSKI**, Directrice de recherche à EPOC,
- **Caitriona CARTER**, Directrice de recherche à IRSTEA ETBX,
- **Julia CLAUSE**, Maître de Conférences à EBI,
- **Frank D'AMICO**, Maître de Conférences au LMA de Pau,
- **Philippe DEUFFIC**, Ingénieur de recherche à l'IRSTEA
- **Luc DOYEN**, Directeur de Recherche au GREThA,
- **Alexis DUCOUSSO**, Ingénieur de Recherche à BIOGECO
- **Cyril ERAUD**, Ingénieur à l'ONCFS CNERA Avifaune Migratrice
- **Sabrina GABA**, Directrice de Recherche au CEBC,
- **Pascale GARCIA**, Professeur à LIENSs,
- **Eric GIRAUD-HERAUD**, Directeur de Recherche à l'ISVV,
- **Hervé JACTEL**, Directeur de Recherche à BIOGECO,
- **James LINTON**, Professeur au GEOLAB,
- **Nicole PIGNIER**, Professeur au CERES,
- **Marion RABIET**, Maître de Conférences au PEIRENE,
- **Frédéric REVERS**, Chargé de Recherche à BIOGECO,
- **Adrien RUSCH**, Chargé de Recherche à SAVE,
- **Benoît SAUTOUR**, Professeur à EPOC

FIGURE 1.1

Laboratoires et instituts de recherche régionaux impliqués dans le comité de pilotage d'Ecobiose



3.2 Coordination scientifique

Elle assure la coordination de l'ensemble du rapport. Elle fournit du soutien pour l'édition et la rédaction des chapitres et assure le maintien des collaborations avec les partenaires d'**Ecobiose**. La coordination scientifique a été assurée depuis le Centre d'Etudes Biologiques de Chizé par V. Bretagnolle et les chargés de mission successifs (coordination éditoriale assurée par Cécile Bâcles puis par Théo Rouhette ; médiation scientifique assurée par Olympe Delmas).

3.3 Conseil scientifique

Enfin, un **conseil scientifique** extérieur, composé de 7 scientifiques impliqués dans des travaux de grande envergure à l'interface Nature et Société a été consulté occasionnellement afin d'assurer entre autres la connexion des travaux d'**Ecobiose** à ceux issus des initiatives nationales, européennes et internationales, comme ceux de la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB), de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques (EFESE) dans le cadre du programme Européen (MAES), et ceux de la Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques (IPBES) sous l'égide des Nations-Unies. Ce conseil était constitué de Bernard CHEVASSUS AU LOUIS (Président de l'Association Humanité et Biodiversité), Bruno LATOUR (Professeur à SciencesPo, Directeur du MediaLab), Sandra LAVOREL (Présidente du Comité Scientifique et Technique d'EFESE), Paul LEADLEY (Membre du groupe d'experts multidisciplinaire de l'IPBES), Laurent MERMET (Professeur AgroParisTech) et François SARRAZIN (Président du conseil scientifique de la FRB).

4

Méthodologie de production de la synthèse bibliographique

Ecobiose est un état des lieux régional ayant pour but d'apporter des éléments de preuve scientifique sur les interactions entre état de la biodiversité, fonctionnement de l'écosystème et différents types de bénéfices pour la société. Ainsi, les liens de causalités sont recherchés sur la chaîne suivante: biodiversité – fonctions écologiques – services écosystémiques – valeurs sociétales. C'est le modèle en cascade (voir Annexe A section 1.2), tel que conceptualisé par **Potschin-Young et al. (2018)**.

Ecobiose est basé sur une **revue de la littérature scientifique régionale**. Une revue de la littérature est une méthodologie consistant à analyser et synthétiser un corpus de recherche scientifique en fonction d'un cadre d'étude prédéfini. Sur la base d'une première synthèse de la littérature réalisée par les rédacteurs de chaque chapitre, ces derniers ont identifié des scientifiques régionaux avec une expertise pertinente pour des sections de leur chapitre respectif. Ces scientifiques régionaux ont été sollicités pour travailler sur le chapitre, et l'ensemble de ces contributeurs ont rédigé, révisé, commenté ou relu le chapitre pour lequel ils ont été invités à contribuer. Les synthèses scientifiques produites par le rapport **Ecobiose** sont le fruit de ce travail collectif. La revue de littérature repose principalement un référencement des études régionales. Cependant, des travaux menés en dehors du périmètre régional sont retenus soit dans un cadre introductif de l'état de l'art à l'échelle internationale, soit dans un cadre de contextualisation des lacunes de connaissances régionales.

La littérature scientifique sélectionnée devait bien évidemment porter sur les objectifs d'**Ecobiose**, c'est-à-dire concer-

ner le rôle de la biodiversité dans les services socioéconomiques et/ou culturels, et concerner les socio-écosystèmes de la Région Nouvelle-Aquitaine. Quatre sources ont été utilisées pour la recherche bibliographique : les outils dédiés (de type Web of Science ou Science Direct) qui sont des moteurs de recherche scientifiques auxquels les laboratoires sont abonnés ; les serveurs en accès libre (Google, Google Scholar) ; les sites web des unités de recherche ; et enfin les chercheurs eux-mêmes, rédacteurs des chapitres ou des sous-sections. La recherche bibliographique s'est centrée sur la littérature relativement récente (moins de 20 ans) et s'est voulue aussi complète que possible. Cependant elle n'est en aucun cas exhaustive. Nous espérons néanmoins avoir couvert la grande majorité des publications disponibles sur l'ensemble des sujets. Dans cette synthèse régionale, les publications ont été retenues selon la classification suivante:

- **[Régionale scientifique]** Littérature rapportant des études empiriques ou expérimentales en Région Nouvelle-Aquitaine publiée dans des journaux ou des ouvrages spécialisés à destination de la communauté scientifique.
- **[Régionale secondaire]** Littérature rapportant des études empiriques ou expérimentales en Région Nouvelle-Aquitaine qui n'ont pas fait l'objet de publication dans des journaux et ouvrages à destination de la communauté scientifique, il peut s'agir de rapports de stages de master et de thèse, de rapports d'études aux institutions ou d'articles à destination des acteurs territoriaux.
- **[Contexte]** Etat de l'art international introductif, incluant

la littérature scientifique faisant une synthèse de connaissances.

La littérature scientifique a ensuite été classée et ventilée par type de services écosystémiques (voir **Annexe A, section 1.2**, pour une discussion sur les différentes classifications, et celle retenue par **Ecobiose**). Notre classification des effets de la Biodiversité sur les services socio-économiques et culturels s'articule autour des effets directs sur la production (notamment de biomasse, qu'il s'agisse de rendements des cultures, de la production de vins ou de bois, de miel, de la biomasse de poissons pêchés etc.) ; une deuxième catégorie

concerne le rôle de la biodiversité sur les services indirects, c'est-à-dire les fonctions écosystémiques qui contribuent à la production, comme la productivité primaire, la pollinisation ou le contrôle biologique. Viennent ensuite la catégorie des effets sur les services de régulation, incluant la régulation des gaz à effet de serre, la qualité de l'eau ou de l'air, le recyclage de la matière organique, la détoxification (eau, sols), les crues etc. Enfin, viennent les services socio-culturels, qui peuvent avoir des retombées économiques (chasse, écotourisme) ou non (valeur patrimoniale, paysages, culture).

5

Structure de l'ouvrage

Le cœur de l'ouvrage est constitué par 6 chapitres couvrant chacun l'un des 5 principaux socio-écosystèmes régionaux, suivis par un chapitre transversal sur leurs gouvernances respectives. Leur longueur relative est inégale, du fait du volume de recherche (et donc de littérature) qui a été consacrée à ce jour à tel ou tel socio-écosystème, mais aussi du fait du degré de complétude de l'analyse qui a été réalisée. Une brève introduction les précède pour donner les éléments de méthodologie. Ces cinq chapitres par socio-écosystème sont suivis de deux chapitres de synthèse, l'un sur la gouvernance de ces socio-écosystèmes au regard des enjeux écosystémiques et de biodiversité, et le dernier brossant quelques pistes de solutions et de réflexion à l'attention des décideurs au sens large. Cette brève introduction les précède pour donner les éléments de méthodologie. Ces six chapitres sont suivis de deux chapitres de synthèse, l'un sur la gouvernance de ces socio-écosystèmes au regard des enjeux écosystémiques et de biodiversité, et le dernier brossant quelques pistes de solutions et de réflexion à l'attention des décideurs au sens large. Enfin, trois chapitres annexes présentent des compléments sur les concepts, un descriptif de la Région Nouvelle-Aquitaine et des enjeux de biodiversité et de conservation de la nature, et enfin une présentation des enjeux complémentaires liés à la biodiversité et non traités dans les six chapitres par socio-écosystème.

5.1

Les chapitres « socio-écosystèmes »

Les 5 chapitres sur les socio-écosystèmes ont une structure commune ; et à chaque socio-écosystème correspond un code couleur qui est constant dans le rapport :

● **Plaines agricoles**

● **Vignes et vin**

● **Forêts et bois**

● **Milieux urbains et artificiels**

● **Prairies et pastoralisme**

Chaque chapitre est divisé en cinq parties principales (sections 1 à 5) qui sont introduites chacune par une mise en perspective (texte dans un encadré de la couleur du chapitre).

• Section 1 : Le socio-écosystème en Région Nouvelle-Aquitaine

La première section introduit le socio-écosystème (SES) en présentant ses caractéristiques principales. Cela inclut la présentation géographique et historique du SES, ainsi que son importance économique ou culturelle, et le contexte général de sa gestion environnementale.

• Section 2 : La recherche régionale sur la biodiversité dans le socio-écosystème

La 2^e section présente les résultats quantitatifs de la revue de littérature régionale, mentionnant le nombre d'études citées par sous-sections du chapitre, ainsi que les principaux dispositifs de recherche existant dans la région.

• Section 3 : Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement du socio-écosystème

Cette section présente le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement écologique du socio-écosystème et des services écosystémiques associés. Cette section aborde successivement le rôle de la biodiversité dans la fourniture de services d'approvisionnement, directs et indirects, de services de régulation et finalement de services socio-culturels et patrimoniaux.

• Section 4 : Les valeurs de la biodiversité dans le socio-écosystème

Cette section présente les valeurs de la biodiversité dans le socio-écosystème. Ces valeurs sont catégorisées en deux ensembles : les valeurs marchandes et économiques et les valeurs culturelles et patrimoniales.

• Section 5 : Etat et dynamique de la biodiversité dans le socio-écosystème

Cette section présente un état des lieux de la biodiversité dans le socio-écosystème. Il se concentre ensuite sur les différentes pressions menaçant la biodiversité dans ce milieu.



5.2 Structure dans chaque section des chapitres « socio-écosystèmes »

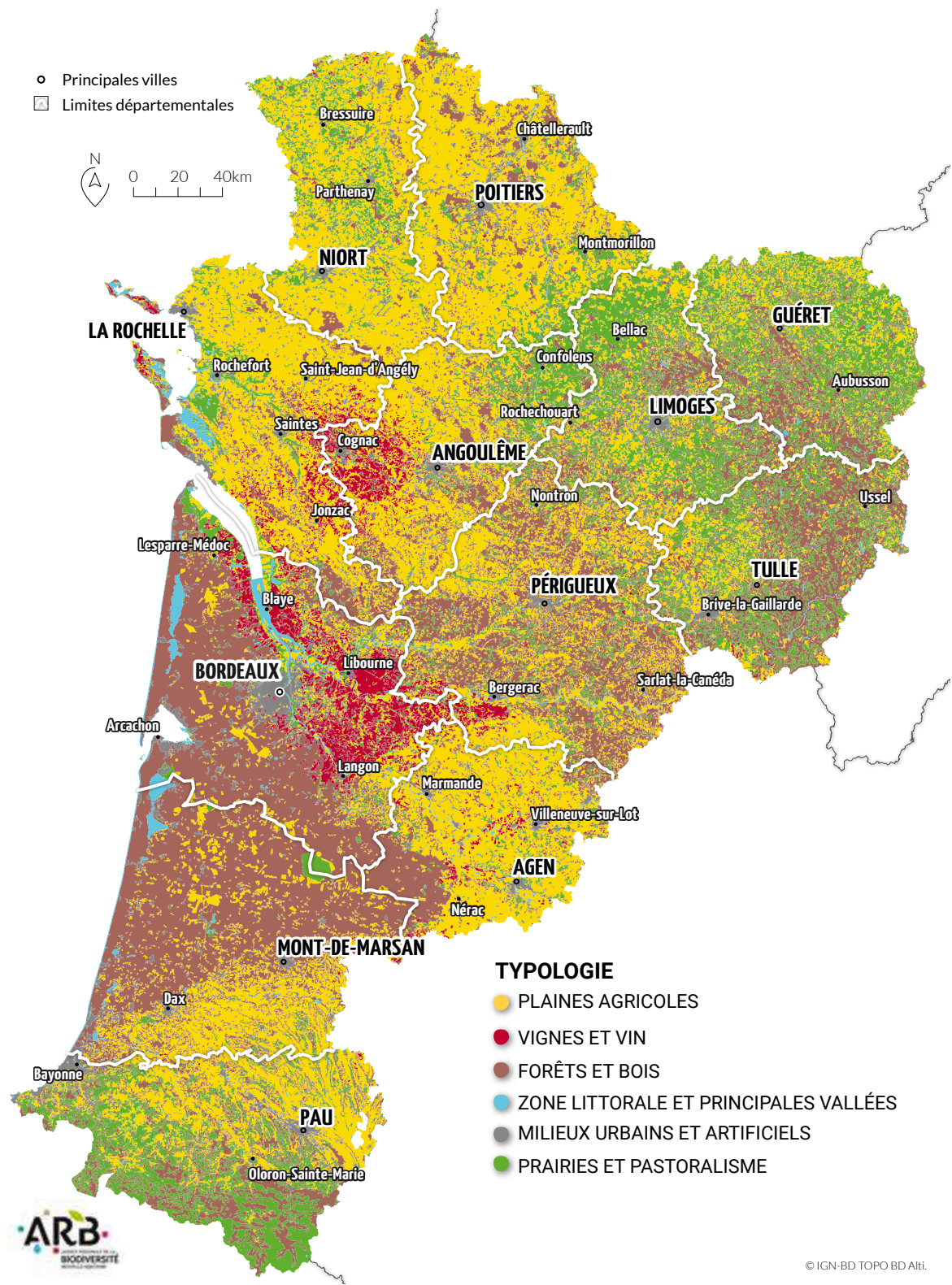
Chaque section comprend trois parties : un chapeau introductif de l'état de l'art international sur la question abordée (marqué du logo , en vert), un ou plusieurs paragraphes résumant les connaissances pertinentes à l'échelle de la Région Nouvelle-Aquitaine (marqué du logo , de la couleur du socio-écosystème), et enfin un encadré coloré, selon la couleur attribuée au chapitre, sur les principaux éléments à retenir pour chaque section. Cette dernière partie, intitulée « Ce qu'il faut retenir », résume les principales conclusions établies sur la base des connaissances synthétisées. Cet encadré indique également le niveau de preuve de la sous-section, dans le but de faciliter la prise en compte des connaissances dans la définition des instruments de politiques publiques futurs. Le niveau de crédibilité et de certitude des conclusions est évalué en fonction de l'ensemble des publications retenues selon qu'il existe (adapté de *Godfray et al., 2014*) : (a) un nombre important (10 ou plus) de publications sur des études empiriques en Région Nouvelle-Aquitaine, (b) un nombre restreint de publications sur des études empiriques en Région Nouvelle-Aquitaine (b1 : entre 5 et 10 publications ; b2 : moins de 5 publications), (c) des publications décrivant des résultats expérimentaux en Nouvelle-Aquitaine, et (d) des publications décrivant des résultats expérimentaux ou empiriques hors Région Nouvelle-Aquitaine mais dans des régions voisines.

On considérera alors que les conclusions retenues relèvent de :

- **[Fait établi]** sur la base d'une combinaison de nombreuses publications dans des revues internationales (nombre >10) dont une partie au moins concerne des résultats expérimentaux (**critères a + c**).
- **[Présomption]** sur la base d'une combinaison de nombreuses publications dans des revues internationales (nombre >10) mais sans preuve expérimentale (**critère a**) ou d'un nombre modéré de publications dans des revues internationales (environ 5) dont certaines sont expérimentales (**critères b1 + c**).
- **[Tendance]** sur la base d'un nombre modéré (5) de publications décrivant des études empiriques en Région Nouvelle-Aquitaine (**critère b1**).
- **[Suggestion]** sur la base d'une ou deux études seulement en Région Nouvelle-Aquitaine accompagnées d'études empiriques et expérimentales dans des régions voisines (**critère b2 + d**).
- **[Projection]** En l'absence complète d'étude à caractère régional, mais avec des résultats expérimentaux ou empiriques dans des régions voisines (**critère d**).

FIGURE
1.2

Répartition spatiale des six socio-écosystèmes de la Région Nouvelle-Aquitaine



6

Quelques éléments de synthèse

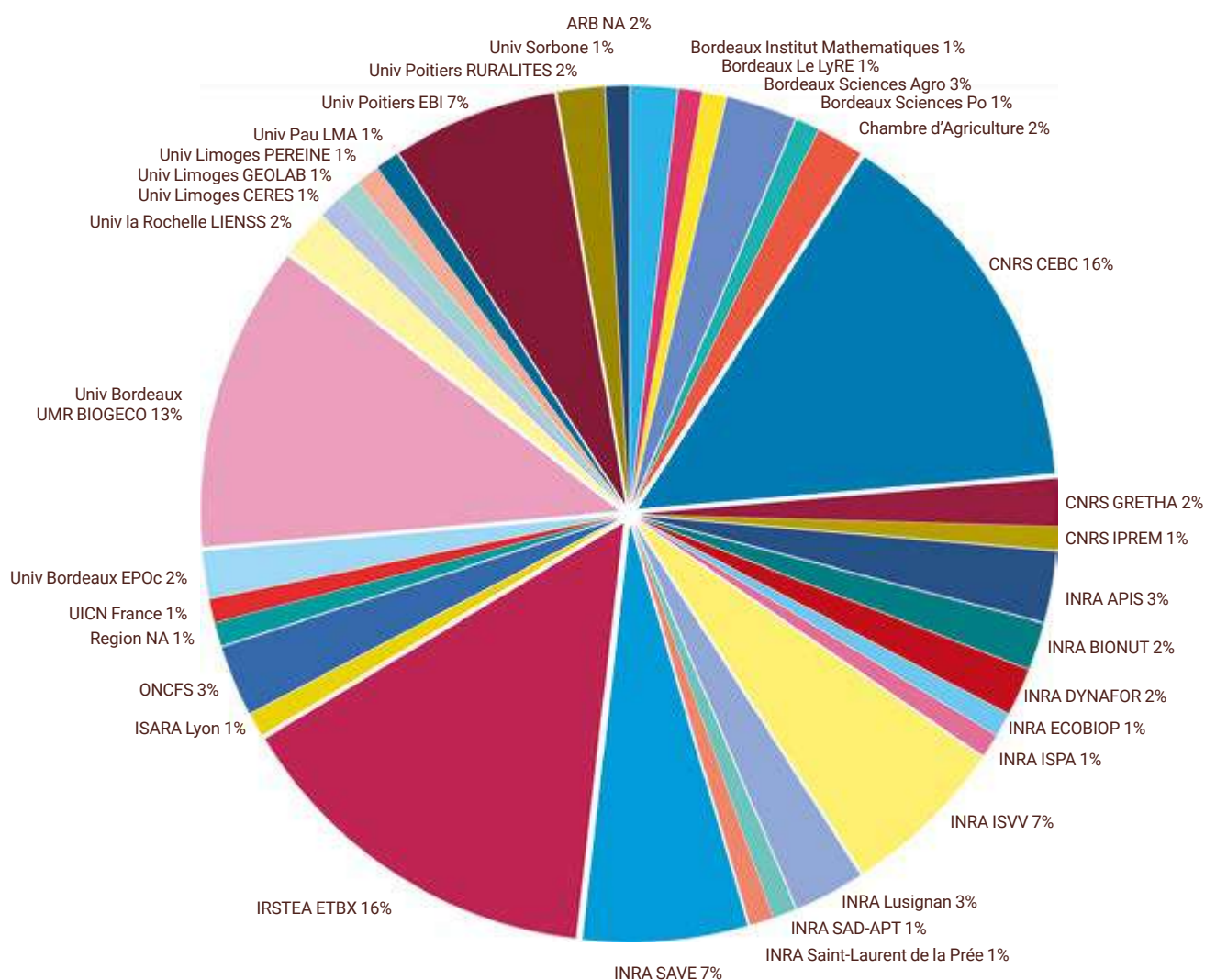
6.1

Une mobilisation régionale sans précédent

La synthèse réalisée par le comité **Ecobiose** a mobilisé plus de 110 chercheurs répartis dans plus de 34 laboratoires et universités de la Région Nouvelle-Aquitaine (**Figures 1.1 & 1.3**), auxquels s'ajoutent 4 autres structures qui ne sont pas des établissements de recherche (Chambres d'agriculture, Agence Régionale Biodiversité, UICN), pour un total de **38 structures**.

FIGURE 1.3

Répartition des chercheurs dans les laboratoires et universités régionaux (voir également figure 1.1 pour la localisation géographique des Unités). Noter également qu'en 2019, la fusion INRA – IRSTEA n'a pas encore eu lieu, et les deux organismes sont donc présentés ici séparément



6.2 Une synthèse bibliographique inédite

Les conclusions de la recherche bibliographique de la littérature synthétisée dans le rapport **Ecobiose** sont fondées sur l'analyse d'un total de **2225 publications scientifiques**

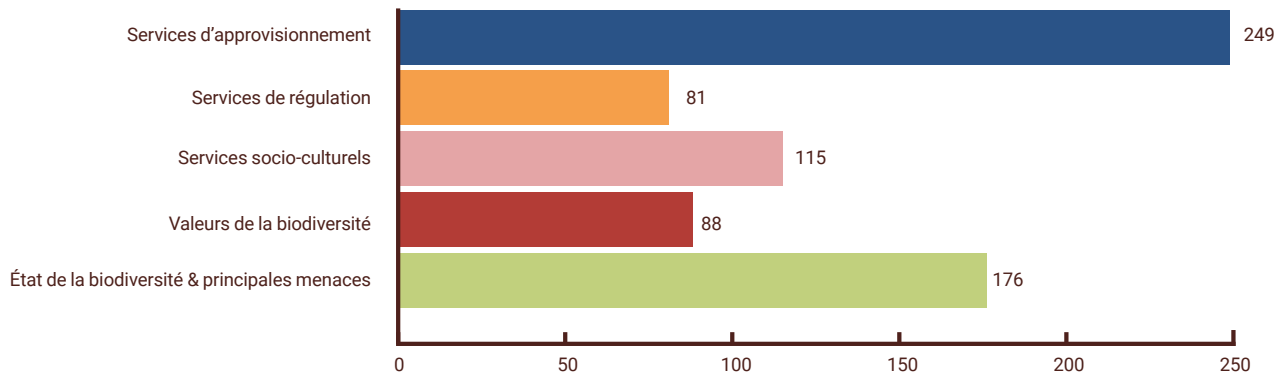
- **843** références scientifiques pour la partie strictement régionale
- **1382** références pour l'état de l'art international

6.2.1. Bibliographie par thématiques: services, valeurs, et état de la biodiversité

La synthèse bibliographique souligne bien sûr des disparités dans l'état des recherches disponibles sur chaque type de services, de valeurs, et de tendances associées à la biodiversité régionale (**Figure 1.4**). Parmi les différentes catégories de services écosystémiques, une imposante majorité des travaux scientifiques s'est concentrée sur les services approvisionnement.

FIGURE 1.4

Répartition des références régionales par thématiques (services, valeurs, état de la biodiversité)

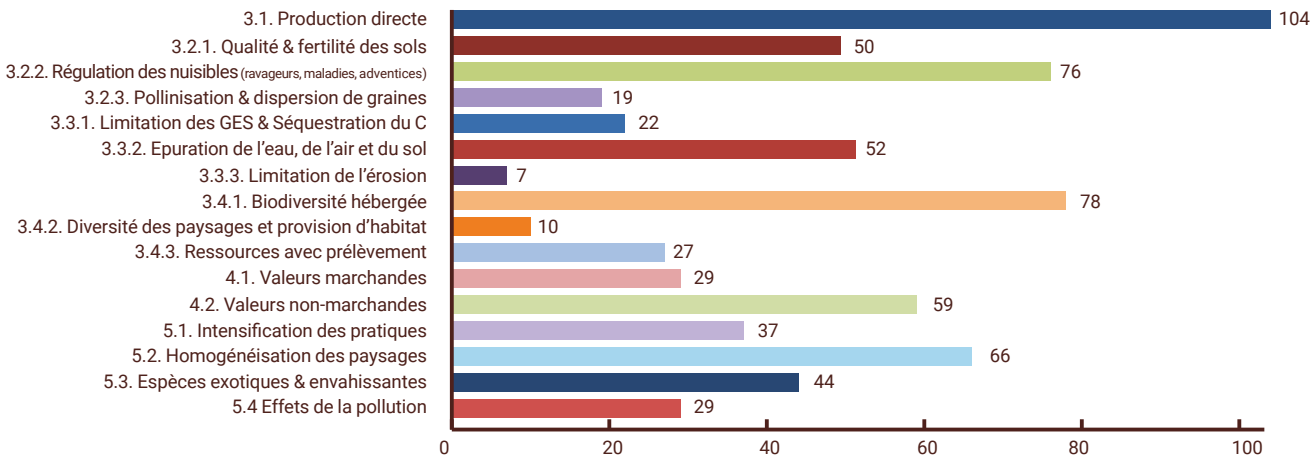


Une analyse plus détaillée, dans laquelle les services sont classés par types de service, nous révèle des disparités encore plus fortes (**Figure 1.5**). Par exemple, très peu de littérature régionale est disponible actuellement sur le rôle de la Biodiversité dans la limitation de l'érosion (alors que cette littérature est disponible aux plans national et

international), sans doute lié au peu d'études réalisées en montagne, de même que sur la diversité des habitats. A l'inverse, le rôle de la Biodiversité a fait l'objet de très nombreuses études régionales (plus de 100 dans les 20 dernières années) sur la production (de biomasse, pour l'essentiel).

FIGURE 1.5

Répartition des références régionales par thématiques (services, valeurs, état de la biodiversité)

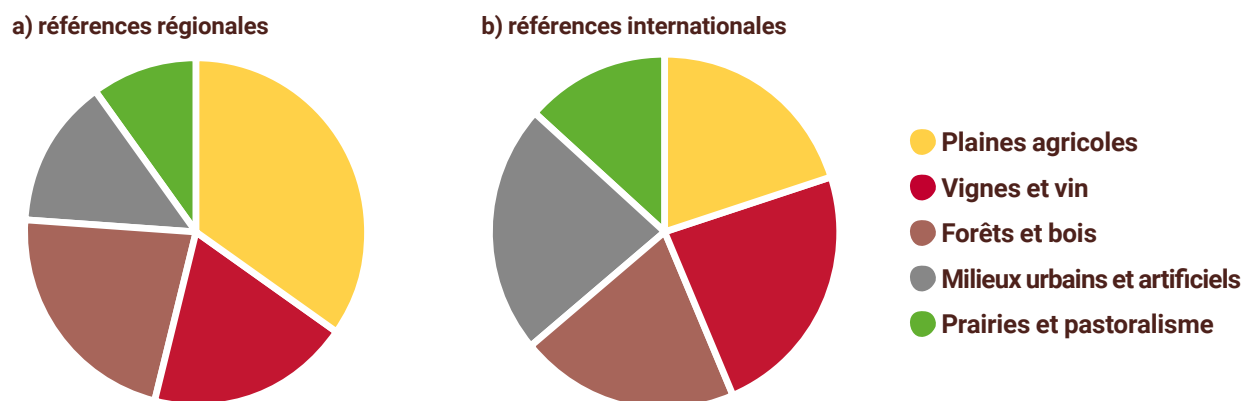


6.2.2. Bibliographie par socio-écosystèmes régionaux

Parmi les 5 socio-écosystèmes régionaux dont la littérature a été synthétisée, il existe des variations notables concernant les proportions relatives de littérature disponible aux plans régional et national, même si elle est moins importante au plan international (Fig. 1.6, b). Au plan régional, les trois socio-écosystèmes de production (céréaliculture, viticulture et sylviculture) regroupent plus des trois quarts des références compilées dans la synthèse, les systèmes de grandes cultures en plaine céréalière totalisant à eux seuls environ 35% de la littérature scientifique disponible.

FIGURE 1.6

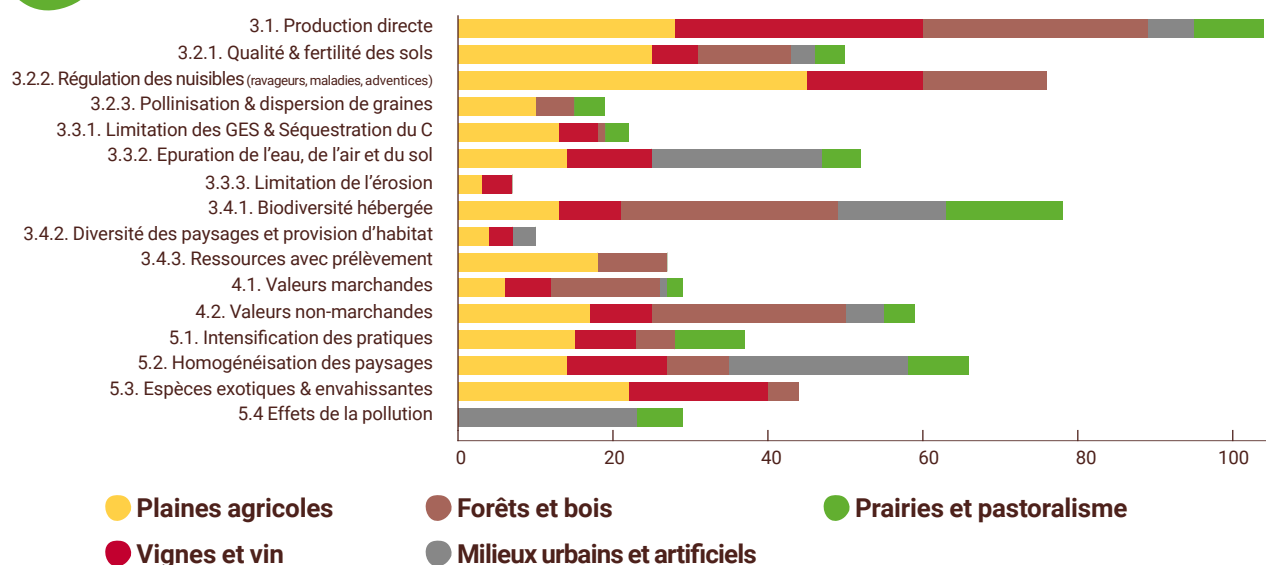
Répartition des références régionales (a) et internationales (b) pour les 5 chapitres portant sur les socio-écosystèmes de la Région Nouvelle-Aquitaine



Cette variation se retrouve, et est même amplifiée si on analyse, par socio-écosystème, la littérature régionale scientifique disponible. Ainsi les chapitres **Plaines agricoles** et **Vigne & Vin** sont relativement proches, présentent des profils similaires (mais environ deux fois plus de références scientifiques sont disponibles dans le premier par rapport au deuxième), mais les autres chapitres montrent des sections bien dotées en littérature scientifique mais d'autres totalement dépourvues. Evidemment, cela aura une incidence forte sur le niveau de preuve.

FIGURE 1.7

Répartition des références régionales par socio-écosystème de la Région Nouvelle-Aquitaine



Enfin le chapitre sur la gouvernance de la biodiversité constitue une analyse intégrée des enjeux de gouvernance pour les socio-écosystèmes régionaux. Plus de 80 références régionales ont été analysées pour ce chapitre.

6.3 Niveaux de preuves, par service et socio-écosystème

L'objectif final d'**Ecobiose**, rappelons-le, était de produire un état des lieux de la littérature scientifique sur le rôle de la Biodiversité dans les services économiques et socio-culturels des socio-écosystèmes régionaux. L'objectif ultime est donc de produire le niveau de preuve, c'est-à-dire un indice de fiabilité, sur la base de l'abondance et du type de littérature, sur ce rôle. C'est à ce dernier exercice que nous nous livrons dans le tableau ci-dessous, qui présente par service et par socio-écosystème, le niveau de preuve que nous avons obtenu en suivant notre classification (voir section 5.2).

FIGURE 1.8

Tableau résumant et synthétisant l'état des connaissances actuelles à l'échelle de la Région Nouvelle-Aquitaine sur le rôle de la Biodiversité dans les services économiques et socio-culturels des socio-écosystèmes régionaux. Dans le cas où plusieurs sous-sections sont traitées dans les chapitres relatifs aux socio-écosystèmes, le niveau de preuve maximum a été retenu ici. Dans le cas où plusieurs niveaux de preuve dans une section sont présentés, la moyenne a été retenue ici.

CATÉGORIES	SECTION	Plaines agricoles	Vignes et vin	Forêts et bois	Territoires urbanisés	Prairies et bocages
Services d'approvisionnement	3.1. Production directe					
	3.2.1. Qualité & fertilité des sols					
	3.2.2. Régulation des nuisibles (ravageurs, maladies, adventices)					
	3.2.3. Pollinisation & dispersion de graines					
Services de régulation	3.3.1. Limitation des GES & Séquestration du carbone					
	3.3.2. Epuration de l'eau et de l'air					
	3.3.3. Limitation de l'érosion					
Services socio-culturels	3.4.1. Biodiversité hébergée					
	3.4.2. Diversité des paysages et provision d'habitat					
	3.4.3. Ressources avec prélèvement					
Valeurs de la biodiversité	4.1. Valeurs marchandes					
	4.2. Valeurs non-marchandes					
Etat de la biodiversité & principales menaces	5.1. Intensification des pratiques					
	5.2. Homogénéisation des paysages					
	5.3. Espèces exotiques & envahissantes					
	5.4. Effets de la pollution					

Fait établi Présomption Tendence Suggestion Projection Non évalué

Comme attendu, ce niveau de « preuve » scientifique varie grandement d'un service à l'autre, et plus encore d'un socio-écosystème à l'autre. Ce tableau peut donc être considéré comme un véritable tableau de bord sur l'état des connaissances actuelles, et par déduction, des priorités qu'il s'agirait de combler dans un avenir proche, même s'il est présenté ici, et doit donc être considéré, comme indicatif.

7

Remerciements

Ecobiose n'aurait pas vu le jour sans la volonté politique de son Président, Alain Rousset, et de son Vice-Président en charge de l'Environnement et de la Biodiversité, Nicolas Thierry. Alain Rousset, en lançant AcclimaTerra dans un premier temps, puis **Ecobiose**, a fait de la Région Nouvelle-Aquitaine une région pionnière en France, et encore à ce jour, unique dans sa démarche prospective. Qu'ils soient tous deux remerciés de la confiance qu'ils nous ont témoigné tout au long de ces deux années de travail. Damien Léonard, Conseiller Technique au cabinet du Président en charge du Développement Durable, nous a également suivi et maintes fois aidé au cours de ce périple. Le service Environnement de la Région, en les personnes de Karine Lambert, puis Arnaud Gueguen (Directeur de l'Environnement), ont mis leurs services et leurs conseils également à notre disposition. Une mention spéciale à Sophie Kerloc'h, également du service Environnement, qui nous a accompagné de ses conseils, de son aide précieuse, et de son suivi administratif tout au long du projet. V. Bretagnolle remercie chaleureusement Olivier LeGall sans qui le projet n'aurait pas pris cette tournure, et Bruno Latour qui a toujours suivi avec bienveillance et intérêt ce projet.

8

Bibliographie

1. **AcclimaTerra** (2018) Anticiper les changements climatiques en Nouvelle-Aquitaine. Région Nouvelle-Aquitaine. Bordeaux, France.
2. **Balvanera** et al. (2014) 'Linking biodiversity and ecosystem services: Current uncertainties and the necessary next steps', *BioScience*, 64(1), pp. 49–57.
3. **Barbault** (2011) 'A new start for biodiversity in 2010?', *Revue Science Eaux & Territoires*, pp. 3–5.
4. **Barnosky** et al. (2011) 'Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?', *Nature*, 471(7336), pp. 51–57.
5. **Bogdan, Pătru-Stupariu & Zaharia** (2016) 'The Assessment of Regulatory Ecosystem Services: The Case of the Sediment Retention Service in a Mountain Landscape in the Southern Romanian Carpathians', *Procedia Environmental Sciences*, 32, pp. 12–27.
6. **Butchart** et al. (2010) 'Global biodiversity: Indicators of recent declines', *Science*, 328(5982), pp. 1164–1168.
7. **Ceballos** et al. (2015) 'Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction', *Science Advances*, 1(5), p. e1400253.
8. **Crist, Mora & Engelman** (2017) 'The interaction of human population, food production, and biodiversity protection', *Science*, 356(6335), pp. 260–264.
9. **DRAAF Nouvelle-Aquitaine** (2016) Atlas-régional-2016-Nouvelle-Aquitaine. DATAR Nouvelle-Aquitaine. Bordeaux, France.
10. **Godfray** et al. (2010) 'Food security: The challenge of feeding 9 billion people', *Science*, 327(5967), pp. 812–818.
11. **Godfray** et al. (2014) 'A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1786).
12. **Haines-Young & Potschin** (2012) 'The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being', in Raffaelli, D. G. and Frid, C. L. J. (eds) *Ecosystem Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press. Cambridge, UK, pp. 110–139.
13. **Isbell** et al. (2011) 'High plant diversity is needed to maintain ecosystem services', *Nature*, 477(7363), pp. 199–202.
14. **Lefcheck** et al. (2015) 'Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats', *Nature Communications*, 6, pp. 1–7.
15. **Maes** et al. (2011) A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 1. PEER (Partnership for European Environmental Research) Report No 3.
16. **Maxwell** et al. (2016) 'Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers', *Nature*, 536(7615), pp. 143–145.
17. **MEA** (2005) *Ecosystems And Human Well-being - Synthesis Report*. Millenium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.
18. **Momblanch, Paredes-Arquiola & Andreu** (2017) 'Improved modelling of the freshwater provisioning ecosystem service in water scarce river basins', *Environmental Modelling and Software*, 94, pp. 87–99.
19. **Pe'er** et al. (2014) 'EU agricultural reform fails on biodiversity', *Science*, 344(6188), pp. 1090–1092.
20. **Potschin-young** et al. (2018) 'Understanding the role of conceptual frameworks : Reading the ecosystem service cascade', *Ecosystem Services*, 29, pp. 428–440.
21. **Quijas, Schmid & Balvanera** (2010) 'Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new synthesis', *Basic and Applied Ecology*, 11(7), pp. 582–593.
22. **Reich** et al. (2012) 'Impacts of biodiversity loss escalate through time as redundancy fades', *Science*, 336(6081), pp. 589–592.
23. **Théron** et al. (2017) Volet 'Ecosystèmes agricoles' de l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE). Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
24. **Le Treut** (2013) Les impacts du changement climatique en Aquitaine : un état des lieux scientifique. Presses Universitaires de Bordeaux : LGPA-Éditions. Pessac, France.



CHAPITRE

Biodiversité en territoires de plaine & grandes cultures

• 2 •

Évaluation régionale des connaissances sur les services rendus par la biodiversité au fonctionnement des socio-écosystèmes des plaines agricoles

• • • • • Ce chapitre propose un état des lieux des connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes de plaine agricole en région Nouvelle-Aquitaine, agroécosystèmes de grandes cultures céréalières et fourragères. L'agriculture est la première activité économique de la région Nouvelle-Aquitaine. Les agro-écosystèmes agricoles abritent une diversité végétale et animale (sauvage ou domestiquée) qui soutient non seulement la production (alimentation humaine et animale) mais fournit aussi d'autres services indispensables à l'ensemble de la société. Ainsi dans ces socio-écosystèmes de production, la biodiversité a des effets positifs directs et indirects sur les biens et productions. La biodiversité, qu'elle soit cultivée ou hébergée, améliore la qualité de la production et, augmente et stabilise les rendements face aux aléas environnementaux. Au-delà des services d'approvisionnement, elle procure aux sociétés humaines dans leur ensemble des services de régulation (épuration de l'eau, fertilité du sol, régulation du climat, contrôle biologique, pollinisation) et des services socio-culturels (hébergement d'espèces emblématiques, ressources pour les activités récréatives) qui dépassent la dimension de production de biens. Les bénéfices économiques, environnementaux et culturels que la société retire des services fournis par la biodiversité ont à la fois des valeurs marchandes et non marchandes. Les services d'approvisionnement sont étroitement liés au marché et génèrent des bénéfices économiques : la biodiversité a donc une valeur marchande pour les exploitants. D'autres services qui ne reposent pas sur l'exploitation des ressources naturelles ont une valeur patrimoniale et culturelle bénéficiant non seulement au citoyen du territoire, mais également à la société dans son ensemble. Bien qu'ils soient façonnés et exploités par l'humain, les écosystèmes agricoles abritent une riche diversité biologique. Mais de nombreuses études démontrent le déclin accéléré d'un grand nombre d'espèces végétales ou animales. L'intensification des pratiques agricoles via le recours massif aux intrants chimiques (pesticides et fertilisants), la mécanisation des travaux agricoles, l'uniformisation des paysages et l'introduction d'espèces envahissantes entraînent cependant au déclin de la biodiversité dans ces écosystèmes.

1 Le socio-écosystème des plaines agricoles en région Nouvelle-Aquitaine

2 La recherche régionale sur la biodiversité en plaine agricole, Région Nouvelle-Aquitaine

3 Rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des agroécosystèmes de grandes cultures

3.1. RÔLE DE LA BIODIVERSITÉ DANS LE FONCTIONNEMENT DES AGROÉCOSYSTÈMES DE GRANDES CULTURES

- 3.1.1. Rôle de la biodiversité pour la production de céréales et de fourrage
- 3.1.2. Rôle de la diversité floristique en production apicole

3.2. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION

- 3.2.1. Biodiversité, qualité des sols et recyclage de la matière organique
- 3.2.2. Régulation biologique des plantes adventices
- 3.2.3. Contrôle biologique des ravageurs des cultures et des agents pathogènes par les ennemis naturels
- 3.2.4. Pollinisation des cultures et de la flore sauvage

3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION : GAZ À EFFET DE SERRE ET ÉPURATION DE L'EAU ET DE L'AIR

- 3.3.1. Séquestration du carbone et émissions de protoxyde d'azote (N₂O)
- 3.3.2. Épuration de l'eau et de l'air
- 3.3.3. Limitation de l'érosion des sols

3.4. BIODIVERSITÉ, PAYSAGES ET RESSOURCES PRÉLEVÉES EN TANT QUE BIENS

- 3.4.1. Biodiversité hébergée par les agroécosystèmes de grandes cultures
- 3.4.2. Diversité des écosystèmes et des paysages en milieu de plaines agricoles
- 3.4.3. Ressources avec prélèvement (chasse, pêche, cueillette)

4 Les valeurs de la biodiversité dans le socio-écosystème de plaine agricole

4.1. VALEUR MARCHANDE DE LA BIODIVERSITÉ POUR LES AGRICULTEURS ET LES FILIÈRES AGRICOLES ET APICOLES

4.2. TERRITOIRE ET SOCIÉTÉ : VALEURS CULTURELLES ET PATRIMONIALES DE LA BIODIVERSITÉ EN PLAINES AGRICOLES

5 État de la biodiversité dans le socio-écosystème des plaines agricoles

5.1. EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA BIODIVERSITÉ : FERTILISANTS, PESTICIDES, TRAVAIL DU SOL

5.2. DISPARITION DES ÉLÉMENTS SEMI-NATURELS, HOMOGÉNÉISATION DES PAYSAGES

5.3. INTERACTIONS AVEC DES ESPÈCES EXOTIQUES ET ENVAHISSANTES

6 Références régionales

7 Références internationales

Coordination scientifique :

Vincent Bretagnolle¹ et Sabrina Gaba²

Coordination éditoriale :

Théo Rouhette, Cécile Bâcles

Remerciements :

Yvon Billon, Philippe Blondeau, Roland Raimond

¹ vincent.bretagnolle@cebc.cnrs.fr (Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC), CNRS, Villiers-en-Bois)

² sabrina.gaba@inra.fr (Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC), CNRS, Villiers-en-Bois)

Rédacteurs :

Vincent Bretagnolle, Caitriona Carter, Julia Clause, Luc Doyen, Cyril Eraud, Sabrina Gaba, Adrien Rusch, Eléonore Attard, Pierrick Aupinel, Agnès Bardonnnet (copil), Elsa Berthet, Didier Bouchon, Abad Chabbi, Philippe Deuffic (copil), Sylvie Ferrari, Pascale Garcia (copil), François Gastal, Frédéric Grandjean, Jérôme Labanowski, Gilles Lemaire, Isabelle Litrico, Lauriane Mouysset, Karine Monceau, Leslie Mondamert, Thomas Nesme, Sylvain Pellerin, Jean-François Odoux, Thomas Perrot, Marion Rabiet (copil), Tina Rambolinaza, Fabrice Requier, Frédéric Revers (copil), Mohamed Taabni, Denis Thiery, Aude Vialatte

1

Le socio-écosystème des plaines agricoles en région Nouvelle-Aquitaine

Les plaines agricoles maillent le territoire régional où les terres arables représentent la première occupation agricole du sol

L'agriculture est une activité majeure de Nouvelle-Aquitaine dont elle occupe 46% du territoire, soit 15% du territoire agricole métropolitain. Elle est particulièrement présente au nord, où elle couvre entre les deux tiers et les trois quarts de l'espace départemental (départements des Deux-Sèvres, Vienne et Charente-Maritime) alors que, plus au sud, la forêt représente la première occupation du sol, dans les Landes surtout (environ 60 % de l'espace) mais aussi en Gironde, en Corrèze et en Dordogne (45 % de l'espace). En Nouvelle-Aquitaine, les conditions pédo-climatiques variées génèrent une grande diversité et complémentarité de productions agricoles (**Figure 2.1**).

Cependant, les terres arables, c'est-à-dire les terres labourables propices à l'implantation de cultures annuelles en rotation dites « grandes cultures » comme les céréales, les oléo-protéagineux, les cultures industrielles, les cultures légumières et horticoles ainsi que les cultures fourragères (prairies temporaires hors surface toujours en herbe (STH) qui désignent les prairies permanentes), constituent 42% (auxquels il faut ajouter 23% de prairies temporaires) de la surface agricole utile (SAU; soit 2,6 Mha) régionale, souvent caractérisée par des paysages plats avec des parcelles de grande taille et une faible diversité d'habitats (**Figure 2.2**).

25% des exploitations recensées ont une orientation technico-économique (OTEX) « grandes cultures » et 15% d'entre-elles sont en polyculture-polyélevage (**DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2016**). La part des terres arables est prédominante dans les départements du nord-ouest de la région ainsi que dans les Landes (hors forêts) et le Lot-et-Garonne où elle représente plus des trois quarts de la SAU. Ainsi, dans les plaines des quatre départements du nord-ouest de la région et du Lot-et-Garonne, l'orientation des exploitations est assez fréquemment tournée vers les grandes cultures ou la polyculture-polyélevage (**pour plus d'information voir DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2016**).

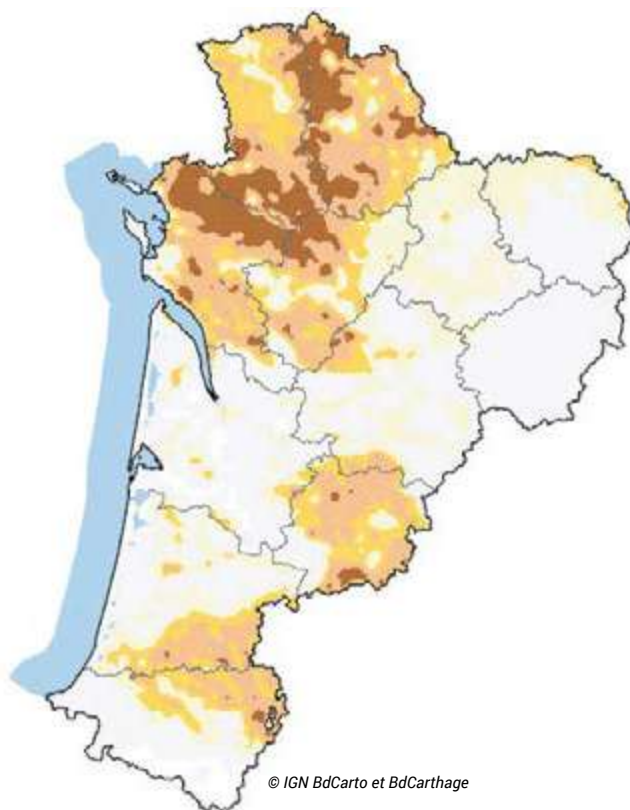
Surface en COP par km² de territoire

- Plus de 60 ha
- De 40 à moins de 60 ha
- De 25 à moins de 40 ha

- De 10 à moins de 25 ha
- Moins de 10 ha

FIGURE 2.1

L'utilisation agricole des sols en Région Nouvelle-Aquitaine. Hors littoral, 46% du territoire régional est occupé par la SAU des exploitations agricoles (source Agreste SAA 2018) et 67% de la surface agricole utile (SAU) est composée de terres arables et de prairies temporaires, c'est-à-dire de terres labourables propices à l'implantation de cultures annuelles en rotation comme les céréales, les oléo-protéagineux, les cultures industrielles, les cultures légumières et horticoles ainsi que les cultures fourragères hors surface toujours en herbe (prairies permanentes), à mettre en lien avec la qualité des sols (Atlas régional, 2016). Dans les Landes, la forêt (non représentée) occupe 60% du sol.



© IGN BdCarto et BdCarthage

Les céréales occupent 1,3 Mha soit un tiers de la SAU régionale pour une production qui avoisine les 9 Mt (DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2017). À l'échelle régionale, on distingue trois bassins de production de grandes cultures céréalières (hors productions légumières et polyculture-polyélevage; FranceAgriMer, 2018) avec dans les départements du nord-ouest, un assolement dominé par le blé tendre, le colza et le tournesol alors que le sud des Landes est dominé par la culture du maïs ainsi que dans le Lot-et-Garonne, dominé aussi par le blé. Le Limousin est un bassin de production de grandes cultures moins important et plus diversifié, et l'assolement agricole du littoral Landais aux sols sableux est consacré majoritairement aux productions légumières telles que les carottes et les asperges et au maïs grain et semence.

FIGURE
2.2

Paysage de plaine céréalière dans les Deux-Sèvres à la fin du printemps, représentant de grandes parcelles semées en céréales, du blé au premier plan. Cà et là, des éléments semi-naturels ont été conservés (haies arbustives et bosquets) particulièrement à l'abord des cours d'eau et des villages (en arrière-plan). Différentes espèces et communautés d'espèces habitent ce paysage. Au premier plan, un champ de blé cultivé en agriculture biologique (AB) est un habitat propice pour les espèces végétales messicoles comme le coquelicot, qui en période de floraison est une ressource essentielle pour les abeilles domestiques.



En grandes-cultures céréalières et oléo-protéagineuses, la région Nouvelle-Aquitaine est la première Région de production de tournesol et de maïs, culture qui domine la production régionale de céréales avec plus de 5Mt produites annuellement.

La valeur de la production de céréales et oléo-protéagineux représente environ 16% du total de la valeur de la production agricole régionale et se place en deuxième position derrière la production de vin avec un poids économique majeur pour sept des douze départements néo-aquitains que sont la Vienne, la Charente-Maritime, les Deux-Sèvres, les Landes, la Charente, le Lot-et-Garonne et les Pyrénées-Atlantiques. La région se place au premier rang de la collecte de tournesol (0.4 Mt en 2016; FranceAgriMer, 2017), mais les productions les plus importantes sont celles de blé tendre (3,2 Mt) et surtout de maïs grain (4,2Mt), et 17 700 hectares de maïs doux cultivés (données 2013). Si l'activité de grandes cultures est peu utilisatrice de main-d'œuvre (14% de la main d'œuvre pour 30% de la SA), elle génère une activité régionale de transformation agro-alimentaire conséquente qui emploie près de 500 salariés majoritairement dans des PME principalement localisées en Corrèze, Deux-Sèvres et Gironde, en particulier en meunerie avec 5 moulins en activité et

0.4 MT de farines produites et 83% de ces farines est destiné à la boulangerie et aux industries alimentaires. L'activité portuaire régionale est également favorisée par l'exportation de maïs grain vers l'Union Européenne principalement, et le blé vers l'Afrique du Nord (31% et 46% des expéditions respectivement; FranceAgriMer, 2017). Hormis la transformation de farines pour l'alimentation humaine, 3% de la transformation (correspondant à 1,4 Mt de céréales et oléo-protéagineux produits en 2016; FranceAgriMer, 2017) est destinée à la fabrication d'aliments pour le bétail. L'activité de polyculture-polyélevage participe également au paysage de plaine agricole de terres arables avec 45% de la SAU régionale consacrés aux cultures qui participent à l'autonomie fourragère des exploitations, avec en particulier la production de maïs fourrage et ensilage (4% des fourrages) et la culture de prairies temporaires, de luzerne par exemple, qui peuvent également être récoltés.

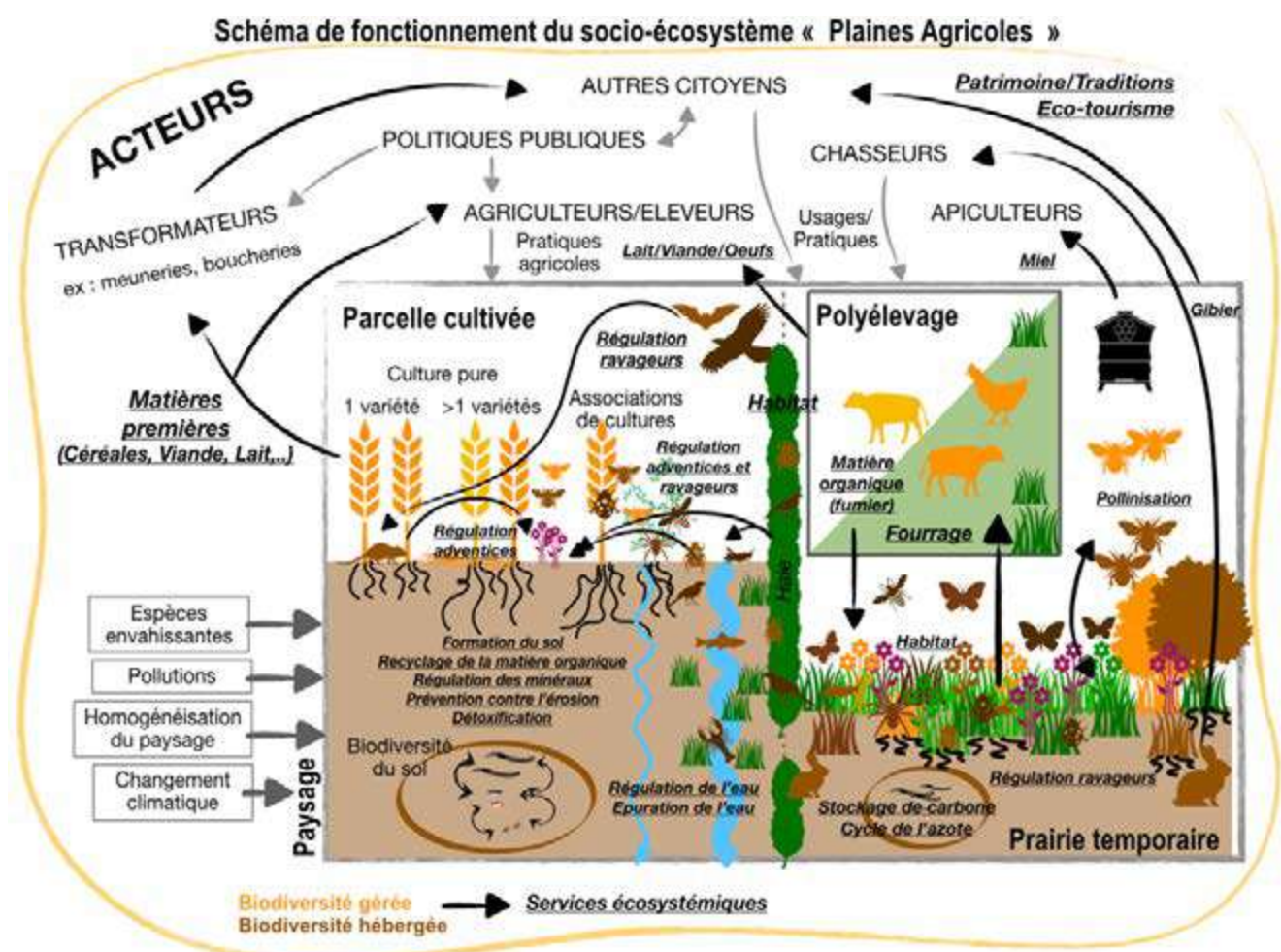
Le socio-écosystème de plaine agricole, un espace de production agricole et de biodiversité aux usages multiples

Le paysage des plaines agricoles est structuré par les activités de production de grandes cultures et de polyculture-polyélevage aux enjeux économiques majeurs pour le territoire. Cependant, le socio-écosystème de plaine agricole est le théâtre de nombreuses autres activités économiques et socio-culturelles au centre desquelles se place la biodiversité des plaines agricoles (Figure 2.3). Par exemple, la production de produits de la ruche en apiculture dépend des sources de pollen et de nectar disponibles pour le rucher constitué de colonies d'abeille domestique. D'autres espèces inféodées aux plaines agricoles, les oiseaux de plaine en particulier, comme l'outarde canepetière, l'alouette des champs ou l'œdicnème criard, ou qui y trouvent des ressources alimentaires comme le sanglier ou le chevreuil en lisière de bois, fournissent des services socio-culturels

à travers des activités sociales, de découverte naturaliste, de chasse ou encore de tourisme rural. Ces usages multiples et attentes diverses de la société mettent en jeu un ensemble complexe d'interactions entre biodiversité et société dans le fonctionnement des écosystèmes de plaine agricole. Le caractère hétérogène des attentes des acteurs des plaines agricoles peut être source de conflits entre les usages, chacun recherchant une fonction écosystémique ou un service éventuellement différent. Un exemple flagrant est celui qui peut exister entre usage naturaliste et usage agricole avec un déclin continu des populations françaises d'oiseaux des milieux agricoles observé (depuis le début environ 25 ans en France, Jiguet et al., 2012).

FIGURE 2.3

Représentation schématique simplifiée d'un socio-écosystème de plaine agricole en Nouvelle-Aquitaine où la biodiversité et la société sont en interaction à la fois à travers le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement de l'écosystème et de la provision de services écosystémiques et le rôle des acteurs du territoire qui influencent ce fonctionnement par l'exploitation agricole ou l'apiculture et les activités socio-culturelles auxquelles ils participent. En plaine agricole de Nouvelle-Aquitaine, on trouve une activité importante de chasse, de tourisme rural et également une activité naturaliste développée autour de l'observation d'espèces d'oiseaux protégées comme l'outarde canepetière ou l'œdicnème criard.



Parmi les causes multiples qui expliquent ce déclin, l'intensification de l'agriculture est avancée en premier parce qu'elle a entraîné une homogénéisation des paysages et une diminution des ressources alimentaires avec l'utilisation accrue des produits phytopharmaceutiques (Godfray et al., 2012; Tilman et al., 2002). Régionalement, les ventes de produits phytopharmaceutiques (QPC) ont progressé entre 2013 et 2014 de 9,6 % et les quantités de substances actives (QSA) vendues en Nouvelle-Aquitaine représentent plus de 1/5e des produits phytopharmaceutiques vendus en France avec 13 365 tonnes en 2014 (dont 13% en Agriculture Biologique) pour une SAU de 4,2 M d'ha soit 3,18 kg/ha. En territoire de grandes cultures et polyculture-polyélevage, les herbicides sont la catégorie de produits phytopharmaceutiques la plus utilisée, dans la Vienne et en Deux-Sèvres notamment (DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2017), non seulement en grandes cultures mais aussi, plus curieusement, dans les prairies temporaires fourragères (DRAAF Nouvelle-Aquitaine 2017), suivi des insecticides en zone de culture du maïs où la pyrale et la sésamie sont présentes (DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2017).

Les herbicides représentent un risque majeur de contamination aquatique étant donné leur solubilité en milieu aqueux et les conditions climatiques régionales qui favorisent leur diffusion. L'Atrazine, interdite en Europe depuis 2003, reste encore l'herbicide le plus fréquemment détecté dans les analyses d'eau. En région Nouvelle-Aquitaine, marquée par trois types de climat (océanique en zone littoral, océanique altéré et de montagne sur les contreforts des Pyrénées et du Massif Central), le climat océanique domine et apporte une pluviométrie assez importante et favorise la pollution diffuse, source de contamination des eaux continentales. Cours d'eau, eaux souterraines et zones littorales. Les bassins les plus touchés (Adour, Garonne, et plus globalement l'ex Poitou-Charentes) correspondent aux zones de grandes cultures (céréales à

paille et maïs) qui sont impactés par la présence et le dépassement de la limite du bon état chimique de 0,1 µg/l par molécule (DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2017). Le bon état chimique des eaux douces est un enjeu territorial qui reflète ses multiples usages, de la fourniture d'une eau potable aux habitants, à la disponibilité d'habitats aquatiques compatibles avec le fonctionnement des écosystèmes et à la présence d'espèces remarquables comme l'écrevisse à patte blanche ou les poissons migrateurs tels que la truite et le saumon atlantique et les activités de pêche récréative. Outre la qualité de l'eau, la quantité d'eau douce disponible peut également être source de conflit entre les usages. L'accès à la ressource en eau est contrasté régionalement avec des mesures d'irrigation particulières pour l'agriculture, notamment pour le maïs, principale culture irriguée (50% des surfaces irrigables dans les Landes et 30% en Lot et Garonne mais quasi-nul en Corrèze, Creuse et Haute-Vienne, voir DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2016). Cet usage de l'eau entre en conflit avec d'autres besoins en eau pour le fonctionnement des écosystèmes, tout particulièrement dans les départements où l'accès à la ressource en eau est limité.

Qu'il s'inscrive dans une logique de filière, de secteur ou de territoire, l'enjeu du socio-écosystème de plaine agricole est donc de concilier les différents usages en lien avec la préservation de la biodiversité dont ils dépendent. Un enjeu qui justifie la démarche de synthèse des connaissances scientifiques sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement du socio-écosystème de plaine agricole dans laquelle s'inscrit **Ecobiose**.



Colza ©Vincent Bretagnolle

2

La recherche régionale sur la biodiversité en plaine agricole, Région Nouvelle-Aquitaine

La synthèse bibliographique réalisée ([voir méthodes dans l'introduction du rapport](#)) résumant les connaissances scientifiques régionales sur les relations biodiversité, fonctionnement et fourniture de services écosystémiques en socio-écosystème de plaine agricole nous a amené à retenir **232 références bibliographiques** (Figure 2.4) exclusivement régionales, parmi lesquelles figurent des recherches observationnelles et expérimentales réalisées dans le cadre d'infrastructures de recherche régionales dédiées ([Encadré 2](#)).

420 RÉFÉRENCES AU TOTAL, DONT :



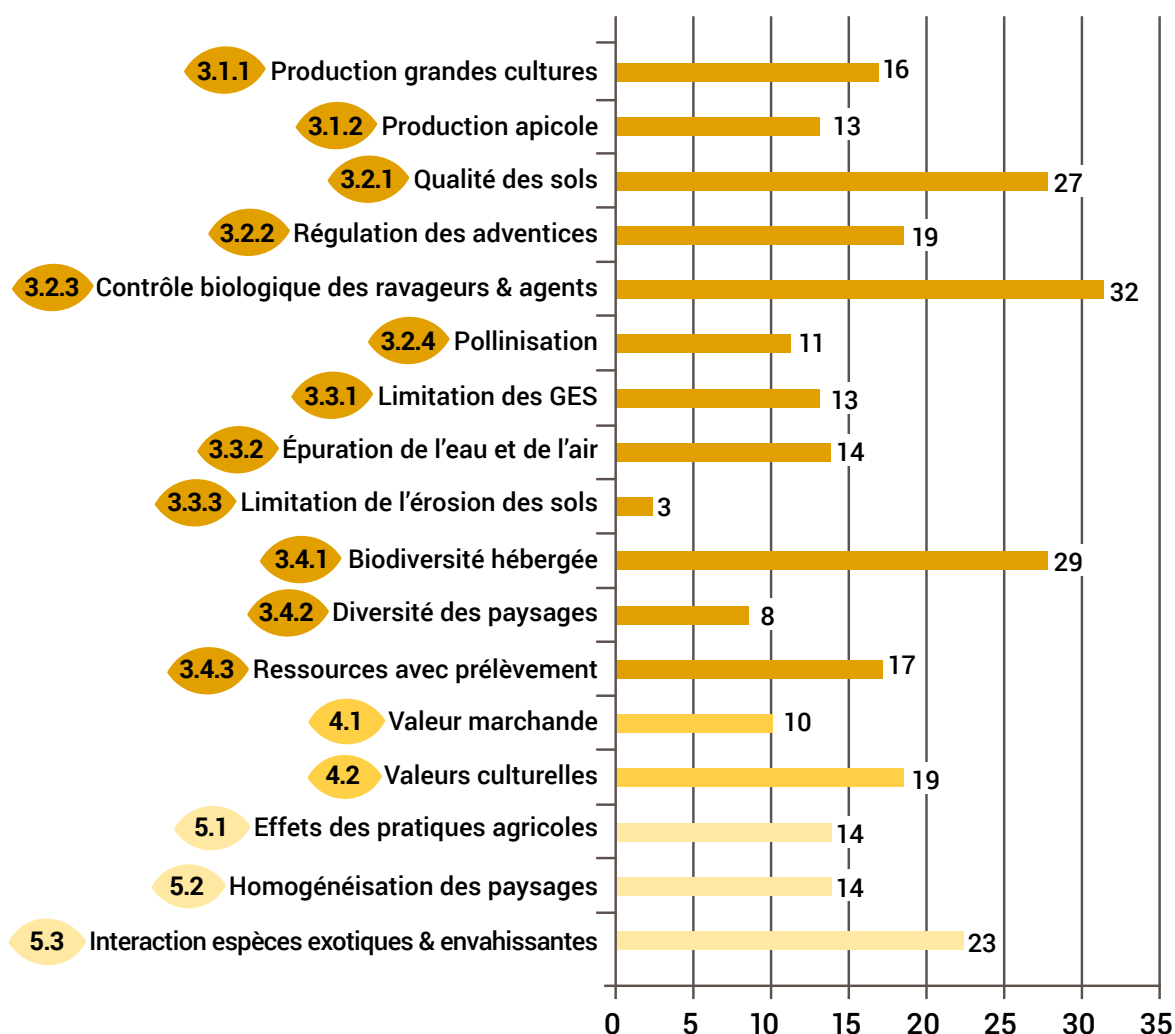
232 références « régionales »



188 références « internationales »

FIGURE 2.4

Répartition des références régionales par sous-section du chapitre



ENCADRÉ 2

Des infrastructures dédiées aux recherches sur les liens entre biodiversité et pratiques agricoles en grandes cultures et polyculture-polyélevage en Nouvelle-Aquitaine

Zone-Atelier Plaine & Val de Sèvre ZA PVS (CEBC CNRS & Université de La Rochelle ; INRA)

La Zone Atelier « Plaine & Val de Sèvre » (ZA PVS) est un dispositif de recherche action visant à comprendre le fonctionnement du socio-écosystème agricole afin de proposer un nouveau modèle agricole basée sur le principe de l'agroécologie sensu lato (Bretagnolle et al., 2018b;c). Ce dispositif est une plaine céréalière au sud de Niort (Deux-Sèvres) qui s'étend sur 450km² comprenant environ 430 exploitations agricoles, 13000 parcelles agricoles, dont l'occupation des sols exhaustive a été inventoriée depuis 1994. La moitié de sa superficie est classée comme site Natura 2000, désigné pour la biodiversité remarquable des espèces de la Directive Oiseaux, notamment l'œdicnème criard, l'outarde canepetière et le busard des roseaux. La ZA PVS est un observatoire de la biodiversité, des pratiques agricoles et des effets de ces dernières sur la biodiversité et les fonctions associées. L'essentiel du réseau trophique est suivi chaque année, à l'aide de dispositifs d'échantillonnage spatialement explicites : plantes (adventices, messicoles), insectes (carabes, orthoptères, abeilles, pucerons), micromammifères, oiseaux (passereaux et espèces patrimoniales) et différents fonctions/services écosystémiques y sont également mesurés (pollinisation, prédation des graines, prédation des pucerons, conservation des oiseaux, plantes et insectes patrimoniaux). La ZA PVS engage une collaboration entre les acteurs de la recherche, les agriculteurs en grandes cultures ou polyculture-polyélevage et les apiculteurs ainsi que l'ensemble des habitants de ce territoire via une démarche de sciences citoyennes réfléchissant au rôle de la biodiversité dans l'expression et le maintien de certains services écosystémiques, et à l'importance des liens de solidarité pour favoriser une alimentation locale. (Figure 2.5, d'après Bretagnolle et al., 2018c).

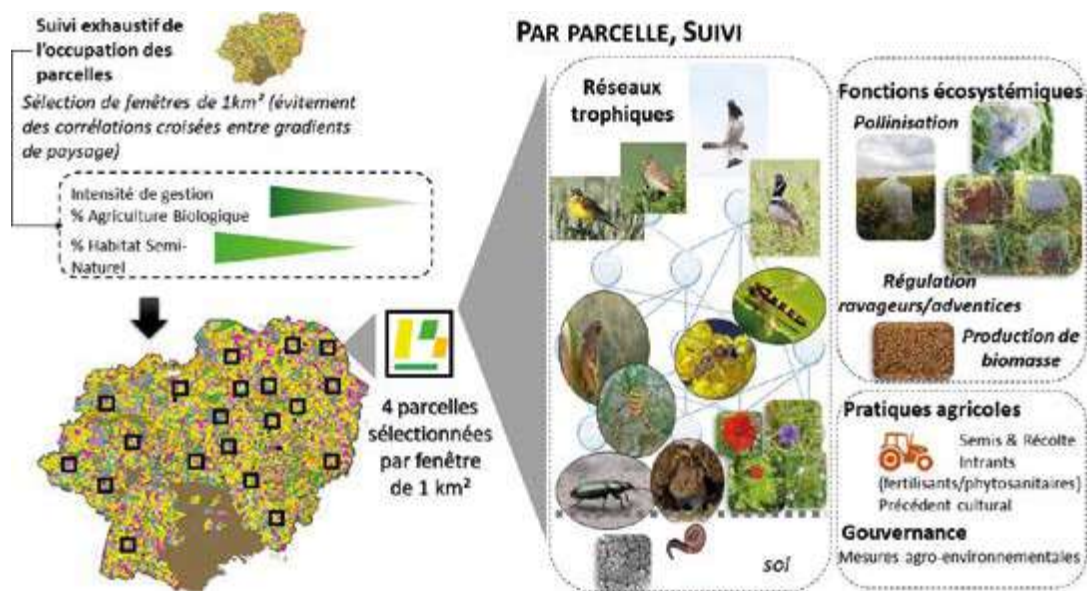


FIGURE 2.5

Stratégie de suivi de la biodiversité en ZA PVS depuis 2013 (d'après Bretagnolle et al. 2018a).

Dispositif ECOBEE (INRA Le Magneraud, CEBC CNRS & Université de La Rochelle)

L'abeille domestique est un indicateur des services écosystémiques rendus à un territoire. ECOBEE est un outil original pour mener des expérimentations en plaine céréalière sur les interactions entre les caractéristiques des colonies, celles des paysages et les contraintes environnementales. Créé en 2008, ECOBEE permet de suivre l'évolution des colonies dans une zone de grande culture au cours d'une saison ou sur plusieurs années, de faciliter des actions de recherche ponctuelles pour tester des hypothèses spécifiques et des questions d'actualité, d'apporter des outils pour évaluer les effets de la politique agricole sur les insectes pollinisateurs. ECOBEE est déployé sur la ZA PVS, avec 10 ruchers de 5 colonies d'abeille domestique conduit par l'UE Apis (*INRA Le Magneraud*). Chaque année, les dix ruchers sont placés d'avril à octobre dans des paysages contrastés de la ZA PVS. Les cinq ruches de chaque rucher sont placées dans un cercle de 250m de rayon, et des paramètres de suivi des colonies et de récolte de pollen sont réalisés sur la saison. Le pollen ramené par les butineuses est analysé au laboratoire de palynologie (*UE Apis INRA Le Magneraud*) pour caractériser les ressources florales des abeilles (*Odoux et al., 2014*).

Dispositif ORE (INRA Lusignan)

Le dispositif observatoire expérimental de l'INRA Lusignan, inscrit dans le cadre des dispositifs long terme labellisés par le Ministère de la Recherche (SOERE ACBB : Agroécosystèmes, Cycles Biogéochimiques et Biodiversité), a pour objectif l'étude des cycles biogéochimiques, du stockage de la matière organique, des émissions de gaz à effet de serre et du lessivage d'éléments sous cultures. Il étudie également leurs conséquences sur la qualité des eaux et la biodiversité, en fonction de diverses pratiques de gestion agricole : rotations prairies-cultures faisant varier expérimentalement la durée de la phase prairie dans les rotations, les modalités de gestion des prairies (fertilisation, fauche ou pâturage) et la diversité végétale (graminées et/ou légumineuses). Ce dispositif a été mis en place et est étudié depuis 2005. Il est ouvert aux communautés scientifiques régionales, nationales et internationales.

Dispositif OasYs (INRA Lusignan)

Le dispositif OasYs de l'INRA de Lusignan, a pour objectif de concevoir et d'évaluer un système de production laitière adapté au contexte de ressource en eau limitée et aux contraintes et aléas climatiques croissants qui caractérisent une partie de la Région Nouvelle-Aquitaine, tout en contribuant à une agriculture durable. La démarche expérimentale repose sur une approche agroécologique globale à l'échelle de l'exploitation agricole, basée sur le principe de diversification des espèces et des pratiques afin de favoriser la biodiversité et de valoriser au mieux les ressources naturelles. Les leviers mis en œuvre incluent notamment : a) la diversification des ressources fourragères et des rotations (prairies multi-espèces, cultures résistantes à la sécheresse (ex: sorgho); b) le développement du pâturage et des légumineuses annuelles et pérennes; c) la mise en place d'une agroforesterie d'élevage, source de diversification fourragère, de meilleure valorisation des ressources du milieu, et de protection des animaux; d) la diversification des vaches laitières (croisées trois voies Holstein x Jersiaise x Rouge Scandinave) et de la stratégie de leur reproduction et de leur carrière.

Dispositif PatuCHEV (INRA Lusignan)

Dans l'optique d'une amélioration de l'autonomie et de la durabilité des systèmes agricoles, l'herbe semble être la ressource fourragère la plus naturellement adaptable aux différentes conditions pédoclimatiques françaises et permet d'améliorer l'autonomie alimentaire grâce à son équilibre en énergie et protéines (*Agabriel, 2010*). Pour répondre à l'enjeu de durabilité de la filière caprine, l'INRA a donc créé en 2013 le dispositif PatuCHEV (*INRA Lusignan*) pour comprendre les mécanismes et interactions entre choix techniques de systèmes caprins laitiers valorisant l'herbe sous forme pâturée ou conservée (*Caillat et al., 2013*). Un suivi sur le long terme est réalisé sur trois types de conduites d'élevage caractérisées par la période de reproduction et la conduite alimentaire, en appliquant les principes de l'agroécologie (*Caillat et al., 2016*). Chacun de ces trois systèmes indépendants est constitué d'un troupeau de 60 chèvres de race alpine et de 10 hectares de parcelles cultivées. Les trois systèmes sont évalués sur trois composantes de durabilité pendant plusieurs années. Les indicateurs mobilisés concernent les lactations, la carrière des chèvres et les rotations culturales. Sont mesurés en routine, des composantes zootechniques (production laitière, reproduction, note d'état corporel et sanitaire), agronomiques (production des prairies et des cultures, volumes d'effluents, flux et bilans élémentaires, itinéraires techniques), environnementales (consommation d'énergie, biodiversité, émissions de GES), économiques (matière brute produite à l'hectare, marge brute), sociales (charge de travail, bien-être animal, qualité des produits).

3

Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des agroécosystèmes de grandes cultures

Dans les agroécosystèmes de plaine dominée par des terres arables propices aux grandes cultures annuelles céréalières et fourragères, les rôles de la biodiversité dans leur fonctionnement sont multiples.

En premier lieu la fonction majeure de ces agroécosystèmes est la production de matière végétale pour la fourniture de services dits « d'approvisionnement », pour l'alimentation humaine, l'alimentation des animaux d'élevage, ou pour utilisation sous forme de biomasse-énergie. La production alimentaire mondiale dépend de la biodiversité : 82% des calories de l'alimentation humaine sont fournies par des plantes terrestres et 16% par les animaux terrestres (60% des protéines provenant de plantes terrestres et 33% d'animaux terrestres (FAOSTAT, 2019). La biodiversité influence de façon directe et indirecte cette fonction de production. Directement d'abord, par la diversité des espèces ou des variétés cultivées qui agit comme support de production. Indirectement ensuite, par son rôle dans les fonctions intermédiaires engendrant ce que l'on appelle des fonctions écosystémiques supports car à la base du fonctionnement de l'écosystème. La biodiversité et les fonctions intermédiaires qu'elle permet, soutiennent la production par exemple via la pollinisation des cultures, le recyclage de la matière organique du sol, ou encore le contrôle des maladies et des ravageurs des cultures. La biodiversité à l'échelle des paysages peut par ailleurs contribuer elle aussi aux fonctions intermédiaires : en effet dans un paysage fortement uniformisé, caractéristique du milieu de grandes cultures conduites de façon intensive, les éléments semi-naturels (haies, prairies) sont essentiels en tant qu'habitat abritant une part importante de cette biodiversité dite fonctionnelle.

Les exemples de services considérés ci-dessus sont donc des services rendus aux agriculteurs, qu'ils soient directs ou indirects.

Par ailleurs en région Nouvelle-Aquitaine comme ailleurs, les agroécosystèmes sont par nature très anthropisés, engendrant des perturbations environnementales (intrants, travail du sol, simplification des paysages) non favorables à la biodiversité. Ceci impact la provision de services provenant de la biodiversité à la fois pour l'agriculture et plus généralement pour la société puisque la biodiversité contribue à la régulation du fonctionnement de ces écosystèmes, à travers des fonctions de régulation comme l'épuration de l'eau ou la prévention de l'érosion des sols. De plus, si la production des grandes cultures ou les systèmes de polyculture-polyélevage sont des activités économiques structurantes du socio-écosystème de plaine de grande culture, de nombreuses autres activités y contribuent, en particulier récréatives, comme la chasse ou l'écotourisme. Ces activités relèvent de la provision de services dits « socio-culturels » à laquelle la diversité des éléments du paysage ou des espèces qui l'habitent contribue largement.

Ces catégories de services qui dépassent la dimension de production de biens, sont des services rendus à la société dans son ensemble.

Ci-après, nous présentons un état des lieux des connaissances scientifiques régionales disponibles sur le rôle de la biodiversité dans la fourniture de services d'approvisionnement (production agricole et apicole), de services de régulation, et enfin de services socio-culturels.

3.1. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT DIRECT DE PRODUCTION AGRICOLE

3.1.1. Rôle de la biodiversité pour la production de céréales et de fourrage



Une longue controverse scientifique a concerné l'existence ou non d'une relation positive entre biodiversité et production de biomasse végétale (*Hector et al., 1999; Tilman et al., 2001*). Un consensus émerge aujourd'hui : la diversité végétale est un facteur favorable à la production agricole et/ou à sa stabilité face aux contraintes environnementales (variabilité climatique, pratiques agricoles), diversité végétale qui peut être déclinée à tous les niveaux (génétique, spécifique) et à plusieurs échelles temporelles (année culturale, rotation culturale) ou spatiale (parcelle, paysage). La diversité spécifique dans les prairies, mesurée par la richesse en espèces, permet une augmentation de la biomasse produite, et diminue la variabilité interannuelle de cette production de biomasse tout en améliorant les services écosystémiques fournis (*Cardinale et al., 2007; Hector et al., 2010; Gross et al., 2014; Isbell et al., 2017*). Mais cette relation dépend des écosystèmes : la biodiversité augmente avec la productivité dans les milieux pauvres car l'augmentation du nombre d'espèces permet une meilleure exploitation des ressources grâce aux complémentarités d'utilisation de ressources, tandis qu'elle décroît dans les milieux riches du fait de la compétition pour la lumière (*Fraser et al., 2015*). De plus la plupart des études sont issues d'analyses corrélatives conduites sur des pas de temps assez courts (<10 ans) dont l'interprétation fonctionnelle est difficile (*Silvertown et al., 2010*). La diversité dans les cultures peut être introduite à différents niveaux : plusieurs espèces cultivées dans une même parcelle, plusieurs varié-

tés d'une même espèce cultivée, ou des successions diversifiées dans le temps. Ainsi la présence de légumineuses dans les associations végétales (céréales-protéagineux) et dans les successions culturales, réduit le besoin en fertilisants azotés (*Suter et al., 2015*), et augmente la production en grandes cultures (par exemple les mélanges de blé et de pois : *Pelzer et al., 2012; Bedoussac et al., 2015; Cadoux et al., 2015*). L'association de deux cultures apporte des avantages basés sur les principes écologiques de la facilitation, de la complémentarité et de la compensation via un rendement plus élevé grâce à une utilisation plus efficace et complémentaire des ressources disponibles (*Gaba et al., 2015; Hauggaard-Nielsen et al., 2008; Vandermeer et al., 1998*). Par ailleurs les associations de cultures présentent une stabilité de rendement supérieure aux deux cultures prises séparément. Une méta-analyse mondiale vient de démontrer que les rotations culturales plus diversifiées augmentaient la stabilité de la production (*Renard & Tilman, 2019*). La diversité des génotypes (ou variétés) semées pour une même culture, pure ou en association, permet aussi d'augmenter encore la stabilité de la production et la résistance aux maladies dans les cultures en général (*Zhu et al., 2000*) et chez le blé en particulier (*Belhaj Fraj, 2003; Borg et al., 2018*). Favoriser la diversité des agroécosystèmes permet d'augmenter à la fois la résilience des exploitations au changement climatique et aux pressions environnementales, en améliorant leurs résultats économiques en stabilisant les rendements (*FAO, 2018*).



Des études menées sur ce thème à l'Unité de recherches Inra de Lusignan (Vienne) confirment ces effets de la diversité en milieux prairiaux, qu'elle soit génétique ou spécifique (*Litraco et al., 2016; Maamouri et al., 2017; Prieto et al., 2015*) (Figure 2.6). L'augmentation de la diversité spécifique améliore la production primaire (de **+10% à +81%** en fonction des zones d'études et de la sécheresse) et tend à limiter la variabilité interannuelle des fourrages en prairies semées pour des qualités de fourrages similaires, en particulier dans le cas d'associations multi-espèces avec des légumineuses (*Protin et al., 2014; Durand et al., 2016*). La diversité génétique des espèces (graminées et légumineuses) utilisées en mélanges dans les prairies temporaires joue en effet un rôle clé dans les processus de sélection qui sont à la base des effets bénéfiques de la diversité spécifique (*Prieto*

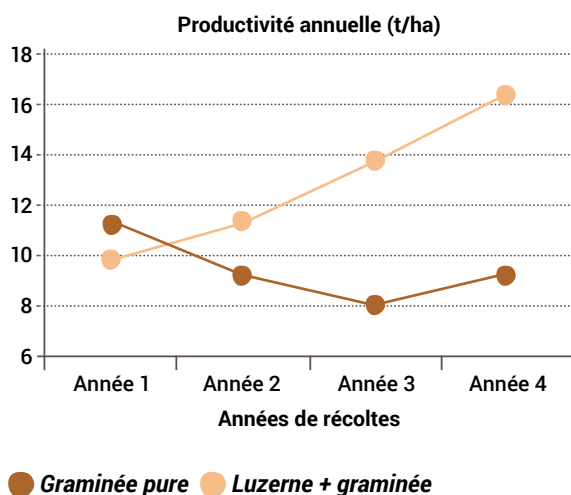
et al., 2015; Meilhac et al., 2019). Un effet conjoint de la diversité spécifique et de la diversité génétique d'une espèce de légumineuse, la luzerne, cultivée en association avec une graminée, a été démontré sur la valeur nutritive des prairies graminées/légumineuses (*Maamouri et al., 2017*). D'autres expérimentations en plein champs (micro-parcelles) ont montré une relation positive entre diversité variétale (comparaison mono-variété et mélange de 2-3 variétés de ray-grass anglais) et qualité de la production, notamment dans le cadre d'une variété précoce associée à une variété tardive (*Surault et al., 2010*). La production est généralement similaire entre la mono-variété et le mélange variétal, avec des variations en fonction de la précocité des variétés utilisées (*Surault et al., 2010*). En prairies temporaires cependant, on constate une diminution de la diversité spécifique avec l'âge de la



parcelle (Surault et al., 2008). Le choix des espèces aurait ainsi un impact plus fort sur la production que le nombre d'espèces (Surault et al., 2008; Protin et al., 2014).

FIGURE 2.6

Effet du mélange graminée-luzerne sur la productivité annuelle (tonnes de matière sèche par hectare) comparativement à la graminée seule. D'après Litrico et al. (2016). Using mixed-forage grasslands to deal with climate change : opportunities and challenges, Fourrage, 225 : 11-20.



La diversité en légumineuses joue un rôle clé dans les mélanges prairiaux sur la production primaire (Pelletier et al., 2016). En mélanges prairiaux graminées-légumineuses, des différences existent entre luzerne et trèfle blanc dans la production de biomasse, la fixation et le transfert de l'azote. La luzerne a un plus haut potentiel de production et de fixation de l'azote de l'air (N₂), mais transfère l'azote fixé aux graminées compagnes beaucoup plus lentement que le trèfle (Louarn et al., 2015). Des situations de compétition et de transfert de l'azote ont été décrites à court terme (Cruz & Lemaire, 1986), mais ces transferts entre espèces restent marginaux durant la phase de végétation. Mais sur le long terme, les recyclages de l'azote fixé par les légumineuses directement à travers les matières organiques du sol (chute des feuilles et mort des racines) et indirectement à travers les animaux consommateurs des fourrages produits restent un facteur important du maintien de la productivité des systèmes incluant des légumineuses. La comparaison de prairies monospécifiques et de prairies plurispécifiques incluant de la luzerne (qui fixe l'azote de l'air) par rapport à un ajout d'azote minéral, montre des rendements plus importants en présence de luzerne sur 4 années de suivi, avec des changements dans la composition en azote et phosphore du sol suggérant un lien implicite avec la rhizosphère (Crème et al., 2016). Enfin, la diversité génétique des espèces composant la prairie influence l'abondance des espèces dans la prairie (Meilhac et al., 2019), ce qui constitue un élément majeur pour la qualité nutritive d'une part et les services écosystémiques fournis par les prairies temporaires en raison de leur dépendance à la composition spécifique des prairies.

Pour ce qui est des grandes cultures, les études sont beaucoup plus rares en Nouvelle-Aquitaine. Le projet APACH a montré que l'association 'féverole-blé' avait généralement un rendement similaire ou plus élevé se traduisant par une plus grande quantité de grains de féverole, une plus grande masse et un taux de protéines plus élevés des grains de blé produits qu'en culture seule pour une même année (CIVAM Poitou-Charentes, 2018). Les essais d'associations colza-sarrasin et colza-lentille-fenugrec ont montré des rendements similaires à la culture de colza pure (CIVAM Poitou-Charentes, 2018). Des études enfin ont été conduites sur les mélanges 'céréale-pois', et suggèrent une amélioration des performances (Barillot et al., 2014), particulièrement dans un contexte de faible disponibilité ou d'apport extérieur d'azote dans le sol (Bedoussac & Justes, 2010). Les mélanges d'espèces, notamment lorsqu'ils combinent des espèces ayant des dynamiques de croissance contrastées, permettent de mieux contrôler les espèces adventices. Par exemple, alors qu'une culture de luzerne pure requiert souvent un désherbage chimique à l'implantation, une culture associant luzerne et graminée est peu affectée par les adventices, en l'absence de traitement herbicide (Protin et al., 2014). Enfin, des travaux sur le blé, réalisés dans la bassin parisien, et en régions Centre, Bretagne et Occitanie indiquent également que la diversité génétique (mélange de variétés de blé) pourrait augmenter la production, la résistance aux pathogènes ou les deux, réduisant ainsi le recours aux fongicides (Litrico & Violle, 2015; Barot et al., 2017).



Épis de blé ©Vincent Bretagnolle

En ce qui concerne l'élevage pour terminer, aucune étude menée en Nouvelle-Aquitaine ne s'est intéressée au rôle de la diversité floristique des prairies sur la qualité des produits en polyculture-polyélevage en plaine agricole. Que ce soit sur la qualité du lait ou la qualité gustative des fromages, ni sur les qualités des viandes, qu'il s'agisse de ruminants (bovins, caprins, ovins) ou de lagomorphes (lapins) qui digèrent la cellulose grâce à des adaptations anatomiques, ou de poulets ni sur la qualité des œufs des poules pondeuses. De telles informations existent cependant en systèmes pastoraux (prairies permanentes) de Montagne (voir par exemple Frélin et al., 2017) ou dans des expérimentations tests en cours (Unité INRA Ferlus à Lusignan). Ces résultats suggèrent qu'un lien positif entre diversité floristique et qualité des produits en polyculture-polyélevage est probable en région Nouvelle-Aquitaine. Aucune étude n'a porté non plus sur la diversité des espèces élevées, et ses effets sur la productivité des élevages.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Augmenter la diversité végétale dans les plaines agricoles régionales (cultures céréalières et fourragères en rotation annuelle) permet d'améliorer la production (rendement) et de réduire ses fluctuations face aux contraintes de l'environnement (climat, pathogènes). Cette diversité permet également de limiter le recours aux intrants chimiques, que ce soit l'utilisation d'engrais azotés de synthèse par l'utilisation des légumineuses sous forme de plusieurs types d'association, ou celle des fongicides par le mélange d'espèces ou de variétés. Par ailleurs, diversité spécifique et génétique ont des impacts positifs complémentaires, l'une assurant une bonne production associée à une bonne qualité, l'autre garantissant la stabilité de production et le maintien des espèces, de ce fait contribuant à la durabilité de la production alimentaire.

[Fait établi] en prairies temporaires: **[Etudes empiriques]** (>10 études) ; **[Expérimentations]**

[Tendance] en cultures céréalières: **[Etudes empiriques]** (< 5 études)

[Projection] en productions animales

3.1.2. Rôle de la biodiversité floristique en production agricole



Les produits issus de l'apiculture à forte valeur ajoutée, comme le miel, pollen, ou la gelée royale sont tous directement dérivés de la collecte de nectar et de pollen par les colonies d'abeilles mellifères (*Apis mellifera*). En plaine agricole, les abeilles mellifères collectent les ressources florales disponibles dans un rayon de 1,5 km autour de leur colonie et jusqu'à 6 km (Steffan-Dewenter & Kuhn, 2003; Beekman & Ratnieks, 2000). Cependant, ces paysages fortement modifiés présentent des dynamiques spatiales et temporelles de ressources florales affectant les distances de vol (Couvillon et al., 2014; Danner et al., 2016) et la diversité florale récoltée (Smart et al., 2016a). Les ressources florales collectées proviennent de plantes cultivées (cultures) et de plantes spontanément présentes dans les habitats semi-naturels ou dans les cultures, telles que les plantes adventices (Smart et al., 2016a; Danner et al., 2017). Alors que la productivité des colonies d'abeilles (production de miel) est fortement dépendante de la présence de cultures nectarifères (Smart et al., 2016a), la santé et la survie des colonies sont dépendantes de la diversité florale disponible (revue dans Wright et al.,

2017). En effet, plusieurs études mettent en évidence des effets bénéfiques de la présence de diversité florale récoltée sur la santé des abeilles, par exemple à l'échelle individuelle sur le développement des larves (Filipiak et al., 2017), sur l'immunocompétence des adultes (Alaux et al., 2010; Smart et al., 2016b), mais également à l'échelle de la colonie sur la survie hivernale (Smart et al., 2016b; Otto et al., 2016; Alaux et al., 2017). Les paysages limitant la disponibilité de ressources florales diverses engendrent des périodes de ressources limitantes forçant les apiculteurs à fournir un apport complémentaire à base de sirop sucré ou à pratiquer la transhumance des ruchers vers d'autres régions (Simone-Finstrom et al., 2016). Cependant, ces techniques apicoles s'avèrent peu efficaces pour limiter les pertes de production et de survie des colonies d'abeilles mellifères (Simone-Finstrom et al., 2016). Les paysages mixtes, couplant cultures céréalières et présence d'habitats semi-naturels à proximité des ruches, permettent de réduire les distances de butinage et d'améliorer ainsi la performance des colonies d'abeilles (Danner et al., 2016).

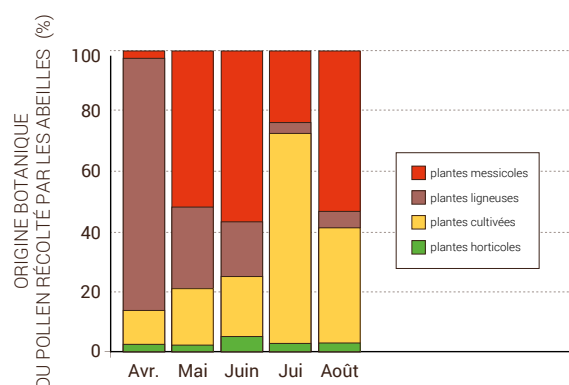


Des recherches menées en Nouvelle-Aquitaine sur le dispositif ECOBEE dans le sud des Deux-Sèvres (voir encadré 2) montrent qu'en plaine agricole dominée par les grandes cultures céréalières, la pénurie de ressources florales diversifiées, quantitativement et qualitativement adaptées aux besoins alimentaires des abeilles domestiques, a un impact négatif sur la santé des colonies (Di Pasquale et al., 2016; Requier et al., 2017). Quand le colza et le tournesol sont cultivés, la quantité de miel produite est dépendante de ces cultures qui, pendant leurs périodes de floraison respectives (début du printemps et début de l'été), mettent à disposition des quantités très importantes de fleurs nectarifères (Odoux et al., 2014; Requier et al., 2015) et sont préférentiellement butinées par *A. mellifera* (Odoux et al., 2012; Rollin et al., 2013). Mais entre les floraisons de ces cultures, une période de disette alimentaire apparaît (Odoux et al., 2014; Requier et al., 2017) à cause d'un manque de ressources florales, entraînant une chute dans la récolte de pollen, une réduction de reproduction (couvain) et une survie hivernale des ruches réduite de 30% suite à une diminution de réserves hivernales et une sensibilité accrue au Varroa, un acarien parasite des ruchers (Requier et al., 2017). Les plantes messicoles, telles que le coquelicot *Papaver sp.*, peuvent constituer jusqu'à 40% des ressources polliniques pendant cette période critique, et constituent un déterminant principal de la survie des colonies (Bretagnolle & Gaba, 2015; Requier et al., 2015) (Figure 2.7). Par ailleurs, les plantes herbacées des prairies, et les arbres des bosquets constituent une source non négligeable de pollen (respectivement 4% et 32% de la collecte, (Odoux et al., 2012; Requier et al., 2015). De façon générale, la proximité des surfaces boisées a un effet bénéfique sur les populations d'abeilles adultes à la fin du printemps (Odoux et al., 2014; Rhoné, 2018). Il est probable que le phénomène de pénurie alimentaire soit accru dans les zones où la culture du maïs est prédominante, car le pollen de maïs a une faible valeur nutritionnelle (Requier et al., 2015). L'interaction possible entre disette alimentaire, risque de mortalité accrue en raison des pesticides et présence du Varroa est en cours de modélisation (Henry et al., 2017). Di Pasquale et al. (2016) ont montré qu'en période de floraison de masse du maïs, fin juillet, le mélange pollinique récolté était de mauvaise qualité nutritionnelle ce qui se traduisait par un impact négatif sur la survie et l'état physiologique du couvain. Le rôle positif de la biodiversité florale sur la qualité nutritionnelle du mélange pollinique est confirmé sur d'autres espèces : chez des bourdons terrestres (*Bombus terrestris*) en élevage, des mélanges polliniques dominés par des arbres et arbustes ont une qualité nutritionnelle du près du double de celui composé majoritairement de pollen de tournesol, maïs et graminées (Tasei & Aupinel, 2008a). En comparaison avec des contrôles composés de pollen non mélangé de six espèces, la performance globale d'un mélange composé de pollen de tournesol, châtaignier, coquelicot, et ronce, notamment en termes de survie et de croissance des larves, augmente de moitié avec le nombre de larves vivantes/micro-colonie (Tasei & Aupinel, 2008b). Enfin une étude récente (Wintermantel et al., 2019) montre que des ruchers entourés de parcelles cultivées en agriculture biologique produisent plus de miel au printemps (miellée de colza; +20% en moyenne) que des ruchers entourés de

parcelles cultivées exclusivement en agriculture conventionnelle, et que cet effet est dû à la fois à la présence de fleurs sauvages (espèces adventices) et à la réduction de l'usage de pesticides. Un effet est également détecté sur la reproduction (surface du couvain) et la survie des adultes (butineuses).

FIGURE 2.7

Origine botanique du pollen récolté par les abeilles autour de la période de floraison du colza et du tournesol (avril à août). En rouge : plantes messicoles dont le coquelicot. D'après Requier et al. (2015) Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds. Ecological Applications.



CE QU'IL FAUT RETENIR

La biodiversité floristique a un effet positif sur la santé et la survie des populations d'abeilles mellifères. La récolte de nectar et de pollen par les abeilles dépend à la fois de la présence de plantes messicoles, de plantes adventices des milieux cultivés, et de la présence d'éléments semi-naturels, qui améliorent la résistance des colonies face à la disette alimentaire et aux pathogènes. Des paysages hétérogènes comprenant des bosquets et friches associées et des systèmes de culture diversifiés favorisant la diversification des cultures céréalières et fourragères sont favorables à l'apiculture. La présence de fleurs sauvages (adventices des cultures, et flore prairiale) dans ces paysages est également critique pour la santé et la survie des populations d'abeilles mellifères.

[Fait établi]: [Etudes empiriques] (>10 études); [Expérimentations]

3.2. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION

3.2.1. Biodiversité, qualité des sols et recyclage de la matière organique



La qualité des sols est un élément déterminant de la productivité agricole et de sa durabilité (Rabot et al., 2018; Faber & van Wensem, 2012). Le couplage entre les cycles de C, N, P et des autres éléments par l'autotrophie des plantes synthétisant la matière organique et l'hétérotrophie des microbes du sol minéralisant ces éléments et les réutilisant pour leur propre croissance est à la base de la productivité primaire des écosystèmes. En réalité ces successions de couplage et découplage permettent aux éléments de circuler à travers l'écosystème en étant disponibles successivement pour les différents organismes (Soussana & Lemaire, 2014). La biodiversité végétale ainsi que la biodiversité de toute la chaîne trophique des décomposeurs sont donc un point capital pour assurer un recyclage optimum des éléments nutritifs grâce à des cycles et plus conservatifs possibles qui limitent les pertes et émissions d'éléments dans l'environnement. En dehors du travail agricole des sols, l'activité biologique des sols est le paramètre principal qui régit leur structure (Rutgers et al., 2012) et donc leur qualité, sans oublier le rôle des plantes (Martins & Angers 2015). En milieu tempéré, structure et porosité sont améliorées par la présence et l'abondance des vers de terre qui creusent des galeries consolidées par leur mucus et excrètent de la matière organique et minérale, formant des agrégats plus ou moins stables (Shipitalo & Le Bayon 2004; Blouin et al., 2013). C'est la présence de micro-organismes, mais aussi de la micro-

faune (1-100 µm), mésofaune (0,1-2 mm) et macrofaune (>2mm) d'invertébrés du sol (Jeffery et al., 2010; Paoletti & Hassall, 1999) qui stockent et stabilisent la matière organique des sols, déterminant au moins en partie cette quantité à l'échelle nationale (Meersmans et al., 2012). Les vers de terre participent aussi directement à la formation des sols via l'accumulation de turricules dans les horizons supérieurs (+0.4 cm/an basé sur 13 études; Blouin et al., 2013). L'activité des vers de terre est favorable au transfert et à l'accumulation de matière organique dans l'ensemble du profil de sol, et en milieu tempéré, améliore l'infiltration de l'eau dans le sol (Lamandé et al., 2003) réduisant le risque d'anoxie des cultures en période humide, ainsi que la capacité de rétention en eau du sol (Hudson, 1994; Minasny & McBratney, 2018) et donc la réserve en eau utile pour les cultures. Le taux de matière organique des horizons de surface et «la rugosité» des turricules de surface limitent l'érosion des sols (Franzluebbers & Gastal, 2019; Blouin et al., 2013), augmente leur stabilité structurale (et donc la résistance à la compaction et à la fermeture de la surface du sol), leur capacité de stockage en eau et leur capacité d'échange cationique (Blouin et al., 2013). Les vers de terre sont également largement impliqués dans les cycles de l'azote et du carbone, accélèrent la minéralisation de la matière organique (30-50 kg/ha/an, Lavelle et al., 2004) en particulier en présence d'engrais organique que de synthèse (Whalen & Parmelee, 2000) et produisent des



composés organiques utiles aux autres organismes du sol et aux plantes. Enfin, les vers de terre peuvent jouer un rôle dans la régulation du climat via les séquestrations et les émissions de carbone (mais leurs impacts varient avec les pratiques agricoles); et ils peuvent jouer un rôle dans la remédiation des sols aux pollutions. Le rôle crucial que jouent les microorganismes (10 grammes de sol peuvent contenir jusqu'à 10 milliards de micro-organismes) dans de nombreuses fonctions écosystémiques essentielles impliquées dans la fertilité des sols, et la qualité de l'eau et de l'environnement est aussi largement établi (Van der Heijden et al., 2008). L'importance de la diversité microbienne reste cependant controversée (Allison & Martiny, 2008) car la relation directe entre biodiversité micro-

bienne et fonctions reste à démontrer (Balvanera et al., 2006; Reed & Martiny, 2007). Cette question est critique lorsqu'on considère l'impact des changements climatiques (Ruess et al., 1999) et de gestion des terres (Tardy et al., 2015) sur la diversité microbienne dans le sol des écosystèmes. Au-delà de ces controverses, les micro-organismes sont aussi les acteurs majeurs des cycles du carbone et de l'azote, mais certains groupes peuvent aussi être des compétiteurs des plantes pour l'azote (par exemple, les bactéries dénitrifiantes qui consomment du nitrate) et être impliqués dans l'émission de puissants gaz à effet de serre (CO₂ et N₂O).



Les cloportes (isopodes terrestres) sont des décomposeurs clés qui jouent un rôle majeur dans le recyclage de la matière organique et la biodiversité microbienne du sol, comme le mettent en évidence des observations en Nouvelle-Aquitaine (Souty-Grosset et al., 2005; Bouchon et al., 2016; Dittmer et al., 2014, 2016), et sont de bons indicateurs de fonctions clés comme la provision de nutriments dans le sol. Dans les agroécosystèmes l'espèce de cloporte la plus représentée est *Armadillidium nasatum*. Des analyses réalisées en Poitou-Charentes soulignent l'importance des cloportes en tant qu'indicateurs potentiels de la fonction écosystémique soutenant la qualité des sols en agroécosystèmes céréaliers et fourragers (Dittmer et al., 2016; Souty-Grosset et al., 2005). En plus de leur propre arsenal enzymatique, ces détritivores utilisent, à la manière des ruminants ou des termites, les communautés microbiennes contenues dans leur tube digestif pour dégrader la biomasse végétale (Bouchon et al., 2016; Bredon et al., 2018; Bredon et al., 2019). Ces activités sont d'autant plus favorisées que le sol est recouvert de litière ou de mulch en grandes cultures. La présence de haies bocagères est également un bon déterminant de la diversité en cloportes, de même que l'est la présence de prairies permanentes (Souty-Grosset et al., 2005).

Les vers de terre sont aussi importants (Griffiths et al., 2016), et cette importance vaut aux lombrics la qualification d'ingénieurs des écosystèmes. Des expérimentations réalisées in situ ont cherché à quantifier les sucres totaux dans la matière organique de sols dans une prairie temporaire, dans laquelle l'activité de *Lumbricus centralis* a été suivie (Andriuzzi et al., 2016). La présence des vers (abondance et biomasse) a assuré la fragmentation et l'incorporation de la matière organique végétale dans le sol. Celle-ci a augmenté de 16% à proximité immédiate des galeries, et était associée à une augmentation de la teneur en carbone dans le sol. La matière organique était riche en sucres végétaux, indiquant une incorporation de matière fraîche plutôt que dégradée dans le sol. Enfin, Andriuzzi et al., (2016) ont montré que l'espèce de ver anécique

L. centralis avait un rôle plus important dans l'incorporation dans le sol de la matière organique végétale de surface qu'*Aporrectodea longa*, une autre espèce de ver anécique. Un effet positif de la présence de *L. centralis* a également été montré sur l'abondance des protistes (env. 40%; particulièrement du genre *Stenamoeba* sp) et des nématodes, une microfaune elle-même impliquée dans le recyclage de la matière organique via la prédation des micro-organismes (Andriuzzi et al., 2016). Par ailleurs, la diversité fonctionnelle des vers de terre est également liée à la capacité d'infiltration de l'eau, chaque espèce de vers de terre générant des macropores spécifiques, et la stabilité globale des sols pourrait augmenter de façon significative avec la biomasse de vers de terre (Anecique, Endogéique).



Vers de terre ©Shutterstock



Des études expérimentales ont montré que la communauté de vers de terre (espèces, groupes écologiques) était affectée par l'utilisation des terres et les pratiques de gestion avec une répartition des terres, une capacité d'infiltration de l'eau et une stabilité globale de la couche supérieure de sol significativement différente entre les traitements de gestion (plus élevée sous les prairies que sous les cultures, et plus élevée en travail du sol superficiel qu'en travail du sol conventionnel). Par ailleurs les systèmes de pores et les terriers reliés à la surface du sol contribuent le plus efficacement au taux d'infiltration de l'eau (sur le site de l'ORE de Lusignan, Pérès, en préparation), un résultat obtenu aussi sur le site de l'ORE d'Estrée-Mons (Hauts de France; *Coudrain et al., 2016; Sauvadet et al., 2016a,b*).

Le rôle des micro-organismes du sol dans la qualité des sols ou le recyclage de la matière organique a été relativement moins étudié en Nouvelle-Aquitaine. Une analyse mondiale expérimentale (avec des sachets de thé), incluant des sites de Nouvelle-Aquitaine (*Djukic et al., 2018*), montre que la vitesse de décomposition dépend avant tout de la qualité de la litière, indépendamment du climat, et même de l'usage des sols. Les structures de la communauté microbienne du sol sont liées à la quantité d'apport de litière fraîche (*Sanaullah et al., 2016*). Les pratiques agricoles ont ainsi un rôle sur cette communauté. Une étude réalisée sur des prairies montre que le travail du sol réalisé avant l'implantation d'une culture constitue une perturbation aux effets intenses et immédiats sur les communautés microbiennes impliquées dans différentes activités du cycle de l'azote (minéralisation, assimilation) alors que l'arrêt du travail du sol et l'installation d'une prairie n'a d'effet détectable qu'au bout de 3 ans (*Attard et al., 2001, 2016*). Par ailleurs, la présence de la luzerne dans une rotation céréalière induit des changements dans la composition en azote et en phosphore du sol, probablement liés à une modification des communautés de bactéries et champignons impliqués dans leur cycle (*Crème et al., 2016*). Dans le Châtelleraudais, en association de culture, la présence abondante de sources de carbone dans les sols étudiés a favorisé le développement de la relation symbiotique 'plante-champignon', et les analyses ont montré une régulation naturelle de la biomasse microbienne par les mycorhizes (*Projet APACH; CIVAM Poitou-Charentes, 2018*). Cependant, maximiser cette microflore n'est pas forcément simple : par exemple, une expérience in situ d'addition de litière enrichie en 13C a conduit à la convergence des communautés microbiennes de l'horizon de surface et des horizons profonds par la stimulation des populations copiotropes. Des travaux récents ont montré aussi que la gestion des prairies temporaires peut affecter les activités microbiennes, comme l'indiquent les polysaccharides contrastés et la composition de la lignine (*Crème et al., 2018*). De manière plus générale, l'introduction de la luzerne ou d'une prairie temporaire dans une rotation améliore la composition des sols à travers le rôle des micro-organismes, ce qui a des répercussions sur la séquestration de carbone et réduction de **lixiviation**

d'azote, mais aussi en apportant plus de matière organique (*Kunrath et al., 2015; Lemaire et al., 2015; Panettieri et al., 2017*). Les conditions environnementales sont aussi très importantes : des expériences ex situ sur des prairies montrent que la communauté microbienne de la rhizosphère est plus résiliente en conditions de stress hydrique (sécheresse) lorsque l'on a un mélange «graminée - légumineuse» que pour un couvert composé de graminées (*Sanaullah et al., 2011*).

Il existe enfin un lien entre activité biologique microbienne du sol et faune du sol. C'est vrai notamment au niveau des turricules des vers de terre, caractérisés par un mélange intime de matière organique et de phase solide du sol, que l'on peut considérer comme un hotspot d'activité microbienne. Les symbiotes des cloportes sont également des acteurs majeurs de la régulation des communautés bactériennes du sol (*Bredon et al., 2018, 2019; Dittmer & Bouchon, 2018; Dittmer et al., 2016*). Par leur activité détritrovoire, les cloportes consomment des biofilms bactériens et mycorhiziens (*Zimmer et al., 2003*). Ces communautés après passage dans leur tube digestif se retrouvent ensuite dans les fèces puis dans le sol, participant ainsi à la dynamique des communautés et leur évolution en impactant leur activité biologique (*Bredon et al., 2018, 2019; Dittmer & Bouchon, 2018; Dittmer et al., 2016*). Cloportes et vers de terre agissent donc en synergie (*Zimmer et al., 2005*).



Luzerne ©Shutterstock



Luzerne ©Shutterstock

CE QU'IL FAUT RETENIR

La qualité des sols, d'un point de vue agricole, dépend de sa teneur en matière organique et de ses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques, qui sont étroitement liées. L'ensemble du cortège des organismes du sol (invertébrés, nématodes, etc.), et plus particulièrement les vers de terre et les cloportes, sont au cœur des processus biogéochimiques liés au transfert, à la transformation, au stockage et à la fertilité dans le sol. Le maintien de leur diversité et de leur activité conditionne en particulier le maintien du taux de matière organique des sols, ce qui impacte la production végétale et sa durabilité à moyen et long terme. Bien que moins nombreuses, des études ont porté aussi sur les microorganismes du sol, soulignant leur rôle dans les processus de minéralisation de l'azote, de nitrification et de dénitrification permettant une meilleure disponibilité de l'azote pour la nutrition des cultures. Des études manquent encore sur les interactions entre ces organismes et d'autres organismes du compartiment «sol» non moins importants, tels que les collemboles ou les acariens.

[Fait Etabli] pour la macrofaune du sol : **[Etudes empiriques]** (>10 études); **[Expérimentations]**

[Présomption] pour les micro-organismes du sol: **[Etudes empiriques]** (~5 études); **[Expérimentations]**

3.2.2. Régulation biologique des plantes adventices



Les plantes messicoles et adventices, c'est à dire la flore spontanée des milieux agricoles, sont considérées comme l'un des facteurs majeurs de réduction des rendements (Oerke, 2006). Le désherbage chimique, c'est-à-dire l'application de produits herbicides, est le levier agronomique le plus répandu en agriculture conventionnelle pour réduire les adventices, du fait de sa simplicité d'application et de ses coûts réduits (Valantin-Morison et al., 2008). Plusieurs alternatives agronomiques basées sur des combinaisons de techniques, comme la protection intégrée des cultures (Lechenet et al., 2014), les plantes compagnes (Verret et al., 2017), l'agriculture de conservation des sols (Petit et al., 2017) ou des successions culturales plus variées (Bohan et al., 2011; Liebman & Dyck, 1993; Mahaut et al., 2019), ont ainsi été proposées. Les rotations entre cultures annuelles et prairies temporaires sont un moyen de réduire fortement la pression des adventices dans les cultures arables (Lemaire et al., 2014) du fait de la forte compétition pour la lumière au sein des prairies et des fauches ou défoliations répétées au pâturage qui limitent fortement la propagation par graines. Parallèlement, des leviers de gestion basés sur les fonctionnalités de la biodiversité ont été explorés pour réguler les espèces adventices en limitant le recours aux herbicides, en s'appuyant sur une régulation par compétition de la flore levée (Andrews et al., 2015) ou sur la régulation de la banque de graines par prédation des graines (Westerman et al., 2003; Petit et al., 2017). Les vers de terre contribuent également à la prédation de certaines

espèces de graines (Clause et al., 2017) ainsi qu'à leur enfouissement et leur conservation dans la banque de graines du sol puis à leur rejection en surface. Ceci contribue à l'expression d'une communauté végétale diversifiée mais potentiellement non-désirée (Forey et al., 2011). Leur impact sur la banque de graines et la fertilité du sol peut également contribuer à favoriser la propagation de plantes généralistes au détriment de plantes natives (Clause et al., 2015).



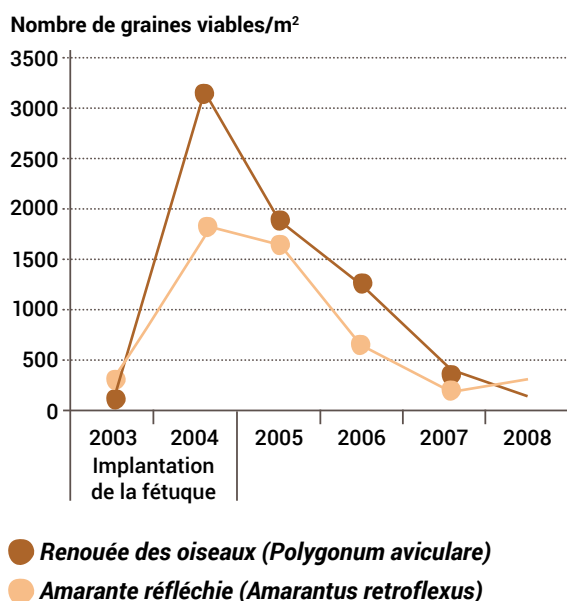
Bleuets ©Shutterstock



L'introduction de prairies temporaires, par exemple de fétuque élevée (Surault et al., 2012) ou de luzerne (Meiss et al., 2010a), dans les rotations culturales permet de réguler la flore adventice par différents processus dont la compétition (Meiss et al., 2010b). Dans le cas de couverts longue durée en fétuque, on constate une modification de la composition de la banque de graines du sol, impliquant notamment la réduction de l'abondance de certaines espèces adventices telles que la renouée des oiseaux (32% ; *Polygonum aviculare*) et l'amarante réfléchie (45% ; *Amaranthus retroflexus*) (Surault et al., 2012) (Figure 2.8), et l'augmentation du nombre de graines d'autres espèces tels que le pâturin annuel (*Poa annua*) ou le céraiste aggloméré (*Cerastium glomeratum*) qui ont un impact faible sur la production agricole. L'introduction de luzerne dans la succession culturale permet également de modifier la composition des communautés adventices en réduisant l'abondance des nombreuses espèces annuelles et d'espèces pérennes dont notamment le cirse des champs (*Cirsium arvense*) qui sont difficilement gérables en cultures annuelles (Meiss et al., 2010b). Les données acquises à l'ORE de Lusignan (voir encadré 2) confirment et approfondissent le rôle et l'intérêt des rotations prairie-cultures pour limiter la pression des adventices sur les cultures, et réduire ainsi le besoin en herbicides (données non encore publiées). Outre la compétition, la structure des couverts prairiaux permettrait de réguler la flore adventice par un mécanisme d'interception : la hauteur du couvert végétal en prairie diminuerait la probabilité qu'une graine adventice atteigne le sol et entre dans la banque de graines (Doisy et al., 2014). Les associations de cultures telles que 'blé-féverole' et 'colza-sarrasin' ou 'colza-lentilles-fenugrec' peuvent également limiter le développement des plantes adventices en comparaison de cultures pures (Projet APACH; CIVAM Poitou-Charentes, 2018).

FIGURE 2.8

Effet de l'implantation de la fétuque sur deux espèces d'adventices.
D'après Surault et al. (2012) «Évolution du stock semencier d'un sol sous un couvert de fétuque élevée», Fourrages, (210), pp. 167-175.



La régulation biologique des adventices peut aussi être exercée par les organismes consommateurs de graines tels que certaines espèces d'oiseaux comme l'alouette des champs (Eraud et al., 2015; Gaba et al., 2014) ou des insectes granivores comme les carabes (Deroulers & Bretagnolle, 2019; Deroulers et al., 2017; Gaba et al., 2019) ou encore des espèces de la faune du sol comme les cloportes (Saska, 2008). Trente-huit espèces adventices (16 familles) ont ainsi été retrouvées dans les gésiers d'alouettes provenant de la ZA PVS et du Tarn et Garonne (Eraud et al., 2015). De récentes expérimentations sur la ZA PVS suggèrent également une contribution significative des micromammifères dans la régulation de la banque de graines (Plaetevoet et al., 2017). En confrontant des données quantifiant l'abondance des graines dans les premiers centimètres de sol en hiver à l'abondance des alouettes en hiver et à leur taux de consommation de graines journalier, (Powolny et al., 2011, 2018) estiment que les alouettes à elles seules pourraient consommer 30% de la pluie de graines adventices annuelle. Une expérimentation menée en condition ex situ, a consisté à présenter 10 espèces adventices contrastées par leur taille et leur contenu en lipides aux alouettes des champs. Cette expérimentation a mis en évidence leur préférence pour les graines de petite taille au contenu lipidique élevé (Gaba et al., 2014), afin de maximiser la biomasse lipidique ingérée. La taille et la teneur en lipides des graines jouent un rôle également important dans la prédation des graines adventices par les carabes (Gaba et al., 2014). Les espèces de carabes semblent également favoriser la consommation de graines riches en biomasse lipidique, généralement des graines de petite taille, même si les stratégies varient en fonction des espèces de carabes considérées (Gaba et al., 2019).

Enfin, les plantes adventices sont en compétition entre elles, et avec la culture, compétition qui s'exerce pour les ressources (azote, lumière, eau). L'effet des adventices sur les rendements a d'ailleurs fait l'objet de plusieurs analyses, un effet qui est apparemment modeste (Petit et al., 2015; Gaba et al., 2016; Catarino et al., 2019). Des expérimentations en plein champs réalisées sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre montrent que les céréales d'hiver sont un compétiteur majeur pour les plantes adventices, régulant fortement leur abondance : en absence de gestion (herbicides ou travail mécanique) et d'azote, la présence de la culture réduit de près de 65% la biomasse de la flore adventice (Gaba et al., 2018), sans réduire fortement le nombre d'espèces (~1.5 espèces). L'effet de la compétition par les plantes de cultures sur la flore adventice est beaucoup plus forte que celui de la gestion des adventices associée à une fertilisation azotée. Ceci se traduit par un effet moindre de la réduction de ces intrants sur la production agricole (les adventices restent régulées par la culture), et incidemment augmentent les marges brutes des agriculteurs (Catarino et al., 2019). L'interaction biotique entre la flore adventice et la culture peut également réguler l'abondance adventice à l'échelle de la succession culturale. Une étude menée sur le dispositif Biovigilance Flore (échelle nationale) a mise en évidence qu'augmenter la diversité des dates de semis (donc des cultures) dans une succession permettrait à la fois de réduire l'abondance adventice tout en maintenant sa diversité à l'échelle de la succession (Mahaut et al., 2019).

CE QU'IL FAUT RETENIR

La gestion des plantes adventices est réputée complexe et reste un frein majeur à la réduction d'usage d'herbicides. L'augmentation de la biodiversité par introduction de prairies temporaires dans les successions culturales et plus généralement par la diversification des rotations culturales ainsi que la prédation des graines adventices par différentes guildes de prédateurs (insectes, micromammifères, oiseaux) naturellement présents dans les milieux agricoles, ou même simplement par la présence d'une communauté d'adventices diversifiée, permettraient de réguler les adventices et en particulier certaines espèces impactant fortement le rendement des cultures. Cela ouvre donc la voie à une moindre dépendance aux herbicides, mais les bilans quantitatifs restent cependant à produire par systèmes de culture, et à long terme.

[Fait Etabli] en grandes cultures: **[Etudes empiriques]** (~10 études); Expérimentation

[Présomption] prairies temporaires: **[Etudes empiriques]** (~5 études); **[Expérimentations]**

3.2.3. Contrôle biologique des ravageurs des cultures et des agents pathogènes par les ennemis naturels



Les insectes ravageurs et les agents pathogènes représentent des facteurs limitant importants des rendements en grandes cultures (Oerke, 2006). La stimulation des régulations biologiques des insectes ou des agents pathogènes intègre deux grands types d'approches visant à modifier l'environnement via des pratiques agricoles ou des aménagements paysagers pour : (i) perturber directement les agents pathogènes ou les insectes ravageurs, (ii) stimuler la présence d'ennemis naturels assurant une régulation biologique des bioagresseurs. Ainsi, différentes études ont montré qu'une augmentation de la diversité génétique des plantes à l'échelle de la parcelle ou du paysage conférerait aux cultures ou aux animaux domestiqués une plus grande résistance aux pathogènes et des niveaux de pressions et de dégâts d'insectes ravageurs plus faibles (Borg et al., 2018; Barot et al., 2017; Letourneau et al., 2011). Un certain nombre d'ennemis naturels, vertébrés ou invertébrés, prédateurs ou parasitoïdes, généralistes ou spécialistes, sont connus pour consommer des ravageurs des grandes cultures. Ainsi les coccinelles, les chrysopes, les staphylins, les araignées, les carabiques ou encore les punaises prédatrices sont parmi les prédateurs connus pour consommer une large variété d'espèces de ravageurs de grandes cultures dont des pucerons, des limaces, des lépidoptères, ou des coléoptères ravageurs (Bohan et al., 2013; Schmidt et al., 2003; Roubinet et al., 2017). Les parasitoïdes de l'ordre des Diptères ou des Hyménoptères représentent également un groupe important permettant des contrôles significatifs des populations d'organismes nuisibles par leur développement larvaire à l'intérieur de leur hôte. Les invertébrés ne sont pas les seuls animaux qui fournissent un

service de régulation biologique en grandes cultures. Les oiseaux et les chauves-souris sont des prédateurs importants des insectes et leur rôle de régulation du nombre de ravageurs comme des champignons phytopathogènes qui leur sont associés, et de réduction des dommages causés aux cultures est établi (Maine & Boyles, 2015, sur maïs). La magnitude ou l'efficacité du contrôle biologique dépend bien évidemment de la présence mais aussi de l'abondance et de la diversité des communautés d'ennemis naturels (Letourneau et al., 2009; Dainese et al., 2017) qui sont elles-mêmes fonctions de plusieurs variables environnementales. Parmi ces dernières, il est maintenant bien démontré que les pratiques agricoles (par leurs capacités à impacter ou non les dynamiques de populations d'ennemis naturels) et la présence d'habitats semi-naturels dans le paysage (par leurs rôles de réservoir pour la colonisation des parcelles) sont des facteurs importants permettant de favoriser la régulation biologique des ravageurs (Bianchi et al., 2006; Chaplin-Kramer et al., 2011; Tscharntke et al., 2012; Rusch et al., 2016). Ainsi, nous savons que les niveaux moyens de régulation biologique exercée par le cortège des ennemis naturels sur les ravageurs en paysages de grandes cultures augmentent avec la proportion d'habitats semi-naturels (jusqu'à une augmentation de presque 50% des niveaux de régulation biologique entre paysages simples et paysages complexes largement composés d'habitats semi-naturels) et la diversité des cultures dans le paysage (une augmentation de 1 à 3 cultures dominantes se traduisant par une augmentation de l'ordre de 30 % des niveaux de régulation biologique) (Rusch et al., 2016; Redlich et al., 2018).



La diversification génétique des plantes hôtes à l'échelle de la parcelle ou du paysage est un levier important permettant de réduire significativement l'incidence des agents pathogènes des cultures et des insectes ravageurs des cultures. Ainsi, il existe une variabilité importante des populations de pucerons et cette variabilité est structurée régionalement (*Bournoville et al., 2000*) ce qui peut influencer la capacité des cultures à résister à la présence de pucerons en fonction des choix variétaux réalisés. Par exemple, des capacités de résistance très différentes d'une variété de luzerne à différents clones de pucerons a été mis en évidence à l'aide d'une comparaison dans trois régions dont la Nouvelle-Aquitaine suggérant l'importance de l'adaptation des choix variétaux aux conditions locales (*Bournoville et al., 2000*). Malgré une multitude d'exemple dans la littérature scientifique, relativement peu d'études ont cependant porté sur ces aspects en région Nouvelle-Aquitaine en grandes cultures, et la plupart de ces études analysent des effets indirects. Il a été montré qu'à large échelle spatiale, la proportion de maïs dans le paysage semble limiter la prévalence de la maladie virale des céréales à paille (jaunisse nanissante de l'orge). Ceci est probablement en lien avec une purge des virus responsables de cette maladie lorsque les populations de pucerons qui les transportent effectuent un passage sur maïs en été (*Fabre et al., 2005*). Une étude réalisée en plaine agricole dans l'Orléanais a suggéré qu'un paysage plus diversifié diminuerait le risque d'infestation au *Varroa* chez l'abeille domestique (*Alaux et al., 2017*). Enfin, les associations de culture, en créant un effet « barrière » entre plante cible (ex : blé) et plante non-cible (ex : féverole) tendent à limiter la propagation de maladies fongiques (*Projet APACH; CIVAM Poitou-Charentes*). Sur les insectes ravageurs, l'augmentation de la diversité végétale via de associations de cultures ou la mise en place de cultures pièges est connu pour réduire les niveaux d'attaques de ravageurs. Si c'est valable globalement pour certains phytophages, ce n'est pas systématique pour autant : les criquets sont herbivores, et sont présents dans les prairies. La diversité végétale et la diversité des criquets des prairies impactent leurs interactions à l'échelle de la parcelle (*Deraison et al., 2015a, 2015b*) : la diversité fonctionnelle et les traits des végétaux (ressource pour les herbivores) impactent positivement la diversité des traits fonctionnels des criquets en faveur d'une augmentation de l'herbivorie, particulièrement dans les prairies anciennes et en présence d'éléments semi-naturels (*bosquets; Le Provost et al., 2017*).

Les prédateurs naturels des insectes ravageurs des grandes cultures contribuent à leur contrôle. Ainsi, la consommation directe des pucerons par les carabes a longtemps été suggérée, cependant elle n'a pas été confirmée par les analyses de régime alimentaire sur la ZA PVS (*Kamenova et al., 2018, Kamenova et al., en pré-*

paration) bien que des preuves de cette consommation existent par ailleurs (*Roubinet et al., 2017*). De même, en région Bretagne, sur la Zone Atelier Armorique (ZA AR), l'ajout expérimental de pucerons dans des champs de blé n'a pas mis en évidence de consommation de pucerons par les carabes, ni même par d'autres prédateurs que sont les araignées (*Bertrand et al., 2016*). Les parasitoïdes de pucerons ont également été étudiés (*Andrade et al., 2015*) montrant une assez forte variabilité interannuelle. Dans une étude réalisée en Haute-Normandie, les taux de parasitisme des larves de méligèthes du colza peuvent atteindre plus de 80 %, permettant de réguler significativement les populations (*Rusch et al., 2011*).

L'effet du paysage sur le potentiel de contrôle biologique a principalement été étudié régionalement à travers l'effet du paysage sur les populations de prédateurs plutôt que sur l'efficacité du contrôle lui-même, assumant que ces prédateurs ont un potentiel de régulation des ravageurs. Une vaste analyse mondiale, regroupant des sites de Nouvelle-Aquitaine, a montré que la simplification des paysages entraîne des pertes significatives de rendements dans les cultures via la diminution de la richesse spécifique des organismes réalisant le contrôle biologique (*Dainese et al., 2019*). Par exemple, en ZA PVS pour les carabes de grandes cultures, leur richesse spécifique augmente avec les prairies, mais diminue avec les haies (*Caro et al., 2016*). Un résultat très proche a été trouvé également en ZA PVS pour les araignées (*Marchand et al., 2014*). En outre, il a été montré que l'augmentation de la proportion de prairies dans un paysage dominé par les grandes cultures augmente le potentiel de régulation naturelle des pucerons en céréales et en tournesol (*Coux, en préparation; Badenhausser et al., en préparation, sur le site de la ZA PVS; Rusch et al., en préparation, sur le site de la ZA AR en région Bretagne*). L'ajout de bandes enherbées en bordure de parcelle de grandes cultures joue également un rôle positif sur la biodiversité et en particulier sur les prédateurs de ravageurs, comme démontré en ZA AR en région Bretagne (*Ernault et al., 2013*). Les rôles fonctionnels des différents éléments du paysage, que ce soit les cultures céréalières, les prairies ou les éléments semi-naturels comme les haies, restent encore largement à identifier. Toutefois, une analyse comparative (7 pays d'Europe et Canada) vient de montrer que l'hétérogénéité du paysage augmente de manière significative la diversité des organismes en charge du contrôle biologique (comme de la pollinisation), et certaines fonctions écosystémiques (*Sirami et al., 2019*). Il a par ailleurs été montré dans la ZA AR que les bandes enherbées et les adventices dans les parcelles sont



les sources principales de différents pollens et nectars consommés par certains prédateurs en tant que ressource complémentaire, comme c'est le cas pour les syrphes et les micro-guêpes parasitoïdes (Vialatte et al., 2017). Plus ces ressources sont présentes dans le paysage, plus le contrôle biologique des pucerons ravageurs est élevé dans les parcelles de céréales. Les éléments du paysage sont aussi importants pour préserver les populations de chauves-souris dont le service de contrôle biologique en grandes cultures est établi (Galan et al., 2018). En effet, les éléments semi-naturels paysagers, comme les haies, servent de point de repères pour les chauves-souris, comme le montre par exemple une étude en cours suivant une population de Grand Rhinolophe en Charente-Maritime (Pinaud et al., 2018).

L'intérêt de conserver des éléments semi-naturels dans le paysage pour conserver les prédateurs de ravageurs est donc communément admis car démontré (Sirami et al., 2019), d'autant plus qu'ils ne représentent pas forcément des sources de ravageurs pour les grandes cultures (Vialatte et al., 2005, 2007). Enfin, il est à noter que l'organisation spatio-temporelle des cultures peut

jouer directement sur les dynamiques des ravageurs et des prédateurs (Sirami et al., 2019). Par exemple, le maïs dans la ZA AR représente une source importante de pucerons ravageurs pour les jeunes semis de céréales à paille à l'automne (Gilabert et al., 2017; Vialatte et al., 2007, 2006), tandis qu'il représente une source de pollen notable en été pour leurs prédateurs (Vialatte et al., 2017). Les cultures d'hiver (céréales à paille et colza) peuvent également jouer un rôle positif sur le contrôle biologique de pucerons ravageurs de grandes cultures en accueillant leurs prédateurs pour l'hivernation, comme cela a été montré dans un site du sud-ouest de la France et dans la ZA PVS (Raymond et al., 2014). Enfin, à titre plus anecdotique, les rapaces, et en particulier le Busard cendré, sont des prédateurs du campagnol des champs *Microtus arvalis*, une espèce de rongeur qui montre des cycles de populations (en moyenne tous les 3 ans) pouvant atteindre des densités parfois considérables de 1000 à 2000 individus à l'hectare (Gauffre et al., 2008; Lambin et al., 2006; Pinot et al., 2016). Toutefois, même si un couple de busard peut consommer près de 1000 campagnols par an (Salamolard et al., 2000), ils ne peuvent contrôler les populations de campagnol.

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'état des connaissances actuelles suggère un rôle important positif de la diversité végétale à l'échelle locale et de la diversité des habitats à l'échelle des paysages sur la régulation des ravageurs des cultures et sur la diminution de la propagation des agents pathogènes des cultures. La régulation des insectes ravageurs et des agents pathogènes des cultures implique un rôle positif de la biodiversité notamment en permettant de diminuer les sources dans le paysage, en cassant le cycle de vie des insectes et des maladies et la synchronisation avec le cycle des cultures, en perturbant le comportement des insectes ravageurs, en augmentant les capacités de résistance des cultures, et en stimulant la présence et l'activité des ennemis naturels. Il est important de noter qu'un grand nombre d'espèces de vertébrés ou d'invertébrés (arthropodes, oiseaux, chiroptères) contribue à la régulation naturelle des insectes ravageurs. Globalement, nous avons de bonnes preuves que la diversité taxonomique et fonctionnelle des ennemis naturels augmente en moyenne la régulation naturelle, ce qui démontre l'intérêt de préserver une diversité d'espèces d'ennemis naturels importante. S'il existe un corpus de connaissances important sur ces questions à l'échelle nationale et internationale, mais relativement peu de connaissances quantitatives existent régionalement.

[Fait Etabli] pour les insectes: **[Etudes empiriques]** (> 10 études), mais la plupart indirecte **[Expérimentations]**

3.2.4. Pollinisation des cultures et de la flore sauvage



Entre deux-tiers et trois-quarts de la production mondiale de fruits, de légumes, de grains et de semences dépend de la pollinisation par les animaux (Klein et al., 2007). En Europe, 84 % des cultures (dont cultures oléo-protéagineuses comme le colza ou le tournesol, maraichères et fruitières) dépendent de la pollinisation assurée par des insectes, au premier rang desquels les abeilles mellifères (Williams, 1994) qu'il s'agisse de colonies domestiques, ou de populations sauvages (sans doute moins rares qu'on ne le suppose) ou d'autres espèces d'abeilles et de bourdons (960 en France). Pour d'autres cultures entomophiles secondaires comme le lin ou les semences de légumineuses, il est établi que l'abeille mellifère est également le pollinisateur principal (Klein et al., 2007). Le rôle d'autres espèces d'insectes est aussi établi, comme les syrphes ou les lépidoptères diurnes et nocturnes (Rader et al., 2016), mais parmi les espèces d'abeilles et de bourdons, seul un nombre restreint est quantitativement important (Kleijn et al., 2015;

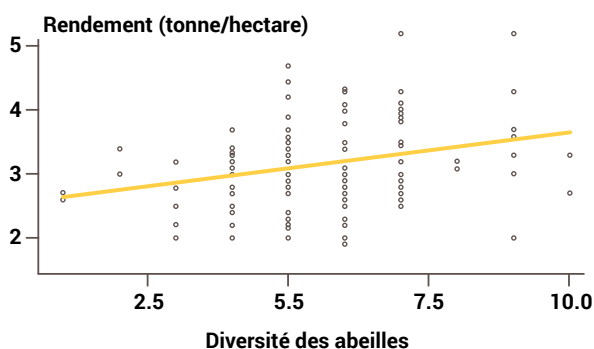
Winfree et al., 2015). En plaine agricole, l'importance de la pollinisation par les insectes a été montrée autant pour le tournesol que le colza, dans de nombreuses études en Europe et dans le monde (voir Williams 1994; Klein et al., 2007 pour une revue) et peut être limitée par l'absence d'éléments semi-naturels dans le paysage qui fournissent des sites de nidification pour les abeilles sauvages (Sardinas et al., 2016). De manière indirecte, la pollinisation de certaines espèces adventices des cultures réalisée par les insectes (Rollin et al., 2016) peut également contribuer à la régulation des ravageurs en favorisant des ressources utiles à leurs prédateurs naturels (Norris & Kogan, 2004). La crise actuelle de la biodiversité pourrait entraîner une perte de service de pollinisation des grandes cultures à laquelle certaines régions du globe sont plus vulnérables (Zulian et al., 2013; Lautenbach et al., 2012).



En Nouvelle-Aquitaine, la présence d'insectes pollinisateurs (abeilles domestique ou abeilles sauvages, dont près de 300 espèces ont été trouvées en ZA PVS (Bretagnolle et al., 2018c; Rollin et al., 2015, 2019) augmente les rendements des cultures. Cette augmentation a été montrée expérimentalement dans des cultures de colza et de tournesol (Perrot et al., 2018, 2019). Lorsque l'abondance des abeilles (sauvages et domestique) est multipliée par 100, les rendements en colza et en tournesols augmentent de 35% à 40% selon les cultures et les années (Figure 2.9).

FIGURE 2.9

Effet de la diversité des abeilles (domestiques et sauvages) sur le rendement de colza. Moyenne sur les années



L'abeille mellifère reste le pollinisateur principal, ce qui est confirmé à la fois par la fréquentation des cultures (Rollin et al., 2013) et des expérimentations in situ (Perrot et al., 2018, 2019), en particulier pour le tournesol. Pour le colza, hormis le rôle des abeilles

mellifères, un genre d'abeilles sauvages (genre *Lasioglossum*) s'avère être particulièrement important (Perrot et al., 2018). Par ailleurs, on ignore le rôle des lépidoptères diurnes et nocturnes dans la pollinisation des grandes cultures en absence d'étude en Nouvelle-Aquitaine pour le caractériser.

La présence des pollinisateurs sauvages dépend de la présence d'éléments semi-naturels qui fournissent des sites de nidification pour les espèces échantillonnées dans ces espaces (Rollin et al., 2015, 2019). Dans une vaste analyse comparative mondiale, incluant des sites et des études de la Région Nouvelle-Aquitaine, il a été démontré que la simplification des paysages affecte significativement non seulement les pollinisateurs mais aussi le service de pollinisation, ce qui a un effet significatif sur les rendements des cultures qui dépendent de la pollinisation par les insectes (Dainese et al., 2019). En région Centre dans des systèmes agricoles identiques, Bailey et al., (2014) confirment que la présence des pollinisateurs sauvages dans les cultures est favorisée par l'hétérogénéité du paysage comprenant des éléments semi-naturels boisés. L'hétérogénéité du paysage est aussi importante en termes de type de cultures présentes dans le parcellaire. Ainsi, une étude en ZA AR a montré que l'abondance des pollinisateurs dans les bords de colza dépendait plutôt de la quantité de céréales dans le paysage (Le Féon, 2010). Ces éléments, par la présence d'une diversité d'espèces végétales à fleurs nectarifères (notamment des espèces messicoles), fournissent des ressources alimentaires pour les pollinisateurs tout au long de l'année (Requier et al., 2015) et permettent, dans le cas des abeilles mellifères, d'augmenter leur survie



hivernale de près de **50%** (*Requier et al., 2017*). La richesse spécifique des pollinisateurs sauvages est quatre fois plus élevée dans les éléments semi-naturels que dans les cultures (*Rollin et al., 2015*) et la diversité florale est plus efficace pour maintenir des pollinisateurs sauvages que l'augmentation de la quantité d'habitat semi-naturel (*Rollin et al., 2019*). Les communautés de pollinisateurs qui utilisent les cultures ou les éléments semi-naturels du paysage sont relativement séparées spatialement et écologiquement sauf les bourdons (*Rollin et al., 2013*). Ces communautés sont cependant reliées entre elles, et l'unité spatiale qui définit ces communautés dans le cas de la ZA PVS est d'environ 50 km² (*Rollin et al., 2015*). Les données cartographiées à l'échelle nationale par l'EFES (*Thérond et al., 2017*) notamment suggèrent que

différentes zones, dont la Nouvelle-Aquitaine, peuvent être plus vulnérables que d'autres à la perte de pollinisateurs en grandes cultures. Enfin, une étude de modélisation confirme, à l'aide de simulations, l'importance des éléments semi-naturels (*Montoya et al., 2019*) pour assurer la pollinisation entomophile des cultures, ce qui permet une augmentation et une stabilité de production agricole et un maintien de la biodiversité (pollinisateurs, plantes sauvages). Aucune étude expérimentale ou empirique n'a cependant concerné le rôle des pollinisateurs pour le maintien des espèces végétales spontanées, qui jouent pourtant un rôle clé pour le maintien ou l'abondance des auxiliaires, de parasitoïdes ou de prédateurs à travers la fourniture de pollen et de nectar pour leurs larves, et de leurs sites de nidification ainsi que pour le maintien d'un paysage diversifié.



Syrphe ©Laurent Debordes

CE QU'IL FAUT RETENIR

En Nouvelle-Aquitaine, le service de pollinisation fourni par les insectes est essentiel pour la production agricole de cultures oléo-protéagineuses, en particulier le tournesol et le colza. Ce service est fourni par une large gamme d'insectes pollinisateurs, mais le rôle des abeilles mellifères est quantitativement plus important suivi de celui des abeilles sauvages même si des lacunes de connaissances existent sur d'autres taxons. La mise en place de mesures qui augmenteraient les ressources florales ainsi que les sites de nidification permettraient de promouvoir les pollinisateurs dans les paysages agricoles ainsi que d'assurer une production agricole durable.

[Fait Etabli] pour les cultures: **[Etudes empiriques]** (~ 10 études), **[Expérimentations]**

[Projection] pour la flore, sauvage, quelques études empiriques dans des régions proches

3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION :

GAZ À EFFET DE SERRE ET ÉPURATION DE L'EAU ET DE L'AIR

3.3.1. Séquestration du carbone et émissions de protoxyde d'azote (N_2O)



Le rôle de l'agriculture dans la séquestration du carbone est assez largement étudié, et a donné lieu, en France et ailleurs, à l'initiative 4/1000 (*Balesdent & Arrouays, 1999; voir cependant Chabbi et al., 2017; Minasny et al., 2017; Baveye et al., 2017*). Les prairies en général, et les prairies temporaires en particulier, qu'elles soient intégrées dans des rotations agricoles comme à travers leur présence dans les paysages, ont un potentiel de stockage de carbone dans le sol nettement plus important que les cultures annuelles (*Arrouays et al., 2002*). La conversion de prairies permanentes en culture est donc responsable d'une

part importante du déstockage de carbone des sols agricoles des dernières décennies (*Smith, 2006*). Le maintien de la diversité et de la permanence des couverts végétaux (surfaces prairiales, autres couverts herbacés permanents) et arborés (agroforesterie) dans les systèmes agricoles, associés au maintien de la biodiversité de manière plus globale, sont des éléments clés pour pouvoir assurer un restockage de carbone dans les sols (*Lemaire et al., 2014; Franzluebbers & Gastal, 2019*), à travers notamment le cycle de la matière organique et l'activité microbienne en général.



L'ORE de Lusignan aborde la question de la séquestration du carbone dans les prairies depuis près de 15 ans, en analysant notamment l'effet du type de prairie ainsi que la durée de mise en place de la prairie sur cette capacité de séquestration (*Chabbi et al., 2015*). L'introduction de prairies dans les systèmes de culture (rotations cultures-prairies) permet d'augmenter le stockage de carbone dans le sol par rapport à une rotation de cultures, et de le restaurer au moins partiellement comparativement au taux observé en prairie permanente. La biodiversité a un rôle dans cette séquestration (*Baumann et al., 2013; Maron et al., 2018*), comme les vers de terre qui jouent un rôle capital dans le stockage de carbone du sol en enfouissant la matière organique en profondeur (*Andriuzzi et al., 2016*). La matière organique des horizons profonds du sol, bien qu'à une concentration plus faible qu'en surface, a cependant une vitesse de dégradation (turnover) beaucoup plus limitée. La matière organique de horizons profonds du sol joue ainsi un rôle important dans la stabilité du stockage de carbone dans les sols (*Sanaullah et al., 2011*). La pratique du pâturage est également un élément favorable au stockage du carbone dans le sol, du fait des retours directs de matière organique par les animaux à l'herbe (*Senapati et al., 2014*). Par ailleurs, la séquestration de carbone dans les sols peut dépendre de l'interaction entre vers de terre, présence de communautés microbiennes impliquées dans les cycles de l'azote et du carbone (*Griffiths et al., 2016*).

C'est dans ce sens que vont les résultats *d'Andriuzzi et al., (2016)* illustrant l'incorporation de carbone végétal de surface vers les profondeurs par *Lumbricus centralis* dans le sol. La présence d'espèces végétales à enracinement profond, comme c'est le cas d'un certain nombre d'espèces prairiales (fétuque élevée, luzerne), est également un élément favorable à l'accumulation de matière organique en profondeur (*Franzluebbers & Gastal, 2019*). En dehors des prairies, l'agroforesterie offre aussi un potentiel important de ce point de vue (*Cardinael et al., 2017*). Une analyse comparative menée sur 6 sites (dont deux en Poitou-Charentes)



Champs de luzerne ©Olivier Brosseau



en agroforesterie, en grandes cultures (cinq sites) et en prairie (un site) a montré que, après 6 à 41 ans de plantation d'arbres, le carbone organique du sol augmente jusqu'à **50%** en moyenne à une profondeur de 30cm sur les rangs d'arbres par rapport à l'inter-rang cultivé en céréales et aux champs de céréales témoins cultivés sans arbres.

Par ailleurs des mesures montrent des émissions de protoxyde d'azote (N₂O) plus élevées pour les sols sous prairies que pour les sols en rotation culturale (**Attard et al., 2010**). Les apports d'azote (fertilisation, retour d'excréments animaux) plus élevés et leur retournement par labour dans les rotations prairie-culture

contribuent de manière important aux émissions de N₂O des prairies (**Chabbi et al., 2015**). Comparé aux cultures, ces prairies sont des lieux privilégiés de séquestration du carbone. Une étude récente montre que **59%** d'émission annuelle de N₂O provient de la prairie fauchée comparée au système de culture de céréales, principalement en raison d'une fertilisation azotée plus élevée (**Senapati et al., 2016**). La problématique du bilan global des émissions de GES pour ces agroécosystèmes est une question complexe, d'autant plus que les ruminants sont également émetteurs de méthane (CH₄), restant à être déterminée.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le maintien d'une diversité de végétation à couvert permanent et/ou à enracinement profond comme les prairies, associé au maintien de communautés d'espèces de microorganismes et de macrofaune jouant un rôle capital dans le transfert et la stabilisation de la matière organique notamment en profondeur dans le sol (comme vers de terre anéciques), est un élément qui favorise le stockage et la stabilité du carbone dans les sols. Ce stockage ne dure qu'un temps (<20 ans) peut être réversible et ne peut donc être envisagé en soi comme une mesure de compensation des émissions de CO₂.

[Fait Etabli] pour les prairies temporaires : **[Etudes empiriques]** (> 10 études), **[Expérimentations]**

[Présomption] pour les cultures céréalières (< 5 études)

3.3.2. Épuration de l'eau et de l'air



L'épuration de l'eau comme de l'air (deux biens communs) font partie des services écosystémiques majeurs évalués par le **MEA (2005)**, mais le rôle exact de la biodiversité dans ce service est assez mal cerné et encore moins quantifié sur un plan global (**Field et al., 2015**). Les forêts, les boisements, les zones humides, et les prairies agissent comme des zones tampons et permettent de ralentir le mouvement de l'eau améliorant la purification naturelle de l'eau. Cette épuration est liée aux processus biologiques accomplis par les communautés microbiennes (les bactéries et les champignons) associés aux communautés d'autres invertébrés. Par ailleurs, les plantes de couverture augmentent la capacité de l'écosystème à retenir l'azote et donc réduire sa lixiviation (**Constantin et al., 2010**). Les bandes enherbées ainsi que la ripisylve participent également à la purification de l'eau et à

sa qualité de même que les éléments moins locaux du paysage (**Terrado et al., 2015**). Enfin, les microorganismes du sol sont capables de détoxification (**Morel-Chevillet et al., 1996**), comme cela a été montré pour les herbicides (**Piutti et al., 2002**). Les interactions entre solutés et phase solide du sol permettent l'adsorption de certaines molécules organiques sur le sol ou leur dégradation par les microorganismes. La contribution de la Nature à l'épuration de l'eau et de l'air sont évaluées respectivement, en Europe, en moyenne à 2000 et 289 dollars par hectare et par an (**IPBES, 2018**).



En Nouvelle-Aquitaine, des expériences en microcosmes de sols de prairie où la communauté microbienne est manipulée par dilution ont montré qu'une réduction de diversité dans la communauté des dénitrifiants (organismes impliqués dans le cycle de l'azote) entraînait une perte du potentiel de dénitrification du même ordre de grandeur (75% de réduction de la richesse spécifique associée à une baisse de 4 à 5 fois du potentiel de dénitrification, *Philippot et al., 2013*). Une autre étude sur la dynamique des communautés dénitrifiantes montre seulement un effet partiel de l'abondance et aucun effet de la diversité de ces microorganismes sur le potentiel de dénitrification, les conditions du sol et plus particulièrement la quantité de carbone organique étant le facteur pilotant majoritairement les changements du potentiel de dénitrification (*Attard et al., 2011*). Les prairies temporaires ont une grande incidence sur le cycle de la matière organique et l'activité microbienne des sols, avec in fine une capacité à réduire la lixiviation de l'azote minéral (*Chabbi & Lemaire, 2007; Lemaire et al., 2015*) par quasi-continuité des prélèvements de NO_3 et diversité des systèmes racinaires qui permettent d'exploiter une grande fraction du sol. À ce titre, l'intérêt agroenvironnemental de l'insertion des prairies dans les rotations culturales a fait, et continue de faire, l'objet d'expérimentations spécifiques dédiées sur le site de l'ORE de Lusignan. Des travaux ont notamment été menés pour essayer de quantifier et d'optimiser la réduction de la perte en azote. Il a été ainsi montré que la durée de rotation entre des changements de pratique (généralement tous les 3 ou 6 ans) est un élément déterminant, avec une meilleure efficacité des prairies permanentes conservées 6 ans (*Kunrath et al., 2015*), permettant d'entretenir les stocks de carbone lors de sa mise en culture (*Crème et al., 2018; Senapati et al., 2018*).

Les végétaux et micro-organismes aquatiques participent ensuite à l'épuration de l'eau, notamment en exerçant une fonction de dénitrification, qui peut s'avérer particulièrement important pour limiter l'impact de lixiviation et de ruissellement de nitrates liés à l'utilisation de fertilisants azotés en grandes cultures. La composition des communautés d'invertébrés joue un rôle dans le potentiel de dénitrification via leur impact sur le biofilm, qui permet de maintenir la capacité d'auto-épuration et de limiter les risques d'eutrophisation. En effet, il a été démontré que le potentiel de dénitrification augmente avec la richesse spécifique de la communauté (mésofaune ou microfaune) aquatique, en conditions expérimentales en mésocosme (*Liu et al., 2017*) et en milieu naturel, notamment en plaine de grandes cultures intensives dans le bassin Adour-Garonne près de Toulouse (*Comin et al., 2017; Español et al., 2017*). La présence d'éléments semi-naturels du paysage et en particulier de ripisylves apparaît comme un facteur déterminant pour maximiser la diversité spécifique des communautés d'invertébrés aquatiques et optimiser leur potentiel de dénitrification de l'eau (*Español et al., 2017; Yao et al., 2017*). En général, plus la diversité spécifique des organismes invertébrés

aquatiques est importante plus la qualité de l'eau est bonne. Plusieurs organismes sentinelles ont aussi été identifiés puis employés pour mieux appréhender les relations entre systèmes terrestres et systèmes aquatiques. Ainsi de nombreux travaux menés sur la répartition de l'écrevisse à patte blanche (*Austropotamobius pallipes*) ont montré qu'elle était une espèce indicatrice de la diversité spécifique des invertébrés aquatiques peuplant les cours d'eau (*Grandjean et al., 2011; Trouilhé et al., 2012*). Cette espèce est d'ailleurs un marqueur définissant une excellente qualité d'eau au regard de la 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (DCE). *Jandry et al., (2014) et Grandjean et al., (2011)* ont mis en place de vastes campagnes d'études des populations de macro-invertébrés aquatiques dans les Deux-Sèvres et dans la Vienne afin d'identifier les habitats propices à sa réintroduction, notamment dans les cours d'eau d'où elle avait disparu sous l'effet des pressions anthropiques. Des études sont actuellement menées dans la Vienne sur l'utilisation des biofilms épilithiques comme autre sentinelle du fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Les biofilms sont en effet à la fois façonnés de l'extérieur par le milieu (i.e. variables environnementales, physico-chimiques et hydrologiques) et de l'intérieur par les organismes le composant (i.e. fonctionnalité, diversité, abondance des populations). À l'heure actuelle, les biofilms sont étudiés à la fois pour leur rôle d'autoépuration des milieux aquatiques vis des polluants chimiques et pour leur capacité à limiter la diffusion d'organismes pathogènes ou de gènes spécifiques (par exemple, résistance aux antibiotiques, *Aubertheau et al., 2017*).



Écrevisse à pattes blanches ©Shutterstock

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le rôle de la biodiversité dans l'épuration de l'eau est établi dans les milieux aquatiques (qui traversent les plaines agricoles), mais moins pour ce qui relève du compartiment sol, excepté sur un point, qui concerne la dénitrification pour lequel des études expérimentales sont encore en cours pour ce qui concerne le rôle des prairies temporaires.

[Tendance] : [Etudes empiriques] (< 10 études)

3.3.3. Limitation de l'érosion des sols



En grandes cultures, hors surface toujours en herbe (prairies permanentes) et en absence de pratiques de semis directs, les sols s'appauvrissent en matière organique et leur structure se dégrade et s'accompagne d'une baisse de fertilité suite au décapage des horizons superficiels sous l'action du vent ou de l'eau par ruissellement (*Le Bissonais et al., 2003; Auzet, 1987*). Cette érosion est beaucoup plus rapide que le processus de création des sols (*Verheijen et al., 2009*). La biodiversité peut contribuer à limiter l'érosion, soit à travers l'activité de la microfaune et la macrofaune du sol qui agissent sur la teneur en matière organique du sol, soit à travers l'action physique des espèces végétales qui occupent le sol en surface (*Stokes et al., 2014*). Ainsi, l'érosion des sols est fortement réduite en présence d'un couvert végétal (*Zuazo & Pleguezue-*



lo, 2009) en fonction de la densité du couvert et de la diversité des espèces qui le compose et lorsque la biodiversité du sol permet la formation d'agrégats stables et une porosité permettant l'infiltration de l'eau (*Lal, 1991*).



Peu d'études ont été réalisées sur l'impact de la biodiversité sur la limitation de l'érosion des sols en plaines agricoles en Nouvelle-Aquitaine. Et ce alors même que l'étude EFSE pointe la grande à très grande vulnérabilité de cette région à la problématique d'érosion des sols (*Thérond et al., 2017*). *El Jihad & Taabni, (2013)* ont étudié la capacité d'érosion dans le bassin versant du Thouet (Deux-Sèvres), relativement plat et dominé par un paysage agricole bocager (*Natura 2000*). La nature sablo-limoneuse du sol en amont du bassin est sensible à l'effet « splash » des précipitations et favorise l'apparition d'une croûte de battance imperméabilisant le sol et sur laquelle s'écoule l'eau sans s'infiltrer dans le sol, amenant avec elle les particules de sol. Ce bassin, dominé par les prairies a notamment densité de bocage diminuer de 11300 m entre 1969 et 2007 (0,8m/ha/an) et la taille de ses parcelles augmenter. L'orientation des haies plantées a un impact potentiel sur l'érosion du sol et, si la superficie des haies parallèles à la pente a augmenté, celle des haies perpendiculaires – et donc

susceptibles de mieux retenir les sédiments- a diminué sur la même période. *El Jihad & Taabni (2013)* ont notamment montré que, malgré un risque élevé d'érosion dans certaines zones du bassin versant, celle-ci restait faible en présence de ripisylves et de bandes enherbées ainsi que grâce à la morphologie du terrain, peu pentu, limitant le ruissellement. En revanche, les zones éclaircies pour les chemins d'accès du bétail au ruisseau ou passages de tracteur par exemple favoriseraient une remise en suspension et l'écoulement des sédiments. Si des relevés de vers de terre ou quantité de matière organique ont été effectués et utilisés comme estimateurs d'une limitation potentielle de l'érosion du sol, aucune étude n'a relié ces relevés à une limite de l'érosion effective sur le territoire régional.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le lien entre biodiversité et résistance à l'érosion du sol est indirect par la présence d'éléments semi-naturels du paysage, en particulier sous forme d'un cloisonnement des parcelles par des haies en réseau dense, une couverture végétale permanente du sol et une teneur élevée en matière organique qui confère au sol une structure en agrégat permettant à la microfaune de se développer. Ces facteurs sont dépendants des modes d'occupation du sol dans lesquels la biodiversité peut éventuellement intervenir. Très peu d'études ont porté sur le rôle de la biodiversité dans la structure physique des sols au regard de la problématique de l'érosion des sols, une préoccupation qui est pourtant majeure dans plusieurs secteurs de la région Nouvelle-Aquitaine.

[Suggestions/projection] : [Etudes empiriques] (< 5 études)

3.4. BIODIVERSITÉ, PAYSAGES ET RESSOURCES

PRÉLEVÉES EN TANT QUE BIENS

3.4.1. Biodiversité hébergée par les agroécosystèmes de grandes cultures



Contrairement à une idée reçue, les agroécosystèmes, même intensifs, sont encore très riches en matière de biodiversité, mais cette diversité est partout menacée. Par exemple chez les oiseaux, la moitié des espèces européennes habitent les espaces ruraux de plaines agricoles (*Pain & Pienkowski, 1997; Tucker & Heath, 1994*), soit environ 250 espèces. Il en est de même pour les plantes, par exemple en France (*Munoz et al., en revue*), mais aussi en Allemagne ou au Royaume Uni où 30% de la flore est présente dans les milieux agricoles (*Marshall et al., 2003*). Moins de données sont disponibles pour les insectes, mais on sait que parmi ceux-ci la diversité des abeilles sauvages par exemple

est encore très élevée dans les milieux agricoles (*Rollin et al., 2019*). Cependant si les agroécosystèmes de grandes cultures sont parmi les plus riches en espèces, ils sont aussi ceux qui abritent le plus grand nombre d'espèces menacées d'extinction. C'est une préoccupation majeure, car le déclin de la biodiversité s'accompagne d'une baisse de provision de services écosystémiques (*Hooper et al., 2005*), ce qui, en milieu agricole, concerne particulièrement le contrôle biologique (*Tscharntke et al., 2005*), la pollinisation (*Biesmeijer et al., 2006*) et la fertilité des sols (*Brussaard, 1997*).



Les agroécosystèmes de grandes cultures hébergent une importante diversité d'espèces animales et végétales. C'est probablement sur la ZA PVS que nous disposons des données les plus exhaustives concernant la faune et la flore à l'échelle d'un territoire agricole (*Bretagnolle et al., 2018a,b*). Sur à peine 450 km², plus de 100 espèces d'oiseaux sont présentes en période de reproduction (*Henckel et al., 2019*), près de 300 espèces d'abeilles sauvages sur les 960 que compte le territoire national (*Rollin et al., 2016*), 450 espèces d'espèces végétales messicoles adventices (*Munoz et al., 2017*) ou enfin 27 espèces de criquets sur les 125 que compte le territoire national (*Badenhausser, non publié*).

Différents atlas et livres régionaux existent, notamment en Poitou-Charentes pour les orthoptères, les odonates, les plantes messicoles, les oiseaux ou encore les mammifères ; qui permettent d'avoir une cartographie assez précise des différentes composantes de la biodiversité, notamment des espèces remarquables, y compris pour les systèmes de grandes cultures ou de polyculture-polyélevage. Des listes rouges régionales existent aussi sur les territoires des ex-régions qui sont répertoriés sur le site DREAL de la Nouvelle-Aquitaine.



Parmi ces espèces, certaines sont devenues rares ou remarquables, telles que l'outarde canepetière (*Jolivet, 2009; Villers et al., 2010*) et dans une moindre mesure l'œdicnème criard (*Marty & Boutin, 2007; Gaget et al., 2019*) ou le busard cendré (*Santangeli et al., 2015*).

Ces trois espèces en particulier ont fait l'objet d'études à long terme et de très nombreuses publications ont été publiées (*synthèse dans Bretagnolle et al., 2011; Bretagnolle et al., 2018a; Millon & Bretagnolle, 2008; Gaget et al., 2019*). D'autres espèces emblématiques d'oiseaux se reproduisant dans les plaines céréalières de Poitou-Charentes ont fait l'objet d'études, comme le Busard des roseaux (*Sternalski et al., 2013*), la Chouette chevêche (*Cornulier & Bretagnolle, 2006; Hardouin et al., 2006*) ou la Gorge-bleue à miroir (*De Cornulier et al., 1997*). Enfin, des espèces non patrimoniales ont aussi fait l'objet de nombreuses études, comme l'Alouette des champs (*Miguet et al., 2013; Brodier et al., 2014; Powolny et al., 2014*), le campagnol des champs (*Gauffre et al., 2009; Bonnet et al., 2013; Pinot et al., 2014*), le Bleuets (*Bellanger et al., 2012*) ou les abeilles sauvages (*Rollin et al., 2016, 2019*). Les agroécosystèmes de grandes cultures fournissent les ressources alimentaires nécessaires (chaumes de maïs) au stationnement hivernal d'espèces remarquables comme la grue cendrée dans le département des Landes (voir PNR Landes de Gascogne, *Salvi, 2014*). On trouve aussi dans les rivières qui traversent ces espaces agricoles des espèces patrimoniales aquatiques comme l'écrevisse à patte blanche, des poissons migrateurs, tels que l'anguille, le saumon ou l'aloise (*Grandjean et al., 2011; Cellule migrants Charente Seudre, 2016*), ou les moules d'eau douce témoins d'un bon fonctionnement de cet écosystème (*Boon et al., 2019*). Pour l'écrevisse à patte blanche, de nombreuses études ont permis d'identifier les facteurs qui expliquent sa présence (*Trouilhé et al., 2007*), comme la présence limitée de matière organique ou la faible turbidité de l'eau.



Outarde canepetière © Vincent Bretagnolle



Busard cendré © Guillaume Brouard

CE QU'IL FAUT RETENIR

La biodiversité hébergée dans les milieux agricoles de la région est riche et diversifiée, que ce soit pour les oiseaux mais aussi pour bien d'autres taxons dont la présence est suivie et documentée dans des Atlas Régionaux. Plusieurs espèces appartenant à des listes rouges sont présentes, voire fréquemment observées dans ces agroécosystèmes. Il existe cependant des disparités fortes entre les ex Régions sur le degré de connaissance de la biodiversité dans les plaines agricoles.

[Fait Etabli] en ex Région Poitou-Charentes: **[Etudes empiriques]** (>10 études)

[Présomption] en ex Région Aquitaine: **[Etudes empiriques]** (~5 études)

[Tendance] en ex Région Limousin: **[Etudes empiriques]** (<5 études)

3.4.2. Diversité des écosystèmes et des paysages en milieu de plaines agricoles



La biodiversité est à la base même de la production des services écosystémiques, et les écosystèmes eux-mêmes sont à la base, entre autres, des paysages, à travers leur interaction avec les sociétés humaines. Les paysages agricoles ont été façonnés par l'agriculture interagissant avec l'écosystème et le climat, l'identité des territoires qui abritent la faune et la flore sauvages. Les paysages agricoles possèdent des caractéristiques

esthétiques, qui ont souvent une signification culturelle ou plus simplement sont le théâtre d'activités sportives ou récréatives (FAO, 2018). Ce patrimoine dépend de l'activité des agriculteurs et s'étend d'ailleurs au-delà de l'agriculture, comme les traditions culinaires qui dépendent des produits, souvent naturels et obtenus de l'écosystème.



Il existe des atlas cartographiques des paysages à l'échelle nationale aussi bien qu'à l'échelle régionale. Un atlas a été publié pour Poitou-Charentes (CPDT, 2007) et en cours pour les deux autres Régions historiques. La diversité des paysages constitue par ailleurs un élément clé de l'identité régionale. Une cartographie nationale a été produite dans le cadre d'EFES (Thérond et al., 2017) sur le potentiel récréatif des paysages agricoles (voir section 4). La dimension esthétique des paysages de plaine céréalière, et des activités liées à la biodiversité qui les habite est relatée dans divers ouvrages récents (Conseil Général des Deux-Sèvres, 2013). Au cours des 50 dernières années, les paysages agricoles ont changé de manière spectaculaire (Gamache, 2006), avec la disparition d'une grande partie des haies

(lors des remembrements, principalement entre les années 1960 et les années 1970), puis avec la disparition des prairies, notamment en légumineuses (luzernes et sainfoin), avec le changement de mode d'élevage, et enfin les changements dans les rotations des cultures (El-ghali et al., 2009). Ces bouleversements paysagers font l'objet, pourtant, de fort peu d'études. Plus récemment, une étude sur la plaine de Niort a cherché à quantifier le rôle des échanges de parcelles entre exploitants (Bouty, 2015). Deux analyses diachroniques de l'effet de la diversité des paysages sur les services écosystémiques, incluant des sites de Nouvelle-Aquitaine, ont récemment été publiées (Dainese et al., 2019; Sirami et al., 2019).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Il existe peu de descriptions des paysages agricoles en Région Nouvelle-Aquitaine, et encore moins d'analyses reliant les écosystèmes, leur fonctionnement, et la diversité des paysages. Et ce, malgré les bouleversements paysagers auxquels cette région a assisté au cours des 50 dernières années.

[Projection] : [Etudes empiriques] (<2 études)

3.4.3. Ressources avec prélèvement (chasse, pêche, cueillette)



Outre la production des cultures destinées à l'alimentation humaine ou animale, les territoires des plaines agricoles soutiennent, selon l'hétérogénéité de leurs paysages, d'autres types de production pouvant être prélevés en tant que biens. Ce socio-écosystème fournit un habitat pour des espèces d'intérêt cynégétique, des espèces d'eaux douces ou encore les champignons et les plantes aux intérêts spécifiques. Ainsi, la chasse, la pêche et la cueillette sont des

activités des agroécosystèmes dépendantes de leur diversité spécifique et dont les pratiques diverses sont associées au patrimoine et à la culture d'un territoire (Picon, 1991). Les ressources liées à la pêche sont traitées plus en détails dans le chapitre « eaux douces », et la cueillette au champignon dans le chapitre « forêt et bois ».



La chasse est une activité importante en Nouvelle-Aquitaine, avec 217000 chasseurs recensés selon la Fédération Régionale de la Chasse (2018), ce qui en fait la première région cynégétique de France. La chasse en plaine céréalière intensive n'y est cependant probablement pas l'activité dominante. Cependant, plusieurs espèces d'oiseaux ou de mammifères hébergées ou favorisées par les agroécosystèmes de grandes cultures représentent des ressources cynégétiques de premier plan en région Nouvelle-Aquitaine. Citons par exemple le Lièvre d'Europe, la Caille des blés, l'Alouette des champs ou encore le Pigeon ramier (*Barbier et al., 2000; Boutin et al., 2000; Lormée et al., 2000; Péroux & Guittou, 2000*).

Certaines de ces espèces font l'objet d'une exploitation selon des modes de chasse consacrés par les usages traditionnels en région Nouvelle-Aquitaine; par exemple, la chasse à « la palombière » pour le pigeon ramier, lors de sa migration vers les pays du sud, ou encore la capture aux pantes et matoles pour l'alouette (*Eraud et al., 2017; Recarte et al., 2006*). Le Bruant ortolan est un autre oiseau migrateur qui fait l'objet d'une chasse traditionnelle -sans cadre légal cependant- dans le Sud-Ouest de la France, dans le département des Landes en particulier. Un suivi à l'échelle nationale a mis en évidence que le sud-ouest de la France était une route de migration vers l'Afrique importante pour les populations nichant en Suède, en Allemagne et en



Perdrix © shutterstock



Pologne avec entre **46 000** et **116 000** couples passant par le département des Landes (Jiguet et al., 2016a).

Le taux de prélèvement par la chasse concédé par la directive européenne est de 1% du taux de mortalité naturelle annuelle de l'espèce soit 1000 individus/an où plus de 3000 individus/an disparaissent de ses populations nicheuses depuis les années 2000.

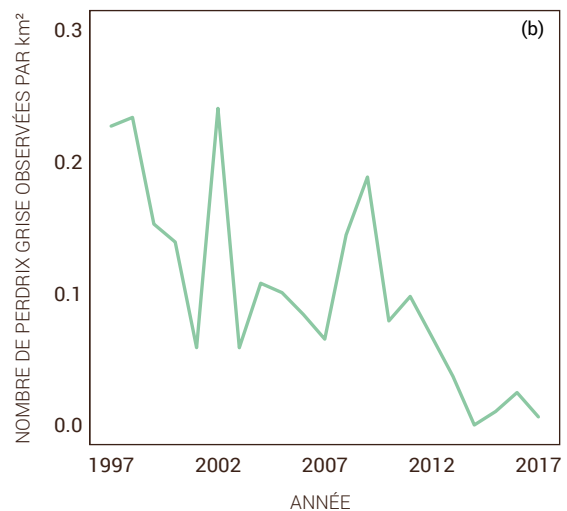
Cette activité contribue donc à fragiliser une espèce menacée car sa population nicheuse décline depuis 30 ans, de plus de **57%** depuis 2001 en France et de plus de **88%** depuis les années 1980 en Europe (Jiguet et al., 2016b).

Un certain nombre de ces espèces d'intérêt cynégétique ont pu être étudiées en Région Nouvelle-Aquitaine, comme l'alouette des champs, aussi bien en hiver

(Gaba et al., 2014; Eraud et al., 2015; Powolny et al., 2018) qu'en période de reproduction (Brodier et al., 2014; Eraud & Boutin, 2002; Miguet et al., 2013). D'autres recherches ont étudié la caille des blés (Moreau et al., 1995; Guyomarc'h et al., 1996) ou les deux espèces de perdrix (Harmange et al., 2019) ainsi que le Pigeon ramier et les tourterelles (Eraud et al., 2013; Lormée et al., 2016). La plupart de ces études ont démontré ou quantifié le degré de dépendance de ces espèces aux pratiques agricoles (pesticides, labour) ou aux paysages (haies). Une partie de ces espèces est d'ailleurs en déclin (Brodier et al., 2014; Harmange et al., 2019), et les lâchers à vocation cynégétique semblent importants pour la persistance, par exemple, des populations de perdrix (Figure 2.10 ; Harmange et al., 2019).

FIGURE
2.10

*Déclin de l'abondance des Perdrix grise entre 1997 et 2017. D'après Harmange et al., 2019. Changes in habitat selection patterns of the gray partridge *Perdix perdix* in relation to agricultural landscape dynamics over the past two decades. Ecology and Evolution. 2019;9:5236–5247*



CE QU'IL FAUT RETENIR

La chasse, du petit gibier et des oiseaux migrateurs est une activité importante de la région Nouvelle-Aquitaine (première région de France pour la chasse), dont une part importante mais non quantifiée s'exerce dans les plaines agricoles. Une partie des prélèvements provient pourtant de lâchers destinés à la chasse, ce qui laisse supposer que l'agroécosystème n'est plus aujourd'hui en capacité de produire ces ressources cynégétiques suffisantes. Du côté de la pêche, cette activité récréative semble minoritaire dans les cours d'eau de ce socio-écosystème, la plupart étant aujourd'hui asséchés au printemps et en été. Enfin, aucune quantification n'existe pour la cueillette (champignons, fleurs médicinales ou aromatiques, etc.).

[Tendances] : [Etudes empiriques] (>10 études)

4

Les valeurs de la biodiversité dans le socio-écosystème de plaine agricole

La section précédente a quantifié le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des agroécosystèmes de grandes cultures. Un agroécosystème est cependant habité et modifié par les activités humaines. La présence des sociétés, avec des acteurs qui sont de simples habitants ou des agriculteurs (exploitant les ressources de l'agroécosystème), façonne en retour l'écosystème et ses paysages. Ainsi les agroécosystèmes sont des systèmes dans lesquels les dynamiques sociologiques et écologiques impliquent des interactions multiples entre agriculteurs, sociétés et écosystèmes. Ces interactions duales sont à l'origine du concept de socio-écosystème, l'interface entre l'écosystème et le socio-système, un concept qui a une forte valeur heuristique dans ce type de milieu (Collins et al., 2011; Doré et al., 2011). Les modèles écologiques et sociaux ont leurs caractéristiques propres et particulières, et les processus écologiques et socio-économiques agissent à différentes échelles spatiales puisque les échelles de la parcelle ou de l'exploitation sont rarement des échelles pertinentes au plan biologique (Cummins et al., 2015). Processus sociaux et mécanismes biophysiques ont ainsi longtemps été considérés séparément : les questions concernant la production agricole d'une part, et celles concernant les besoins sociaux et l'alimentation d'autre part. Ce qui a eu, au passage, comme conséquence de concevoir les impacts écologiques inhérents à l'agriculture comme des externalités ou des effets secondaires. Une meilleure compréhension de ces processus interactifs peut aider à améliorer l'analyse du système agricole ainsi que des politiques publiques (Cumming et al., 2015).

Le concept de services écosystémiques formalise la dépendance des sociétés humaines au fonctionnement de l'écosystème, faisant pleinement partie du cadre des socio-écosystèmes en mettant l'accent sur l'interdépendance entre systèmes socio-économiques et écosystèmes et offrant un cadre commun pour initier des débats entre les différentes parties prenantes autour des valeurs et des perceptions, notamment liées à la biodiversité. Ainsi l'affectation des terres est certes importante pour la production agricole, mais a également des conséquences pour d'autres valeurs comme la séquestration des gaz à effet de serre, les espaces et paysages à valeur récréatives, ou la diversité des espèces sauvages (Bateman et al., 2013). Par ailleurs, la valeur est souvent considérée à une échelle locale, plus rarement l'évaluation des services écosystémiques est réalisée à celle du paysage (Bateman et al., 2013), ou en explicitant les compromis et synergies entre services, la plupart des études se concentrant sur un seul service.

Les connaissances sur la chaîne biodiversité-fonctions-services-valeurs dans les agroécosystèmes demeurent limitées, notamment pour la question des valeurs. Une valeur non marchande des services écosystémiques (culturelle, esthétique, récréative, éducative, spirituelle, sociale) peut aider les processus de décisions collectives et individuelles liées au développement d'un territoire, par l'identification conjointe d'une communauté d'usagers et d'un bien commun (Berthet, 2014). Dans ce contexte, les valeurs de la biodiversité dans le fonctionnement du socio-écosystème sont aussi multiples que l'effet de la biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes (cf introduction de la section 3). Ainsi la biodiversité a un impact économique à travers la valeur marchande de la production, ici principalement céréalière, et les services dits d'approvisionnement. Et dans ce cas, la biodiversité affecte de manière différentielle ou différenciée certaines composantes de la production ou du rendement, par exemple au niveau du rendement sensu stricto, de la qualité de la production (taux de protéines des grains de blé par exemple), ou le revenu des agriculteurs. Enfin, la biodiversité peut également affecter directement ou indirectement les compromis (synergies, antagonismes) entre services. Une vision multifonctionnelle de la biodiversité, qui s'adresse à des secteurs multiples et à des échelles variées, est donc indispensable. C'est le plan que nous suivrons dans cette quatrième section.

4.1. VALEUR MARCHANDE DE LA BIODIVERSITÉ POUR LES AGRICULTEURS ET LES FILIÈRES AGRICOLES ET APICOLES



S'il existe une littérature volumineuse sur les facteurs agronomiques et socio-économiques affectant les rendements ou les revenus agricoles, le rôle de la biodiversité, direct ou indirect, dans cette production est quant à lui rarement quantifié. Même pour ce qui concerne le service économique rendu par la pollinisation animale, pourtant quantifié à l'échelle mondiale (Lautenbach et al., 2012), européenne (Breeze et al., 2014) ou nationale (Smith et al., 2011 au Royaume-Uni). En effet, toutes ces études évaluent la perte de rendement en absence de pollinisateurs (Klein et al 2007), et même en incorporant un coefficient de dépendance aux insectes pollinisateurs (Gallai et

al., 2009), elles ne tiennent pas compte des effets potentiels de compensation (la plante peut par exemple compenser un déficit de pollinisation; comme un agriculteur, par ses pratiques: Hanley et al., 2015). La valeur économique de la lutte biologique par conservation a été estimée à 572 dollars / ha au niveau mondial (Naranjo et al., 2015), mais il n'existe pas d'évaluation monétaire à l'échelle nationale (absente de l'EFSE par exemple). Enfin la biodiversité contribue directement au revenu via une quantité et une qualité de services écosystémiques (Costanza et al., 2014) mais aussi en constituant une valeur d'assurance contre le risque économique (DeLara & Doyen, 2008; Mouysset et al., 2013).

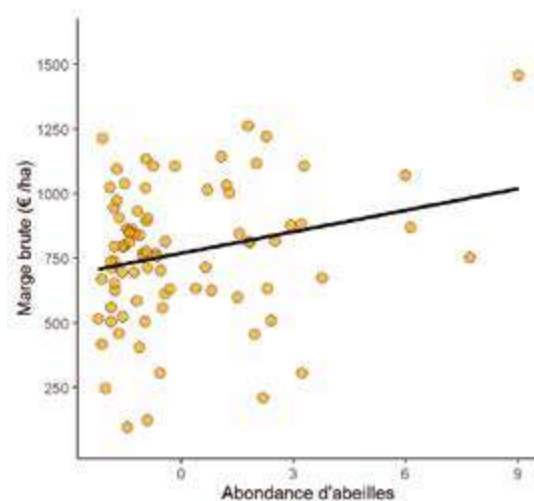


Les liens entre biodiversité et économie de l'agriculture, que ce soit à l'échelle des filières ou à l'échelle des cultures, n'a pas fait l'objet de nombreuses études spécifiques en Région Nouvelle-Aquitaine à ce jour. Plusieurs de ces études sont d'ailleurs plutôt des analyses, qui ne sont pas nécessairement publiées dans des revues scientifiques. En ce qui concerne les grandes cultures, deux études récentes (Catarino et al., 2019; Catarino et al., in press) montrent que la biodiversité affecte les rendements, mais aussi les revenus, en blé comme en colza. En colza, les pollinisateurs, sauvages comme domestiques, augmentent les rendements de près de **35%** (Figure 2.11; Perrot et al., 2018). En tournesol, l'augmentation est plutôt de **40%** en présence de l'abeille domestique (la seule espèce qui montre un effet significatif) (Perrot et al., 2019). L'augmentation de rendement se traduit bien évidemment en matière économique (marges brute ou semi-nette; Catarino et al., in press), et ce d'autant plus qu'une réduction de pesticides, en particulier insecticides et herbicides, semble associée à un meilleur service de pollinisation en colza, augmentant également la marge de plusieurs **dizaines à centaines d'euros** (par réduction des charges liées aux intrants; Catarino et al., in press).

La biodiversité est par ailleurs souvent perçue négativement par les agriculteurs du fait des ravageurs de cultures ou des adventices qui entrent en compétition avec la culture et réduisent les rendements. Or, plusieurs études menées depuis 10 ans sur la ZA PVS ont montré que les adventices ne réduisent pas significativement les rendements de blé (Gaba et al., 2016, 2019; Catarino et al., 2019), qu'un usage intensif d'herbicide ne conduit pas à une réduction significative des adventices (Gaba et al., 2016), et qu'il n'existe pas de relation positive entre les rendements et l'intensité d'usage des herbicides (Gaba et al., 2016). Il n'y a donc pas d'anta-

FIGURE 2.11

Effet de l'abondance en abeilles sur la marge brute en production de colza. D'après Catarino et al., (2019)



gonisme entre biodiversité, production et revenu, c'est plutôt même le contraire (Lechenet et al., 2014, 2017). Certains agriculteurs prennent d'ailleurs conscience de l'intérêt de la biodiversité pour la diversité des services qu'elle offre. Les associations de culture 'blé-féverole' ont permis d'obtenir un rendement total des cultures en association supérieur au rendement de chaque culture seule, et de qualité protéique supérieure, permettant ainsi une diversification de la production, une meilleure valorisation des produits et la sécurité d'une production dans le cas où une des deux cultures n'est pas exploitable (Projet APACH; CIVAM Poitou Charentes,



2018). La diversité génétique, dans le cadre de blé « population » est également reconnue par ces agriculteurs comme facteur de résilience et d'adaptation de la culture au territoire pour améliorer les rendements. En ce qui concerne l'élevage, la biodiversité endogène (systèmes herbagers) est un support de développement des systèmes alimentaires territorialisés (SAT) qui favorise l'autonomie énergétique et alimentaire des fermes et la rentabilité économique (par complémentarité des ateliers et réduction intrants (*Jénot et al., 2012*).

Enfin, au-delà de l'impact économique de la biodiversité sur les rendements et les revenus des agriculteurs, on peut s'interroger sur les filières. Le projet APACH (*CIVAM Poitou-Charentes, 2018*) a également fait intervenir des

transformateurs de matière première : le blé en pain et le colza en huile. Les agriculteurs-transformateurs impliqués sont conscients de l'intérêt non seulement de valoriser une agriculture respectueuse de la biodiversité auprès de leur clientèle, mais surtout de son impact sur la qualité de leur produit. Les tests organoleptiques sur l'huile de colza ont montré de propriétés gustatives différentes selon la culture du colza en pur ou en association, mais pas sur la composition en acide gras. Et si la farine de blé « population » cultivée en pur est plus difficile à travailler que de la farine de blé moderne, un meilleur équilibre a été trouvé en terme de production et de qualité de pain pour une farine de blé cultivé en association avec la féverole (*Projet APACH; CIVAM Poitou Charentes 2018*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le rôle de la biodiversité sur les rendements ou les revenus agricoles, que ce soit à l'échelle de la parcelle comme celle de l'exploitation, sont l'objet de connaissances à ce jour assez lacunaires en Région Nouvelle-Aquitaine. Au mieux une ou deux cultures ont été étudiées, généralement dans un seul contexte et sur un petit nombre d'années. Pour autant, sur la base de ces informations partielles, la biodiversité est clairement en mesure d'augmenter de manière significative les rendements, et donc les revenus. Ceci est notamment vrai pour les cultures qui dépendent de la pollinisation entomophile. La durabilité à long terme (sur plusieurs années) de cette augmentation reste cependant à étayer.

[Tendances] : [Etudes empiriques] (<10 études)

4.2. TERRITOIRE ET SOCIÉTÉ : VALEURS CULTURELLES ET

PATRIMONIALES DE LA BIODIVERSITÉ EN PLAINE AGRICOLE



Toutes les initiatives, qu'elles soient nationales (EFSE) ou internationales (IPBES, MAES) reconnaissent la biodiversité, dans le cadre des services écosystémiques, d'autres fonctions que les valeurs monétaires (*Maes et al., 2013; 2016*). Pourtant, les débats sont âpres entre les tenants d'une approche purement écologique et économique (*deGroot et al., 2010*), forte de cadres théoriques, d'outils et de métriques (*Polasky & Segerson, 2009*), et une approche plus orientée vers les valeurs humaines et les acteurs et savoirs locaux (*voir Diaz et al., 2018 pour une revue récente*). Ainsi, la biodiversité, à la base même de la production des services écosystémiques, procure des

« avantages » ou « bénéfices » autres qu'économiques, que nous regroupons ici sous le terme générique de services socio-culturels, entre autres des services récréatifs, rarement quantifiés (voir cependant *UK National Ecosystem Assessment (2014)* pour une exception notoire; et *Paracchini et al., 2014*) et qui le sont d'ailleurs la plupart du temps à travers des métriques socio-économiques comme le nombre de visiteurs (*Maes et al., 2016*). Nous nous concentrons ici dans un premier temps sur les valeurs d'usage direct sans prélèvement (selon la définition du CICES et de l'IPBES), qui incluent à la fois la valeur récréative mais aussi la valeur patrimoniale.



Les paysages, qui résultent des écosystèmes en interaction avec les sociétés humaines, ont une valeur patrimoniale. Il existe des atlas cartographiques des paysages à l'échelle nationale aussi bien qu'à l'échelle régionale, publié pour la Poitou-Charentes (CPDT, 2007) et en cours pour les deux autres ex-Régions. Une cartographie nationale a été produite dans le cadre d'EFES (Thérond et al., 2017) sur le potentiel récréatif des paysages agricoles, croisant leur accessibilité et leur valeur de naturalité, mais comme cette dernière est calculée de manière inversement proportionnelle à la proportion du pixel en occupation agricole des sols (via la SAU, dans ce cas précis), cette circularité empêche de facto toute évaluation. Mais la quantification de la valeur récréative des paysages, et en particulier de la composante liée à la biodiversité dans celle-ci, n'a apparemment jamais fait l'objet d'un travail scientifique dans la région.

L'écotourisme est peu développé dans les plaines agricoles, mais n'est pas pour autant inexistant, comme en témoigne le nombre de gîtes ruraux par exemple dans les Deux-Sèvres. Un exemple anecdotique dont l'impact n'est pas évalué formellement est celui du Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne qui a développé une activité touristique autour de l'observation de la grue cendrée dans les champs de maïs sur leurs sites d'hivernage. La dimension esthétique des paysages de plaine agricole, et des activités liées à la biodiversité qui les entoure, est relatée dans divers ouvrages récents (Conseil Général des Deux-Sèvres, 2013). Mais la quantification de la valeur récréative des paysages, et en particulier de la composante liée à la biodiversité dans celle-ci, n'a apparemment jamais fait l'objet d'un travail scientifique dans la Région.

La chasse représente un poids économique non négligeable : en moyenne, un chasseur dépense 1 700 euros par an; au-delà de cet apport financier, beaucoup de chasseurs aménagent le territoire pour leurs pratiques ou participent à des actions bénévoles de nature associative, pour une moyenne de 72 heures/an (Vollet, 2016).

Une autre dimension de la valeur liée à la biodiversité des agroécosystèmes de grandes cultures est représentée par la faune et la flore patrimoniale qui y sont hébergées. Parmi les oiseaux, l'outarde canepetière dont la très grande majorité de la fraction migratrice de la population française est accueillie en Nouvelle-Aquitaine (Jolivet, 2009; Villers et al., 2010; Bretagnolle et al., 2011), l'œdicnème criard (Marty & Boutin, 2007; Gaget et al., 2019) ou le busard cendré (Santangeli et al., 2015). La région Nouvelle-Aquitaine (et surtout la partie Poitou-Charentes) a une responsabilité majeure pour ces trois espèces puisqu'elle



Bleuet butiné par une abeille charpentière ©Fabien Vialloux

est la plus importante pour leur nidification (Jourde et al., 2016; Thiollay & Bretagnolle, 2004). Outre les oiseaux, des espèces patrimoniales sont trouvées chez les plantes messicoles, comme les bleuets, dont les déterminants de présence ont été étudiés (Bellanger et al., 2012), ainsi que l'association avec d'autres espèces messicoles ou adventices. On trouve aussi dans les rivières qui traversent ces espaces agricoles des espèces patrimoniales comme l'écrevisse à patte blanche, des poissons migrateurs, tels que l'anguille, le saumon ou l'aloise (Cellule migrants Charente Seudre, 2016), ou les moules d'eau douce témoins d'un bon fonctionnement de cet écosystème (Holdich et al., 2009; Grandjean et al., 2011). Pour l'écrevisse à patte blanche, de nombreuses études ont permis de déterminer les facteurs qui expliquent sa présence (Trouilhé et al., 2007), comme la présence limitée de matière organique ou la faible turbidité de l'eau. Différents Atlas régionaux existent, notamment en Poitou-Charentes (Orthoptères, fougères, messicoles etc.) qui permettent d'avoir une cartographie assez précise de différentes composantes de la biodiversité, notamment des espèces remarquables, y compris pour les agroécosystèmes de grandes cultures. L'abeille noire a fait aussi l'objet de plusieurs études récentes dans les Deux-Sèvres (Houte & Gaboulaud, 2008) du fait de sa valeur patrimoniale : un conservatoire de l'abeille noire est actuellement mis en place et géré sur le site de Chizé.

Il existe enfin une dimension éthique à la biodiversité. Celle-ci s'exprime par exemple à travers l'expression d'une demande sociétale nouvelle portée par des motivations différentes : altruiste, d'éthique environnementale (bien-être animal), qui remet en question certaines pratiques (élevage notamment) pour permettre également de préserver la biodiversité pour les générations futures.

CE QU'IL FAUT RETENIR

La valeur récréative de la biodiversité en région Nouvelle-Aquitaine, notamment à travers celle des paysages agricoles, n'a fait l'objet d'aucune étude. L'écotourisme est cependant développé dans les régions de plaines agricoles. La valeur culturelle associée à la biodiversité est par contre plus détaillée, elle est avérée pour ce qui relève des oiseaux, probable pour d'autres taxons (plantes).

[Fait Etabli] pour les oiseaux: **[Etudes empiriques]** (>10 études)

[Suggestion] pour les autres composantes de la biodiversité

[Projection] pour les paysages

5

État de la biodiversité dans le socio-écosystème des plaines agricoles

Les sections 3 et 4 ont démontré le rôle capital de la biodiversité pour un certain nombre d'activités économiques et culturelles, renforçant l'idée et le concept des solutions fondées sur la nature (UICN France, 2018). Cependant, ces solutions ne peuvent être mises en application, ou fonctionner, que si la biodiversité est présente. Or, les activités humaines, et en particulier l'agriculture, ont bouleversé l'environnement global en altérant profondément la dynamique de la biodiversité à l'échelle planétaire (Chapin et al., 2000; Lambin et al., 2003). Les changements d'usage des terres qui entraînent la destruction, la transformation et la fragmentation des habitats naturels, apparaissent clairement comme le facteur déterminant de la « crise de biodiversité » actuelle (Maxwell et al., 2016). Les agroécosystèmes constituent de loin le mode d'usage des terres majoritaire en Europe mais aussi en France : bien que la superficie agricole ait diminué de presque 3 % entre 1990-92 et 2002-04 (au profit de l'urbanisation), l'agriculture occupe encore 55% du territoire français (OCDE, 2008). Or les écosystèmes dominés par l'agriculture sont ceux qui abritent le plus grand nombre d'espèces menacées d'extinction. Les terres agricoles accueillent en effet une grande partie de la biodiversité mondiale (Pimentel et al., 1997). En Allemagne, environ 25% des espèces menacées se trouvent dans les 2% d'espaces protégés, tandis que les 75% restants dépendent des surfaces gérées par l'agriculture (50% du pays) et de la sylviculture (30%) (Tscharncke, 2005). Les paysages agricoles européens abritent la communauté la plus riche en nombre d'espèces d'oiseaux; près de 50 % des espèces d'Europe habitent les espaces cultivés, soit plus de 250 espèces (Potts, 1997; Tucker, 1997).

D'innombrables études montrent la raréfaction de nombreuses espèces de plantes, insectes, oiseaux et mammifères à l'échelle européenne (Krebs et al., 1999; Donald et al., 2002; Kleijn & Sutherland, 2003; Fox 2004; Green et al., 2005) ou nationale (Inchausti & Bretagnolle, 2005; Julliard et al., 2004). Les processus d'intensification de l'agriculture couplés aux processus de fragmentation des habitats naturels ont en effet été identifiés comme les causes majeures des extinctions de ces populations (Robinson & Sutherland, 2002; Tilman et al., 2002; Benton et al., 2003). C'est ainsi que certaines espèces, autrefois pourtant considérées comme banales (voire nuisibles), ont fortement régressé à travers les plaines agricoles de toute l'Europe (Gibbons et al., 1993; Potts, 1997). En Europe l'augmentation des rendements de céréales entre 1960 et 2000 explique 30% de la diminution des populations d'oiseaux de plaine (Donald et al., 2001). Dans une autre étude à grande échelle et à long terme en Ecosse, Benton et al. (2002) font le lien entre la régression des oiseaux des terres cultivées et le nombre d'invertébrés et les pratiques agricoles. Il en est de même pour les espèces floristiques, avec 400 espèces en Allemagne dont le déclin est dû à l'intensification de l'agriculture (Potter, 1997). En Europe occidentale, plus de 1% des effectifs de l'avifaune de plaine disparaît par an (Donald et al., 2001; Julliard et al., 2006). De plus, c'est parmi cette communauté que l'on trouve la proportion d'espèces menacées la plus importante : la moitié de ces espèces sont en fort déclin (30 % des espèces menacées en Europe sont inféodées au milieu agricole) (Tucker & Heath, 1994; Pain & Pienkowski, 1997). En France, entre 1989 et 2003, les populations d'oiseaux ont diminué de 3 % au niveau national, contre 25 % pour les oiseaux utilisant les habitats agricoles (Julliard et al., 2006). Mais paradoxalement, les agroécosystèmes, qui sont majoritaires en surface, ont fait l'objet de peu d'études écologiques jusqu'à une époque récente. De même, aucun effort de conservation, ou presque, n'a encore été entrepris sur ces milieux du fait de la propriété individuelle qui interdit les politiques de mises en réserve naturelle.

5.1. EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA

BIODIVERSITÉ : FERTILISANTS, PESTICIDES, TRAVAIL DU SOL



De très nombreuses études ont porté sur l'effet des pratiques agricoles sur la biodiversité, en Europe plus particulièrement mais également en Amérique du Nord. Il n'est cependant pas facile de dissocier les différents effets qui résultent de l'intensification agricole, c'est-à-dire la transformation et l'uniformisation des paysages agricoles, l'augmentation du recours aux intrants chimiques (fertilisants, pesticides) et enfin la mécanisation croissante des travaux agricoles. Les trois sont liés, et pour les trois nous disposons d'évidence scientifique de leurs effets sur la biodiversité : transformation des paysages du fait de la simplification et l'uniformisation des systèmes agricoles (Benton et al., 2003, Tscharntke et al., 2005, Newbold et al., 2015), utilisation des intrants chimiques (Geiger et al., 2010, Chamberlain et al., 2001) ou mécanisation des pratiques (Santangeli et al., 2015). En tout premier lieu, la spécialisation des systèmes de production agricole aux échelles locales et régionales, et la séparation qui en résulte des activités de grandes cultures et d'élevage aboutissent à une diminution de la diversité des modes d'occupation des sols, ce qui restreint fortement la biodiversité locale (Lemaire et al., 2014). C'est cette spécialisation qui, accompagnée ou induite par la mécanisation, est à la base de cette perte

de diversité. Il est en particulier établi que le travail du sol affecte significativement toutes les communautés d'organismes du sol, soit directement soit indirectement (Pelosi et al., 2016, Coudrain et al., 2016). Un certain nombre d'études ont montré que le travail du sol intensif, l'utilisation de produits phytosanitaires et de fertilisants de synthèse impacte négativement les communautés d'ennemis naturels (Rusch et al., 2010). Les impacts négatifs de l'utilisation d'intrants chimiques de synthèse ont notamment été documentés sur les auxiliaires des cultures incluant des effets directs létaux, des modifications comportementales voire des effets indirects via la diminution des ressources ou des micro-habitats (Langhof et al., 2003; Desneux et al., 2007). Par ailleurs, il existe des différences importantes dans la sensibilité des différents taxons avec certains taxons plus sensibles, et donc plus affectés, que d'autres : par exemple, les papillons diurnes ont très fortement décliné partout en Europe (Nilsson et al., 2013), de même que les abeilles sauvages (Goulson et al., 2015), la flore spontanée (Robinson & Sutherland, 2002) ou les oiseaux (Inger et al., 2015). D'autres taxons semblent plus résilients (micromammifères; Bonnet et al., 2013) ou sont moins documentés.

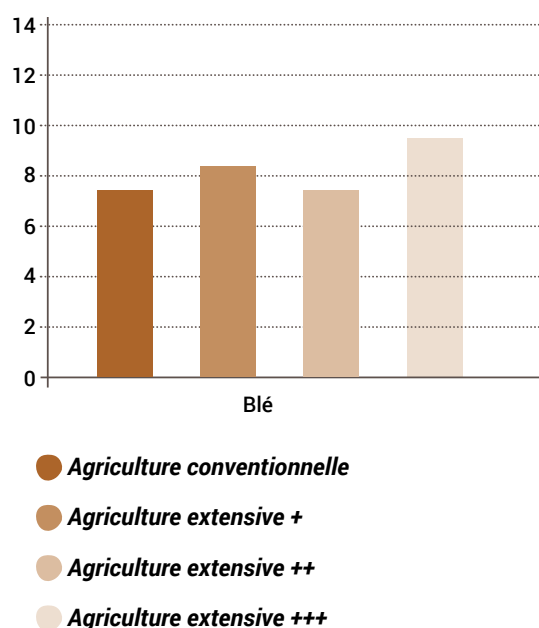


A l'échelle de la région Nouvelle-Aquitaine, il n'existe pas à ce jour d'étude globale sur l'état de la biodiversité dans les paysages de grandes cultures et encore moins d'analyse de tendances ou d'évolution de l'état de la biodiversité dans ce socio-écosystème. Il existe, par contre, de nombreuses études sur des taxons en particulier, ou sur l'effet d'une ou plusieurs pratiques sur un groupe en particulier (Figure 2.12). Ci-dessous, nous reprenons, plus sous forme de catalogue que sous forme de synthèse, l'état des connaissances actuelles.

FIGURE
2.12

Effet des pratiques conventionnelles et extensives (3 degrés) sur la diversité de carabes en parcelle cultivée en blé. Étant donné que seules les pratiques les plus extensives (ext+++) ont des effets significatifs à l'échelle locale et paysagère, la gestion doit être répartie dans le paysage pour amplifier leurs effets positifs. D'après Caro et al. (2016) «Multi-scale effects of agri-environment schemes on carabid beetles in intensive farmland», Agriculture, Ecosystems and Environment, 229, pp. 48-56

Richesse spécifique de carabe





Les insecticides néonicotinoïdes ont un effet négatif sur l'abeille domestique en réduisant leur taux de retour à la ruche (Henry et al., 2012, 2014, 2015) et en affectant également la dynamique de la colonie (Henry et al., 2015). Cela a été démontré empiriquement (Henry et al., 2014) mais aussi expérimentalement (Henry et al., 2012), y compris à l'échelle des paysages sur la ZA PVS (Henry et al., 2015). Une récente étude conduite sur les agro écosystèmes de grandes cultures en France suggère également des risques importants d'intoxication chez les espèces d'oiseaux qui ingèreraient des semences traitées à l'imidaclopride (Millot et al., 2017).

L'effet des herbicides a lui aussi été étudié, principalement sur les adventices. Paradoxalement, cet effet est faible à l'échelle de l'exercice cultural (Gaba et al., 2016; Lechenet et al., 2014; Petit et al., 2016) et surtout marqué sur les espèces les plus rares (qui ne sont pas ciblées) avec un effet faible sur les espèces communes ou très communes (Gaba et al., 2016). Pourtant, les espèces végétales messicoles adventices des cultures sont en déclin à long terme, sous l'effet potentiellement croisé des herbicides, mais aussi du labour, du faux semis et de l'utilisation de l'azote (Bertrand et al., 2016, en plaine fourragère en région Bretagne). Cependant, les pratiques agricoles ne sont pas les facteurs principaux de la composition et de la structure des communautés adventices

qui sont principalement façonnées par la date de semis des cultures (Perronne et al., 2015). Ce résultat surprenant obtenu en ZA PVS est en accord avec d'autres études menées à l'échelle nationale qui montre que les communautés adventices (richesse, abondance) dépendent aussi très fortement de la date de semis (Guntton et al., 2011; Mahaut et al., 2018).

L'effet de l'ajout de certaines cultures fourragères dans la rotation annuelle des cultures ou du travail du sol sur les microorganismes a été évoqué précédemment (section 3.2.1). L'utilisation d'associations de cultures a également montré une abondance légèrement supérieure de carabes en association blé-féverole qu'en blé pur, avec la présence notable de l'espèce bioindicatrice et zoophage *Carabus auratus*. Deux espèces de cloporte, *Porcellionides sexfaciatus* et *Chaetophiloscia cellaria* n'ont également été observées qu'en association de cultures (CIVAM Poitou-Charentes, 2018). Aucune étude scientifique n'a testé l'impact du travail du sol sur la biodiversité de la faune du sol en Nouvelle-Aquitaine, mais une étude est disponible pour les microorganismes montrant que labourer une prairie pour mettre en place une culture a des effets intenses, immédiats et durables sur l'abondance, l'activité et la diversité des communautés microbiennes (Attard et al., 2010, 2016).

ENCADRÉ 4 L'Agriculture Biologique

Les effets des pratiques, l'utilisation des produits phytosanitaires de synthèse, sur la biodiversité peuvent également être mesurés en comparant la biodiversité en agriculture biologique (AB) et en agriculture conventionnelle (AC). Sur les systèmes de grandes cultures, les effectifs d'espèce ou la richesse spécifique des adventices (Henckel et al., 2015), des carabes (Caro et al., 2016), ou encore des criquets (Badenhausser et al., 2012) sont supérieurs en AB. Il en est de même d'ailleurs pour l'abeille domestique (taille du couvain : Wintermantel et al., 2019). Aujourd'hui, le rôle de la biodiversité dans la régulation biologique des ravageurs de culture est difficilement appréciable du fait de l'utilisation importante de produits phytosanitaires de synthèse, mais il est amené à évoluer et augmenter significativement si la réduction d'usage de pesticides s'accompagne d'une augmentation de la diversité biologique. Une étude récente (Muneret et al., 2018) a évalué les performances des pratiques de l'AB en termes de niveaux de régulation naturelle potentielle des bioagresseurs (par exemple prédation, parasitisme) et de niveaux d'infestation effectif par des animaux, des pathogènes et des adventices. Par le biais d'un jeu de données constitué de 162 études collectées à l'échelle mondiale et de deux méta-analyses, cette étude montre que les services de régulation naturelle (des animaux, des pathogènes et des adventices) sont plus importants en systèmes de cultures annuelles conduits en AB qu'en AC. Par ailleurs, ces données montrent également que l'AB est plus performante pour contrôler les pathogènes, de même performance pour contrôler les ravageurs et moins performante pour contrôler les adventices, comparée à l'AC. Ces résultats montrent que les pratiques de l'AB permettent de stimuler les processus écologiques comme la régulation biologique et suggèrent qu'il est possible de substituer l'utilisation de produits phytosanitaires par les pratiques de l'AB sans augmenter les pressions des ravageurs animaux et des pathogènes.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les pratiques agricoles, très diverses, ont des effets également très divers sur les différents compartiments de biodiversité. A ce stade, il est difficile de dresser un bilan synthétique à l'échelle de la Région, même si de nombreuses études disponibles indiquent toutes, à des degrés divers, un effet négatif de l'intensification des pratiques agricoles sur la biodiversité. Bien qu'il ne soit pas toujours facile de décorrélérer les effets de certaines pratiques sur la biodiversité, les études régionales menées sur les performances de l'agriculture biologique et ses effets sur la biodiversité illustrent bien que des systèmes ayant recours aux modes de fertilisation organiques, n'utilisant pas de produits phytosanitaires de synthèse et diversifiant leurs rotations ont, en moyenne, des effets positifs sur les différents compartiments de la biodiversité voire des fonctions qu'ils supportent.

[Présomption] : [Etudes empiriques] (>10 études)

5.2. DISPARITION DES ÉLÉMENTS SEMI-NATURELS, HOMOGÉNÉISATION DES PAYSAGES



Une deuxième cause majeure de perte de biodiversité concerne la transformation des paysages (*Tscharntke et al., 2005; Benton et al., 2003*), et plus particulièrement la disparition et la fragmentation des éléments semi-naturels (haies, petites vignes, murets, mares temporaires), ainsi que la disparition progressive des prairies naturelles et permanentes. Les paysages agricoles ont beaucoup évolué au cours des années : en France entre 1992 et 2002, 2 millions d'hectares de prairies ont été mises en culture et 1.7 millions d'hectares de prairies ont été implantées sur d'anciennes terres arables (*Lee & Slak, 2007*). Par ailleurs, l'homogénéisation temporelle

forte des rotations culturales, participe à l'homogénéisation des paysages agricoles de grandes cultures ce qui limite la diversité des habitats pour un grand nombre d'espèces. Pourtant, s'il est clairement avéré que l'uniformisation des paysages tend à faire décroître la biodiversité, réintroduire de la complexité dans ces mêmes paysages n'est pas forcément gage d'augmentation de la biodiversité, d'autant plus que la nature des éléments qui composent cette complexité est tout aussi importante que la manière selon laquelle ils sont agencés dans le paysage (*Farhig et al., 2011*).



L'uniformisation des paysages affecte la dynamique des colonies d'abeilles, en diminuant notamment la quantité de pollen récolté et ramené (*Odoux et al., 2014; Requier et al., 2015*). Les paysages et leurs composants, notamment les haies, jouent un rôle important pour l'orientation et la navigation de certains organismes, comme les chauves-souris, ce que montre le suivi d'une colonie de Grand Rhinolophe en Charente-Maritime (*Pinaud et al., 2018*) ou des abeilles (*Henry et al., 2014*). Les paysages complexes abritent également une plus grande diversité chez les oiseaux (*Teillard et al., 2014; Bretagnolle et al., 2018b*) où il a été montré que l'abondance des oiseaux spécialistes (terres arables ou prairies) est corrélée positivement à l'hétérogénéité de la configuration des paysages (*Henckel et al., 2019*), ainsi que chez les plantes adventices (*Henckel*

et al., 2015; Bourgeois et al., en révision). Sur une espèce en particulier, l'alouette des champs, il a été montré empiriquement que l'agencement des cultures, et notamment la juxtaposition de céréales et de prairies (luzerne par exemple) augmente l'abondance de cette espèce (*Miguet et al., 2013*). La présence de prairies dans les paysages est également un facteur clé de la présence et de l'abondance de nombreuses espèces d'oiseaux (*Bretagnolle et al., 2018b*).

Les éléments du paysage (zones refuge, zones d'hivernation, zones d'estivation, zones d'alimentation, zones de reproduction...), leur agencement dans l'espace et dans le temps, doivent être en adéquation avec la phénologie des espèces ciblées (*Miguet et al., 2013; Hass et al., 2018*). En particulier, la question du seuil



de surface de paysage diversifié (haies, bosquets, etc.) et de la présence de zone de quiétude ou de refuge pour la faune doit être posée (en relation aussi avec les ressources pour la faune hébergée comme les oiseaux (nourriture, graines ou insectes). Un vaste projet Européen, impliquant la ZA PVS, a cherché entre 2013 et 2016 à évaluer les effets respectifs de l'hétérogénéité compositionnelle (variabilité des cultures) et configurationnelle (linéaire séparant des parcelles) sur de nombreux compartiments de la biodiversité. Une analyse globale (Sirami *et al.*, 2019) suggère que globalement, ces deux composantes jouent, mais que la composante de composition a plus d'effet. Cependant, ce n'est pas vrai pour tous les taxons, puisque des effets contraires sont observés sur les abeilles (Hass *et al.*, 2018).

Par ailleurs, dans une expérimentation à l'échelle des paysages menée en région Centre, les effectifs de perdrix grise n'ont pas augmenté malgré la mise en place d'une gestion de l'habitat sous l'impulsion des politiques publiques pour augmenter l'effet lisière (Bro *et al.*, 2004). D'une manière générale pourtant, les îlots en jachères dans le cadre des mesures agro-environnementales et climatiques ont été un apport positif pour la biodiversité (Augiron, 2012). En effet, le même type d'expérimentation mené sur l'outarde canepetière en Nouvelle-Aquitaine a permis d'augmenter la population de 6 à 30 mâles entre 2003 et 2009 avec une augmentation importante de la fécondité femelle associée à la nidification dans des champs gérés en MAEC (Bretagnolle *et al.*, 2011; Bretagnolle *et al.*, 2018a). De même, les relations entre hétérogénéité du paysage et accroissement de biodiversité ne sont pas systématiques : par exemple, sur trois sites très différents (en termes de nombre de haies, taille du parcellaire etc.), aucune différence n'a été trouvée pour trois espèces de pucerons et cinq espèces de leurs parasitoïdes suggérant un mécanisme évolutif de synchronisation rapide intra-région (Andrade *et al.*, 2015).

Enfin, des changements de mode d'usage des terres découle une perturbation majeure, le travail du sol préalable à la mise en place des cultures et arrêté pendant la durée de l'exploitation de la prairie. Ces deux situations contrastées ont été étudiées sur l'ORE de Lusignan et une réponse très asymétrique a été observée pour des communautés microbiennes impliquées dans le cycle de l'azote. Labourer la prairie pour mettre en place une culture a généré des effets intenses et immédiats sur ces mêmes communautés (Attard *et al.*, 2016).



Alouette ©Vincent Bretagnolle

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les études portant sur l'effet du paysage sur la biodiversité sont moins abondantes que celles portant sur les pratiques. Néanmoins, les études menées à l'échelle régionale montrent que la diminution des haies ou des prairies ont des effets négatifs sur plusieurs compartiments de biodiversité, insectes ou oiseaux. L'hétérogénéité de l'habitat, qui peut se manifester à travers la diversité des cultures, la taille moyenne des parcelles, ou la présence des éléments semi-naturels, a des effets positifs sur la biodiversité en général, mais la magnitude de ces effets varie fortement selon les taxons considérés. A ce stade, aucune conclusion ferme n'émerge.

[Tendances] : [Etudes empiriques] (<10 études)

5.3. INTERACTIONS AVEC DES ESPÈCES EXOTIQUES ET ENVAHISSANTES



Les espèces envahissantes sont une des causes majeures du déclin de la biodiversité dans le monde (Vitousek et al 1997; Chapin et al., 2000). Que l'introduction soit intentionnelle comme pour la coccinelle asiatique (*Harmonia axyridis*), qui a prouvé son efficacité dans le cadre agricole de lutte biologique du puceron, ou accidentelle comme pour le frelon à pattes jaunes (*Vespa velutina*), plus connu sous le nom de frelon asiatique, ces espèces se révèlent être de redoutables compétiteurs des auxiliaires endémiques des cultures (Roy et al., 2012) et des abeilles domestiques. Le frelon asiatique n'est pas à lui seul responsable du déclin des abeilles mais est une source de stress additionnel à des conditions déjà particulièrement stressantes (Goulson et al., 2015). Au-delà de la perte de diversité, elles impliquent un coût généralement important en termes de dégâts causés et de gestion (Simberloff et al., 2013). Par ailleurs, une attention particulière doit être apportée aux interactions symbiotiques dans les capacités

invasives des espèces. Ce n'est en effet que très récemment que l'on a pris la mesure des effets des symbiotes sur leurs hôtes, selon un continuum allant du parasitisme au mutualisme : ils participent à des fonctions trophiques, manipulent la reproduction, ou protègent contre des ennemis naturels (Douglas, 2014). Dans ce contexte, les relations entre invasions biologiques et microbiome commencent à être explorées (Amsellem et al., 2017), ce qui est particulièrement important chez les plantes et chez les insectes, dont la grande majorité si ce n'est la totalité des espèces héberge de riches communautés symbiotiques. L'expression de l'ensemble des génomes des symbiotes et de l'hôte (hologénome) se traduit par une modification des fonctions des espèces. Un cadre de travail visant à déterminer l'importance des interactions symbiotiques au cours des différentes étapes d'une invasion biologique a été proposé récemment (Lu et al., 2016).



Parmi les invasions récentes impliquant les grandes plaines agricoles, le cas du frelon à pattes jaunes est probablement l'une des invasions biologiques animales les plus connues du grand public en Nouvelle-Aquitaine. Cette espèce s'est montrée rapidement problématique pour deux raisons majeures. Premièrement, les ouvrières chassent les abeilles domestiques à l'entrée de leur ruche pour nourrir leurs larves (Monceau et al., 2014a,b). Ainsi, les *Apidae* (abeilles domestiques mais également d'autres pollinisateurs comme les bourdons) représentent entre un et deux tiers de son régime alimentaire en fonction de l'environnement (Villemant et al., 2011). La probabilité de survie hivernale des colonies d'abeilles domestiques est réduite par l'action de prédation du frelon asiatique (Requier et al., 2019). Deuxièmement, la colonisation au niveau régional depuis la zone d'introduction près d'Agen (Arca et al., 2015) s'est faite de façon exponentielle avec un nombre de nids explosant en très peu d'années (voir par exemple les données collectées sur la commune d'Andernos (40) (Monceau & Thiéry, 2017). Les niveaux de population en Nouvelle-Aquitaine sont très importants même si les données précises manquent et l'impact sur les populations d'abeille domestique n'a été que peu quantifié (voir cependant Arca et al.,

2015; Monceau et al., 2018, 2014). Les effets sur la production de miel sont donc méconnus. Un des enjeux principaux est de quantifier maintenant l'impact de *V. velutina* sur le service de pollinisation des cultures et de la flore sauvage des plaines agricoles car l'espèce a un impact négatif en prédatant des abeilles et des pollinisateurs sauvages, mais ses ouvrières pollinisent aussi des fleurs en les visitant pour se nourrir partiellement de nectar. Une autre espèce envahissante en Nouvelle-Aquitaine présente le même profil mais n'a fait l'objet d'aucune étude. Il s'agit de *H. axyridis*, une espèce de coccinelle très vorace qui a été introduite volontairement pour le contrôle biologique des pu-



Frelon asiatique ©Karine Monceau



cerons, mais qui est devenue invasive. Il est possible que cette espèce contribue, sans doute faiblement, à la pollinisation en se nourrissant de nectar. L'utilisation de puces RFID a permis non seulement de déterminer que des ouvrières de Frelon asiatique pouvaient couvrir jusqu'à 5 kilomètres de distance (*Poidatz et al., 2018*) mais elle a aussi permis de localiser des nids (*Kennedy et al., 2018*). Actuellement, les mesures de gestion reposent principalement sur l'utilisation de pièges avec des appâts alimentaires non spécifiques qui attirent le frelon asiatique et d'autres insectes (*Monceau et al., 2014*). Cependant une récente étude suggère l'utilisation de techniques non-létales et respectueuses de la biodiversité, en particulier la muselière de ruche qui permet de réduire l'impact du frelon sur les colonies d'abeilles domestiques (*Requier et al. 2019b*). Le piégeage de printemps notamment est souvent mis en avant afin de capturer les reines fondatrices avant qu'elles aient pu fonder leur nid. Toutefois, ce piégeage non contrôlé dont l'appât est traditionnellement à base de sirop et d'alcool attire un grand nombre d'espèces non cibles dont des pollinisateurs (*Dauphin & Thomas, 2009; Monceau et al., 2012*).

La détection des espèces envahissantes peut recourir aux nouvelles approches de génomique environnementale, soit pour mieux comprendre l'écologie fonctionnelle d'espèces indicatrices de qualité des agrosystèmes (*Bouchon et al., 2016; Bredon et al., 2018, 2019; Dittmer & Bouchon, 2018*), soit pour détecter de manière précoce des espèces envahissantes en milieu aquatique (*par exemple, les écrevisses exotiques; Mauvisseau et al., 2018*). En effet, plusieurs espèces envahissantes dans les milieux aquatiques peuvent, également, indi-

rectement, affecter le fonctionnement du socio-écosystème de plaine céréalière. La présence d'espèces exotiques d'écrevisse est particulièrement problématique en Nouvelle-Aquitaine où l'écrevisse à patte blanche est une espèce endémique protégée présente dans les rivières traversant les plaines agricoles du Poitou, où sa présence est indicatrice d'une bonne qualité de l'eau. Entre 1978 et 2003, un suivi des populations en Poitou-Charentes a mis en évidence une disparition de 68% de l'aire de l'écrevisse à patte blanche conjointement à l'expansion de l'aire de deux espèces exotiques (*Bramard et al., 2006*). Par ailleurs, la présence de l'écrevisse de Floride impacte la structure des cours d'eau en creusant des galeries, ce qui provoque l'effondrement des berges et entraîne une mauvaise étanchéité des digues artificielles ainsi qu'une baisse notable de la richesse spécifique des organismes aquatiques (*faunistique et floristique, Souty-Grosset et al., 2016*). Toujours dans les milieux aquatiques des plaines agricoles, le ragondin (*Myocastor coypus*) originaire d'Amérique du Sud, peut avoir un impact en milieux aquatiques sur la stabilité des sols et l'étanchéité des bassins de lagunages (*Veyheyden & Abbas, 1996*) mais peut également avoir un impact sur les activités humaines via des dégâts en grandes cultures (ex. maïs), en maraîchage et en sylviculture. Les dégâts que l'espèce occasionne sur les cultures et les arbres des forêts ripariennes sont cependant jugés négligeables (*Abbas, 1988*). Enfin le ragondin est aussi un réservoir et vecteur de divers pathogènes sur son actuelle aire de répartition (*Micol et al., 1996*): douve du foie (*Fasciola hepatica*) (*Ménard et al., 2000*), et leptospires de divers sérogroupes (*Michel et al., 2001*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le territoire de la région Nouvelle-Aquitaine abrite un certain nombre d'espèces envahissantes dont l'impact sur la biodiversité et les services écosystémiques est connu mais probablement sous-estimé et reste donc à établir précisément.

[Tendances] : pour les insectes : **[Etudes empiriques]** (<10 études)

[Tendances] : pour les milieux aquatiques : **[Etudes empiriques]** (<10 études)

6 Références régionales

1. **Abbas** (1988) 'Impact du ragondin (*Myocastor coypus* Molina) sur une culture de maïs (*Zea mays* L.) dans le marais Poitevin', *Acta oecologica. Oecologia applicata*, 9(2), pp. 173–189.
2. **Agabriel** (2010) Alimentation des bovins, ovins et caprins. Besoins des animaux - Valeurs des aliments: Tables INRA 2010 (Edition remaniée). Versailles: Edition Quae.
3. **Alaux** et al. (2017) 'A "Landscape physiology" approach for assessing bee health highlights the benefits of floral landscape enrichment and semi-natural habitats', *Scientific Reports*, 7, pp. 1–10.
4. **Andrade** et al. (2015) 'Spatiotemporal variations in aphid-parasitoid relative abundance patterns and food webs in agricultural ecosystems', *Ecosphere*, 6(7), pp. 1–14.
5. **Andriuzzi** et al. (2016) 'Organic matter composition and the protist and nematode communities around anecic earthworm burrows', *Biology and Fertility of Soils*, 52(1), pp. 91–100.
6. **Arca** et al. (2015) 'Reconstructing the invasion and the demographic history of the yellow-legged hornet, *Vespa velutina*, in Europe', *Biological Invasions*, 17(8), pp. 2357–2371.
7. **Attard** et al. (2001) 'Impacts de changements d'occupation et de gestion des sols sur la dynamique des matières organiques, les communautés microbiennes et les flux de carbone et d'azote', *Etude et Gestion des Sols*, 18(3), pp. 147–159.
8. **Attard** et al. (2010) 'Shifts between Nitrospira- and Nitrobacter-like nitrite oxidizers underlie the response of soil potential nitrite oxidation to changes in tillage practices', *Environmental Microbiology*, 12(2), pp. 315–326.
9. **Attard** et al. (2011) 'Soil environmental conditions rather than denitrifier abundance and diversity drive potential denitrification after changes in land uses', *Global Change Biology*, 17(5), pp. 1975–1989.
10. **Attard** et al. (2016) 'Delayed and asymmetric responses of soil C pools and N fluxes to grassland/cropland conversions', *Soil Biology and Biochemistry*, 97, pp. 31–39.
11. **Auberthau** et al. (2017) 'Impact of wastewater treatment plant discharge on the contamination of river biofilms by pharmaceuticals and antibiotic resistance', *Science of the Total Environment*, 579, pp. 1387–1398.
12. **Augiron** (2012) Évaluation des outils de conservation de la biodiversité en milieu agricole: cas des Zones de Protections Spéciales et des Mesures Agro-Environnementales. École Doctorale Sciences pour l'Environnement Gay Lussac. Université de Poitiers.
13. **Badenhausser** et al. (2012) 'Spatial Autocorrelation in Farmland Grasshopper Assemblages (Orthoptera: Acrididae) in Western France', *Environmental Entomology*, 41(5), pp. 1050–1061.
14. **Badenhausser** (no date) 'non publié'.
15. **Barot** et al. (2014) 'Distance from forest edge affects bee pollinators in oilseed rape fields', *Ecology and Evolution*, 4(4), pp. 370–380.
16. **Barbier** et al. (2000) 'L'alouette des champs', *Faune Sauvage*, 251.
17. **Barillot** et al. (2014) 'Comparison of the morphogenesis of three genotypes of pea (*Pisum sativum*) grown in pure stands and wheat-based intercrops', *AoB PLANTS*, 6.
18. **Barot** et al. (2017) 'Designing mixtures of varieties for multifunctional agriculture with the help of ecology. A review', *Agronomy for Sustainable Development*, 37(2).
19. **Baumann** et al. (2013) 'Changes in litter chemistry and soil lignin signature during decomposition and stabilisation of ¹³C labelled wheat roots in three subsoil horizons', *Soil Biology and Biochemistry*, 67, pp. 55–61.
20. **Bedoussac & Justes** (2010) 'Dynamic analysis of competition and complementarity for light and N use to understand the yield and the protein content of a durum wheat-winter pea intercrop', *Plant and Soil*, 330(1), pp. 37–54.
21. **Bellanger** et al. (2012) 'Centaurea cyanus as a biological indicator of segetal species richness in arable fields', *Weed Research*, 52(6), pp. 551–563.
22. **Bertrand, Baudry & Burel** (2016) 'Seasonal variation in the effect of landscape structure on ground-dwelling arthropods and biological control potential', *Basic and Applied Ecology*, 17(8), pp. 678–687.
23. **Bonnet** et al. (2013) 'How the common vole copes with modern farming: Insights from a capture-mark-recapture experiment', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 177, pp. 21–27.
24. **Boon** et al. (2019) 'Developing a standard approach for monitoring freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) populations in European rivers', *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(8), pp. 1365–1379.
25. **Bouchon, Zimmer & Dittmer** (2016) 'The Terrestrial Isopod Microbiome: An All-in-One Toolbox for Animal-Microbe Interactions of Ecological Relevance', *Frontiers in Microbiology*, 7, p. 1472.
26. **Bourgeois** et al. (no date) 'Local and regional dispersal interact with environmental filtering to shape arable weed diversity', (en révision).
27. **Bournoville** et al. (2000) 'Clones of pea aphid, *Acyrtosiphon pisum* (Hemiptera: Aphididae) distinguished using genetic markers, differ in their damaging effect on a resistant alfalfa cultivar', *Bulletin of Entomological Research*, 90(1), pp. 33–39.
28. **Boutin, Barbier & Tesson** (2000) 'La Caille des blés', *Faune Sauvage*, 251, pp. 106–113.
29. **Bouty** (2015) Liens entre évolutions des parcelles d'exploitation et évolutions des systèmes de culture: analyse à l'échelle d'un petit territoire agricole (plaine Sud de Niort). École doctorale ABIES, AgroParisTech.
30. **Bramard** et al. (2006) 'Distribution of Indigenous and Non-Indigenous Crayfish Populations in the Poitou-Charentes Region (France): Evolution Over the Past 25 Years', *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (380–381), pp. 857–866.
31. **Bredon** et al. (2018) 'Lignocellulose degradation at the holobiont level: Teamwork in a keystone soil invertebrate 06 Biological Sciences 0605 Microbiology', *Microbiome*, 6(1), p. 162.
32. **Bredon** et al. (2019) 'Lignocellulose degradation in isopods: New insights into the adaptation to terrestrial life', *BMC Genomics*, 20(1), p. 462.
33. **Bretagnolle** et al. (2011) 'Rapid recovery of a depleted population of Little Bustards *Tetrax tetrax* following provision of alfalfa through an agri-environment scheme', *Ibis*, 153(1), pp. 4–13.
34. **Bretagnolle** et al. (2018a) 'Are farming and birds irreconcilable? A 21-year study of bustard nesting ecology in intensive agroecosystems', *Biological Conservation*, 228, pp. 27–35.
35. **Bretagnolle** et al. (2018b) 'Description of long-term monitoring of farmland biodiversity in a LTSER (in press)', *Data in Brief*.
36. **Bretagnolle et al.** (2018c) 'Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: Lessons from the integrative approach of a French LTSER platform', *Science of the Total Environment*, 627, pp. 822–834.
37. **Bretagnolle & Gaba** (2015) 'Weeds for bees? A review', *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), pp. 891–909.
38. **Bro** et al. (2004) 'Impact of habitat management on grey partridge populations: Assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment', *Journal of Applied Ecology*, 41(5), pp. 846–857.
39. **Brodier** et al. (2014) 'Local improvement of skylark and corn bunting population trends on intensive arable landscape: A case study of the conservation tool Natura 2000', *Animal Conservation*, 17(3), pp. 204–216.
40. **Caillaud** et al. (2013) 'PATUCHEB: un dispositif expérimental pour concevoir et évaluer des systèmes d'élevage caprins performants et durables', *Renc. Rech. Ruminants*, 20(296).
41. **Caillaud** et al. (2016) 'Conception de systèmes d'élevages caprins laitiers durables; transition agro-écologique du dispositif Patuchev', *Renc. Rech. Ruminants*, 23, pp. 247–250.
42. **Cardinaud** et al. (2017) 'Increased soil organic carbon stocks under agroforestry. A survey of six different sites in France', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 236, pp. 243–255.
43. **Caro** et al. (2016) 'Multi-scale effects of agri-environment schemes on carabid beetles in intensive farmland', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 229, pp. 48–56.
44. **Catarino** et al. (2019) 'A Nature-based solution in practice: ecological and economic modelling shows pollinators outperform agrochemicals in oilseed crop production', *in press*.
45. **Catarino, Gaba & Bretagnolle** (2019) 'Experimental and empirical evidence shows that reducing weed control in winter cereal fields is a viable strategy for farmers', *Scientific Reports*, 9(1).
46. **Cellule migrants Charente Seudre** (2016) Rapport des actions 2016. Programme d'actions 2016-2020 pour la sauvegarde et la restauration des poissons migrants amphihalins sur les bassins Charente et Seudre. EPTB Charente, Goupement des fédérations de Pêche du Poitou-Charentes, CREA.
47. **Chabbi** et al. (2015) 'Use of ley-arable rotations improves greenhouse gas (GHG) emissions and carbon balance', *Fourrages*, 2015(223), pp. 241–248.
48. **Chabbi & Lemaire** (2007) 'Rôle des matières organiques des prairies dans le cycle de l'azote et impacts sur la qualité de l'eau: Prairies, fourrages et impacts sur la qualité de l'eau', *Fourrages*, 192, pp. 441–452.
49. **CIVAM Poitou-Charentes** (2018) 'Compte-Rendu Technique CASDAR MCAE - Validation des intérêts des associations de cultures et de leur transformation par les agriculteurs du châtelleraudais: itinéraires techniques, qualité des produits et perspectives économiques', p. 26.
50. **Comin** et al. (2017) 'Floodplain capacity to depollute water in relation to the structure of biological communities', *Ecological Engineering*, 103, pp. 301–314.
51. **Conseil Général des Deux-Sèvres** (2013) *Deux-Sèvres Nature*. Reliée.
52. **Cornulier & Bretagnolle** (2006) 'Assessing the influence of environmental heterogeneity on bird spacing patterns: a case study with two raptors', *Ecography*, 29(2), pp. 240–250.
53. **De Cornulier** et al. (1997) 'Extension géographique et écologique de la gorgebleue a miroir *Luscinia svecica* dans le centre-ouest de la France', *Alauda*, 65, pp. 1–6.
54. **Coudrain** et al. (2016) 'Temporal differentiation of soil communities in response to arable crop management strategies', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 225, pp. 12–21.
55. **Coux** (no date) 'en préparation'.
56. **CPDT** (2007) L'Entre-Vesdre-et-Meuse. Atlas des Paysages de Wallonie. CRENPC.
57. **Crème** et al. (2016) 'Effects of grasses and a legume grown in monoculture or mixture on soil organic matter and phosphorus forms', *Plant and Soil*, 402(1–2), pp. 117–128.
58. **Crème** et al. (2018) 'Ley grassland under temperate climate had a legacy effect on soil organic matter quantity, biogeochemical signature and microbial activities', *Soil Biology and Biochemistry*, 122, pp. 203–210.
59. **Cruz & Lemaire** (1986) 'Analyse des relations de compétition dans une association de luzerne (*Medicago sativa* L.) et de dactyle (*Dactylis glomerata* L.). II. Effets sur la nutrition azotée des deux espèces', *Agronomie*, 6(8), pp. 735–742.
60. **Dainese** et al. (2019) 'A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production', *Science Advances*.
61. **Dauphin & Thomas** (2009) 'Quelques données sur le contenu des "pièges à Frelons asiatiques" posés à Bordeaux (Gironde) en 2009', *Bull. Soc. Linn. Bordeaux*, 144(37), pp. 287–297.
62. **Deraison** et al. (2015a) 'Functional trait diversity across trophic levels determines herbivore impact on plant community biomass', *Ecology Letters*, 18(12), pp. 1346–1355.
63. **Deraison** et al. (2015b) 'Herbivore effect traits and their impact on plant community biomass: An experimental test using grasshoppers', *Functional Ecology*, 29(5), pp. 650–661.
64. **Deroulers & Bretagnolle** (2019) 'The consumption pattern of 28 species of carabid beetles (*Carabidae*) to a weed seed, *Viola arvensis*', *Bulletin of Entomological Research*, 109(2), pp. 229–235.
65. **Deroulers** et al. (2017) 'Towards a standardized experimental protocol to investigate interactions between weed seeds and ground beetles (*Carabidae*, *Coleoptera*)', *Arthropod-Plant Interactions*.
66. **Dittmer** et al. (2014) 'Host tissues as microhabitats for *Wolbachia* and quantitative insights into the bacterial community in terrestrial isopods', *Molecular Ecology*, 23(10), pp. 2619–2635.
67. **Dittmer** et al. (2016) 'Host origin and tissue microhabitat shaping the microbiota of the terrestrial isopod *Armadillidium vulgare*', *FEMS Microbiology Ecology*, 92(5), pp. 1–15.
68. **Dittmer & Bouchon** (2018) 'Feminizing *Wolbachia* influence microbiota composition in the terrestrial isopod *Armadillidium vulgare*', *Scientific Reports*, 8(1), pp. 1–12.
69. **Djukic** et al. (2018) 'Early stage litter decomposition across biomes', *Science of the Total Environment*, 628–629, pp. 1369–1394.
70. **Doisy** et al. (2014) 'Weed seed rain interception by grass cover depends on seed traits', *Weed Research*, 54(6), pp. 593–602.
71. **DRAAF Nouvelle-Aquitaine** (2016) *Atlas régional 2016-Nouvelle-Aquitaine*. DATAR Nouvelle-Aquitaine.
72. **DRAAF Nouvelle-Aquitaine** (2017) Plan Ecophyto II : déclinaison régionale en région Nouvelle-Aquitaine. DREAL Nouvelle-Aquitaine.
73. **Durand** et al. (2016) 'Designing and improving mixed grasslands: Advances made in modelling forage variety performance [Progresser dans la simulation mathématique des performances des mélanges de variétés fourragères pour composer et améliorer les prairies]', *Fourrages*, (225), pp. 21–28.
74. **El-ghali** et al. (2009) 'Fouille de données à l'aide de modèles stochastiques: segmentation temporo-spatiale des successions de cultures d'un territoire agricole à l'aide de HMM2', *STIC Environnement*.
75. **Eraud** et al. (2013) 'Migration Routes and Staging Areas of Trans-Saharan Turtle Doves Appraised from Light-Level Geolocators', *PLoS ONE*, 8(3).
76. **Eraud** et al. (2015) 'Weed seeds, not grain, contribute to the diet of wintering skylarks in arable farmlands of Western France', *European Journal of Wildlife Research*, 61(1), pp. 151–161.
77. **Eraud** et al. (2017) 'Estimation des tableaux de chasse de la bécasse des bois en France pour la saison 2013-2014', *Faune sauvage*, 315(1), pp. 15–22.
78. **Eraud & Marie Boutin** (2002) 'Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France', *Bird Study*, 49(3), pp. 287–296.
79. **Ernoult** et al. (2013) 'Grassy strips in their landscape context, their role as new habitat for biodiversity', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 166, pp. 15–27.
80. **Español** et al. (2017) 'Does land use impact on groundwater invertebrate diversity and functionality in floodplains?', *Ecological Engineering*, 103, pp. 394–403.
81. **Fabre** et al. (2005) 'Effects of climate and land use on the occurrence of viruliferous aphids and the epidemiology of barley yellow dwarf disease', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 106(1), pp. 49–55.
82. **FranceAgriMer** (2017) Plaquette: Chiffres clés 2015/2016. Céréales Nouvelle-Aquitaine Edition 2016.

83. **FranceAgriMer** (2018) Rencontre régionale céréalière. Présentation régionale.
84. **Franzluubbers & Gastal** (2019) 'Chapter 7 - Building Agricultural Resilience With Conservation Pasture-Crop Rotations', in Lemaire, G. (ed.) *Agroecosystem Diversity*. Academic Press. London, UK, pp. 109–121.
85. **Frétilin** et al. (2017) 'The effects of low-input grazing systems and milk pasteurisation on the chemical composition, microbial communities, and sensory properties of uncooked pressed cheeses', *International Dairy Journal*, 64, pp. 56–67.
86. **Gaba** et al. (2014) 'Skylarks trade size and energy content in weed seeds to maximize total ingested lipid biomass', *Behavioural Processes*, 108, pp. 142–150.
87. **Gaba** et al. (2016) 'Herbicides do not ensure for higher wheat yield, but eliminate rare plant species', *Scientific Reports*, 6, pp. 1–10.
88. **Gaba** et al. (2018) 'Crop competition in winter wheat has a higher potential than farming practices to regulate weeds', *Ecosphere*, 9(10), p. e02413.
89. **Gaba** et al. (2019) 'Lipid content drives weed seed consumption by ground beetles (Coleoptera, Carabidae) within the smallest seeds', *Weed Research*, 59(3), pp. 170–179.
90. **Gaget** et al. (2019) 'Long-term decline despite conservation efforts questions Eurasian Stone-curlew population viability in intensive farmlands', *Ibis*, 161(2), pp. 359–371.
91. **Galan** et al. (2018) 'Metabarcoding for the parallel identification of several hundred predators and their prey: Application to bat species diet analysis', *Molecular Ecology Resources*, 18(3), pp. 474–489.
92. **Gamache** (2006) Paysage et espace rural: nouveaux sens des territoires: essai d'étude comparée à partir des mutations agraires et des reconstitutions socio-démographiques entre la Gâtine Poitevine (France) et le Haut Saint-Laurent (Québec). Université de Poitiers.
93. **Gaufrre** et al. (2008) 'Spatial genetic structure of a small rodent in a heterogeneous landscape', *Molecular Ecology*, 17(21), pp. 4619–4629.
94. **Gaufrre** et al. (2009) 'Sex-biased dispersal patterns depend on the spatial scale in a social rodent', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1672), pp. 3487–3494.
95. **Gilbert** et al. (2017) 'Influence of the surrounding landscape on the colonization rate of cereal aphids and phytophagous transmission in autumn', *Journal of Pest Science*, 90(2), pp. 447–457.
96. **Grandjean** et al. (2011) 'Use of Ephemeroptera as bioindicators of the occurrence of white-clawed crayfish (Austropotamobius pallipes)', *Hydrobiologia*, 671(1), pp. 253–258.
97. **Griffiths** et al. (2016) 'Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function', *Ecological Indicators*, 69, pp. 213–223.
98. **Guntton, Petit & Gaba** (2011) 'Functional traits relating arable weed communities to crop characteristics', *Journal of Vegetation Science*, 22(3), pp. 541–550.
99. **Guyomarch** et al. (1996) 'Utilisation des jachères par la caille des blés (*Coturnix coturnix*)', *Bull. Mens. Off. Natl. Chasse*, 214, pp. 38–45.
100. **Hardouin, Tabel & Bretagnolle** (2006) 'Neighbour-stranger discrimination in the little owl, *Athene noctua*', *Animal Behaviour*, 72(1), pp. 105–112.
101. **Harmange** et al. (2019) 'Changes in habitat selection patterns of the gray partridge *Perdix perdix* in relation to agricultural landscape dynamics over the past two decades', *Ecology and Evolution*, 9(9), pp. 5236–5247.
102. **Hass** et al. (2018) 'Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1872).
103. **Henckel** et al. (2015) 'Organic fields sustain weed metacommunity dynamics in farmland landscapes', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1808).
104. **Henckel** et al. (2019) 'On the relative importance of space and environment in farmland bird community assembly', *PLOS ONE*, 14(3), p. e0213360.
105. **Henry** et al. (2012) 'A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees', *Science*, 336(6079), pp. 348–350.
106. **Henry** et al. (2014) 'Pesticide risk assessment in free-ranging bees is weather and landscape dependent', *Nature Communications*, 5(1), p. 4359.
107. **Henry** et al. (2015) 'Reconciling laboratory and field assessments of neonicotinoid toxicity to honeybees', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1819), p. 20152110.
108. **Henry** et al. (2017) 'Predictive systems models can help elucidate bee declines driven by multiple combined stressors', *Apidologie*, 48(3), pp. 328–339.
109. **Holdich** et al. (2009) 'A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species', *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (394–395), p. 11.
110. **Houte & Gaboulaud** (2008) 'BeeHope - Labeille noire de Chizé'.
111. **Jandry** et al. (2014) 'Ephemeroptera communities as bioindicators of the suitability of headwater streams for restocking with white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*', *Ecological Indicators*, 46, pp. 560–565.
112. **Jenot, Verdier & Bossis** (2012) 'Etude de prospective stratégique de la filière caprine en Charentes et Poitou. Répercussions prévisibles sur l'évolution des systèmes alimentaires : Faire pâturer les chèvres: retour vers le futur', *Fourrages*, (212), pp. 257–261.
113. **Jiguet** et al. (2012) 'French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences', *Acta Oecologica*, 44, pp. 58–66.
114. **Jiguet** et al. (2016) Stratégie de migration du bruant ortolan: Rapport final du comité scientifique. MNHN & ONCFS, pp. 97.
115. **Jihad & Taabni** (2013) 'Evolution du bocage et dynamique hydro-sédimentaire dans le bassin du Thouet-sources (Deux-Sèvres, France) : analyse d'impacts sur les habitats d'espèces aquatiques patrimoniales', *Revue du Nord, collection Art et Archéologie (Université Charles-de-Gaulle, Lille 3)*, pp. 85–99.
116. **Jolivet** (2009) 'Effetifs et répartition de l'Outarde canepetière *Tetrax tetrax* en France en 2008', *Ornithos*, 16–4(59), pp. 214–219.
117. **Jourde** et al. (2016) *Les oiseaux du Poitou-Charentes*. Poitou-Charente Nature (PCN).
118. **Kamenova** et al. (2018) 'Community-wide stable isotope analysis reveals two distinct trophic groups in a service-providing carabid community', *Bulletin of Entomological Research*, 108(1), pp. 130–139.
119. **Kamenova** et al. (no date) 'en préparation'.
120. **Kennedy** et al. (2018) 'In search of the invader: tracking Asian hornets (*Vespa velutina*) to their nests with radio telemetry', *Communication Biology*, 1(88).
121. **Kunrath** et al. (2015) 'How much do sod-based rotations reduce nitrate leaching in a cereal cropping system?', *Agricultural Water Management*, 150, pp. 46–56.
122. **Lambin, Bretagnolle & Yoccoz** (2006) 'Vole population cycles in northern and southern Europe: Is there a need for different explanations for single pattern?', *Journal of Animal Ecology*, 75(2), pp. 340–349.
123. **Le Féon** (2010) Insectes pollinisateurs dans les paysages agricoles : approche pluri-échelle du rôle des pratiques agricoles et des cultures entomophiles, Ecologie, Environnement. Université Rennes 1.
124. **Lechenet** et al. (2014) 'Reconciling pesticide reduction with economic and environmental sustainability in arable farming', *PLOS ONE*, 9(6), pp. 1–10.
125. **Lechenet** et al. (2017) 'Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms', *Nature Plants*, 3, pp. 1–6.
126. **Lemaire** et al. (2015) 'Grassland-Cropping Rotations: An Avenue for Agricultural Diversification to Reconcile High Production with Environmental Quality', *Environmental Management*, 56(5), pp. 1065–1077.
127. **Litrice** et al. (2016) 'Using mixed-forage grasslands to deal with climate change: Opportunities and challenges', *Fourrages*, (225), pp. 11–20.
128. **Litrice & Violle** (2015) 'Diversity in Plant Breeding: A New Conceptual Framework', *Trends in Plant Science*, 20(10), pp. 604–613.
129. **Liu** et al. (2017) 'Role of biodiversity in the biogeochemical processes at the water-sediment interface of macroporous river bed: An experimental approach', *Ecological Engineering*, 103, pp. 385–393.
130. **Lormée** et al. (2016) 'Turtle Dove *Streptopelia turtur* migration routes and wintering areas revealed using satellite telemetry', *Bird Study*, 63(3), pp. 425–429.
131. **Lormée** et al. (2000) 'Le pigeon ramier', *Faune Sauvage*, 251.
132. **Louarn** et al. (2015) 'The amounts and dynamics of nitrogen transfer to grasses differ in alfalfa and white clover-based grass-legume mixtures as a result of rooting strategies and rhizodeposit quality', *Plant and Soil*, 389 (1–2), pp. 289–305.
133. **Maamouri** et al. (2017) 'Performance of lucerne genotypes for biomass production and nitrogen content differs in monoculture and in mixture with grasses and is partly predicted from traits recorded on isolated plants', *Crop and Pasture Science*, 68(10–11), pp. 942–951.
134. **Mahaut, Fried & Gaba** (2018) 'Patch dynamics and temporal dispersal partly shape annual plant communities in ephemeral habitat patches', *Oikos*, 127(1), pp. 147–159.
135. **Marchand** et al. (2014) 'Root biomass production in populations of six rooted macrophytes in response to Cu exposure: Intra-specific variability versus constitutive-like tolerance', *Environmental Pollution*, 193, pp. 205–215.
136. **Maron** et al. (2018) 'High microbial diversity promotes soil ecosystem functioning', *Applied and Environmental Microbiology*, 84(9).
137. **Marty & Boutin** (2007) 'Les rassemblements automnaux de l'edicnème criard Premiers résultats de suivi en Poitou-Charentes', *Faune Sauvage*, 277, pp. 12–17.
138. **Master, Eraud & Gaba** (2017) Les facteurs de variation de la prédation des graines d' adventices et de la contribution des granivores durant la période hivernale. Rapport Master 2 Biodiversité et Gestion de l'Environnement, EPHE.
139. **Mauvisseau** et al. (2018) 'Environmental DNA as an efficient tool for detecting invasive crayfishes in freshwater ponds', *Hydrobiologia*, 805(1), pp. 163–175.
140. **Meilhac** et al. (2019) 'Increasing the benefits of species diversity in multispecies temporary grasslands by increasing within-species diversity', *Annals of Botany*, 123(5), pp. 891–900.
141. **Meiss** et al. (2010a) 'Contrasting weed species composition in perennial alfalfas and six annual crops: implications for integrated weed management', *Agronomy for Sustainable Development*, 30(3), pp. 657–666.
142. **Meiss** et al. (2010b) 'Perennial lucerne affects weed community trajectories in grain crop rotations', *Weed Research*, 50(4), pp. 331–340.
143. **Ménard** et al. (2000) 'Inventory of wild rodents and lagomorphs as natural hosts of *Fasciola hepatica* on a farm located in a humid area in Loire Atlantique (France)', *Parasite*, 7(2), pp. 77–82.
144. **Michel** et al. (2001) 'Role of the coypu (*Myocastor coypus*) in the epidemiology of leptospirosis in domestic animals and humans in France', *European Journal of Epidemiology*, 17(2), pp. 111–121.
145. **Micol** et al. (1996) 'Biologie du ragondin', in Jouvettin, P., Micol, T., Verheyden, C., Guédon, G. (ed.) *Le ragondin : Biologie et Méthodes de Limitation des Populations*. Paris : Association de coordination technique agricole, pp. 89–95.
146. **Miguet, Gaucherel & Bretagnolle** (2013) 'Breeding habitat selection of Skylarks varies with crop heterogeneity, time and spatial scale, and reveals spatial and temporal crop complementation', *Ecological Modelling*, 266(1), pp. 10–18.
147. **Millon & Bretagnolle** (2008) 'Predator population dynamics under a cyclic prey regime: numerical responses, demographic parameters and growth rates', *Oikos*, 117(10), pp. 1500–1510.
148. **Millot** et al. (2017) 'Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014', *Environmental Science and Pollution Research*, 24(6), pp. 5469–5485.
149. **Monceau** et al. (2014) 'Spatial distribution of *Vespa velutina* individuals hunting at domestic honeybee hives: Heterogeneity at a local scale', *Insect Science*, 21(6), pp. 765–774.
150. **Monceau** et al. (2018) 'How *Apis mellifera* Behaves with its Invasive Hornet Predator *Vespa velutina*', *Journal of Insect Behavior*, 31(1), pp. 1–11.
151. **Monceau, Bonnard & Thiéry** (2012) 'Chasing the queens of the alien predator of honeybees: A water drop in the invasiveness ocean', *Open Journal of Ecology*, 02(04), pp. 183–191.
152. **Monceau, Bonnard & Thiéry** (2014) '*Vespa velutina*: A new invasive predator of honeybees in Europe', *Journal of Pest Science*, 87(1), pp. 1–16.
153. **Monceau & Thiéry** (2017) '*Vespa velutina* nest distribution at a local scale: An 8-year survey of the invasive honeybee predator', *Insect Science*, 24(4), pp. 663–674.
154. **Montoya** et al. (2019) 'Trade-offs in the provisioning and stability of ecosystem services in agroecosystems', *Ecological Applications*, 29(2).
155. **Moreau** et al. (1995) 'Impact des jachères sur l'avifaune migratrice terrestre', *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 203, pp. 34–45.
156. **Munier** et al. (2018) 'Evidence that organic farming promotes pest control', *Nature Sustainability*, 1(7), pp. 361–368.
157. **Munoz** et al. (2017) 'Database of weeds in cultivation fields of France and UK, with ecological and biogeographical information', *Zenodo [Dataset]*.
158. **Odoux** et al. (2012) 'Territorial biodiversity and consequences on physico-chemical characteristics of pollen collected by honey bee colonies', *Apidologie*, 43(5), pp. 561–575.
159. **Odoux** et al. (2014) 'ECOBEE: a tool for long-term honey bee colony monitoring at the landscape scale in West European intensive agroecosystems', *Journal of Apicultural Research*, 53(1), pp. 57–66.
160. **Panetier** et al. (2017) 'Does grassland introduction into cropping cycles affect carbon dynamics through changes of allocation of soil organic matter within aggregate fractions?', *Science of the Total Environment*, 576, pp. 251–263.
161. **Di Pasquale** et al. (2016) 'Variations in the availability of pollen resources affect honey bee health', *PLOS ONE*, 11(9), pp. 1–15.
162. **Pelletier, Sauralt & Gastal** (2016) 'Mieux comprendre les dynamiques d'évolution des légumineuses dans les associations et les prairies multi-espèces', *Fourrages*, (226), pp. 121–133.
163. **Péres** (no date) 'en préparation'.
164. **Péroux & Guittton** (2000) *Le Lièvre d'Europe*. ONCFS.
165. **Perronne** et al. (2015) 'Stochastic processes and crop types shape weed community assembly in arable fields', *Journal of Vegetation Science*, 26(2), pp. 348–359.
166. **Perrot** et al. (2018) 'Bees increase oilseed rape yield under real field conditions', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 266, pp. 39–48.
167. **Perrot** et al. (2019) 'Experimental quantification of insect pollination on sunflower yield, reconciling plant and field scale estimates', *Basic and Applied Ecology*, 34, pp. 75–84.
168. **Petit** et al. (2015) 'Ecological Intensification Through Pesticide Reduction: Weed Control, Weed Biodiversity and Sustainability in Arable Farming', *Environmental Management*, 56(5), pp. 1078–1090.
169. **Petit** et al. (2016) 'Landscape scale management affects weed richness but not weed abundance in winter wheat fields', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 223, pp. 41–47.
170. **Philipot** et al. (2013) 'Loss in microbial diversity affects nitrogen cycling in soil', *ISME Journal*, 7(8), pp. 1609–1619.
171. **Pinaud** et al. (2018) 'Modelling landscape connectivity for greater horseshoe bat using an empirical quantification of resistance', *Journal of Applied Ecology*, 55(6), pp. 2600–2611.
172. **Pinot** et al. (2016) 'Density-dependent reproduction causes winter crashes in a common vole population', *Population Ecology*, 58(3), pp. 395–405.
173. **Pinot, Gauffre & Bretagnolle** (2014) 'The interplay between seasonality and density: consequences for female breeding decisions in a small cyclic herbivore', *BMC Ecology*, 14(1), p. 17.
174. **Poidatz** et al. (2018) 'Activity rhythm and action range of workers of the invasive hornet predator of honeybees *Vespa velutina*, measured by radio frequency identification tags', *Ecology and Evolution*, 8, pp. 7588–7598.

175. Powolny et al. (2014) 'Sex-Related Differences in the Trade-Off between Foraging and Vigilance in a Granivorous Forager', *PLoS ONE*, 9(7), p. e101598.
176. Powolny et al. (2018) 'Seed depletion and landscape structure affect aggregative response in two wintering passerine birds', *Bird Study*, 65(1), pp. 98–107.
177. Powolny, Eraud & Bretagnolle (2012) 'Group size modulates time budget and foraging efficiency in captive Skylarks, *Alauda arvensis*', *Journal of Ornithology*, 153(2), pp. 485–490.
178. Prieto et al. (2015) 'Complementary effects of species and genetic diversity on productivity and stability of sown grasslands', *Nature Plants*, 1(4), p. 15033.
179. Protin et al. (2014) 'Les prairies multi-espèces, un levier pour des systèmes fourragers performants', *Fourrages*, (218), pp. 167–176.
180. Le Provost et al. (2017) 'Trait-matching and mass effect determine the functional response of herbivore communities to land-use intensification', *Functional Ecology*, 31(8), pp. 1600–1611.
181. Raymond et al. (2014) 'Immature hoverflies overwinter in cultivated fields and may significantly control aphid populations in autumn', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 185, pp. 99–105.
182. Recarte (2001) 'Suivi de la migration de la Palombe en plaine dans le sud-ouest de la France', *Faune Sauvage*, 273(16), pp. 49–57.
183. Requier et al. (2015) 'Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds', *Ecological Applications*, 25(4), pp. 881–890.
184. Requier et al. (2017) 'The carry-over effects of pollen shortage decrease the survival of honeybee colonies in farmlands', *Journal of Applied Ecology*, 54(4), pp. 1161–1170.
185. Requier et al. (2019a) 'Predation of the invasive Asian hornet-induced risk on honeybee colony collapse affects foraging activity and survival probability of honey bees in Western Europe', *Journal of Pest Science*, 92(2), pp. 567–578.
186. Requier et al. (2019b) 'A biodiversity-friendly method to mitigate the invasive Asian hornets impact on European honey bees', *Journal of Pest Science*, pp. 1–9.
187. Rhoné (2018) 'La disponibilité des ressources alimentaires pour l'abeille domestique en zones de grandes cultures', in Decourtaye, A. (ed.) *Les abeilles, des ouvrières agricoles à protéger*. Paris, France, pp. 135–149.
188. Rollin et al. (2013) 'Differences Of floral resource use between honey bees and wild bees in an intensive farming system', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 179, pp. 78–86.
189. Rollin et al. (2015) 'Habitat, spatial and temporal drivers of diversity patterns in a wild bee assemblage', *Biodiversity and Conservation*, 27(4), pp. 1195–1214.
190. Rollin et al. (2016) 'Weed-insect pollinator networks as bio-indicators of ecological sustainability in agriculture. A review', *Agronomy for Sustainable Development*, 36(1), pp. 1–22.
191. Rollin et al. (2019) 'Preserving habitat quality at local and landscape scales increases wild bee diversity in intensive farming systems', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 275, pp. 73–80.
192. Roubinet et al. (2017) 'Diet of generalist predators reflects effects of cropping period and farming system on extra- and intraguild prey', *Ecological Applications*, 27(4), pp. 1167–1177.
193. Rusch et al. (2011) 'Multi-scale effects of landscape complexity and crop management on pollen beetle parasitism rate', *Landscape Ecology*, 26(4), pp. 473–486.
194. Rusch et al. (no date) 'en préparation'.
195. Salamolard et al. (2000) 'Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude', *Ecology*, 81(9).
196. Salvi (2014) *Grues cendrées et agriculture*. Rapport d'étude. DREAL Lorraine LORINAT.
197. Sanaullah et al. (2011a) 'Decomposition and stabilization of root litter in top- and subsoil horizons: What is the difference?', *Plant and Soil*, 338(1), pp. 127–141.
198. Sanaullah et al. (2011b) 'Drought effects on microbial biomass and enzyme activities in the rhizosphere of grasses depend on plant community composition', *Applied Soil Ecology*, 48(1), pp. 38–44.
199. Sanaullah et al. (2016) 'How do microbial communities in top- and subsoil respond to root litter addition under field conditions?', *Soil Biology and Biochemistry*, 103, pp. 28–38.
200. Santangeli et al. (2015) 'Identifying effective actions to guide volunteer-based and nationwide conservation efforts for a ground-nesting farmland bird', *Journal of Applied Ecology*, 52(4), pp. 1082–1091.
201. Saska (2008) 'Granivory in terrestrial isopods', *Ecological Entomology*, 33(6), pp. 742–747.
202. Sauvadet et al. (2016a) 'Comparing the effects of litter quantity and quality on soil biota structure and functioning: Application to a cultivated soil in Northern France', *Applied Soil Ecology*, 107, pp. 261–271.
203. Sauvadet et al. (2016b) 'The dynamics of soil micro-food web structure and functions vary according to litter quality', *Soil Biology and Biochemistry*, 95, pp. 262–274.
204. Senapati et al. (2014) 'Net carbon storage measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system', *Carbon Management*, 5(2), pp. 131–144.
205. Senapati et al. (2016) 'Modelling nitrous oxide emissions from mown-grass and grain-cropping systems: Testing and sensitivity analysis of DailyDayCent using high frequency measurements', *Science of the Total Environment*, 572, pp. 955–977.
206. Senapati, Chabbi & Smith (2018) 'Modelling daily to seasonal carbon fluxes and annual net ecosystem carbon balance of cereal grain-cropland using DailyDayCent: A model data comparison', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 252, pp. 159–177.
207. Sirami et al. (2019) 'Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(33), pp. 16442–16447.
208. Souty-Grosset et al. (2005) 'Investigations on the potential of woodlice as bioindicators of grassland habitat quality', *European Journal of Soil Biology*, 41(3–4), pp. 109–116.
209. Souty-Grosset et al. (2016) 'The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being', *Limnologia*, 58, pp. 78–93.
210. Sternalski et al. (2013) 'Comparative breeding performance of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* along a gradient of land-use intensification and implications for population management', *Ibis*, 155(1), pp. 55–67.
211. Surault et al. (2010) 'Valeur agronomique de prairies de ray-grass anglais composées de une ou plusieurs variétés', *Fourrages*, 204, pp. 255–262.
212. Surault et al. (2012) 'Evolution du stock semencier d'un sol sous un couvert de fétuque élevée', *Fourrages*, (210), pp. 167–175.
213. Surault, Veron & Huyghe (2008) 'Production fourragère de mélanges prairiaux et d'associations à diversité spécifique initiale variée', *Fourrages*, 194, pp. 161–174.
214. Tasei & Aupinel (2008a) 'Nutritive value of 15 single pollens and pollen mixes tested on larvae produced by bumblebee workers (*Bombus terrestris*, Hymenoptera: Apidae)', *Apidologie*, 39(4), pp. 397–409.
215. Tasei & Aupinel (2008b) 'Validation of a Method Using Queenless *Bombus terrestris* Micro-Colonies for Testing the Nutritive Value of Commercial Pollen Mixes by Comparison with Queenright Colonies', *Journal of Economic Entomology*, 101(6), pp. 1737–1742.
216. Teillard et al. (2014) 'Contrasting distributions of grassland and arable birds in heterogeneous farmlands: Implications for conservation', *Biological Conservation*, 176, pp. 243–251.
217. Théron et al. (2017) *Volet 'Écosystèmes agricoles' de l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFSE)*. Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
218. Thiollay & Bretagnolle (2004) *Rapaces nicheurs de France. Distribution, effectifs et conservation*. Delachaux. Paris, France.
219. Trouilhé et al. (2007) 'Physical and chemical water requirements of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in western France', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17(5), pp. 520–538.
220. Trouilhé et al. (2012) 'The relationship between Ephemeroptera and presence of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*). Case study in the Poitou-Charentes region (France)', *Fundamental and Applied Limnology*, 179(4), pp. 293–303.
221. Veyheyden & Abbas (1996) 'Impact du ragondin sur le milieu', in Jouvantin, P., Micot, T., Verheyden, C., Guédon, G. (Eds.) (ed.) *Le ragondin : Biologie et Méthodes de Limitation des Populations*. Paris: Association de coordination technique agricole, pp. 44–54.
222. Vialatte et al. (2005) 'Limited genetic exchanges between populations of an insect pest living on uncultivated and related cultivated host plants', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1567), pp. 1075–1082.
223. Vialatte et al. (2006) 'Tracing individual movements of aphids reveals preferential routes of population transfers in agroecosystems', *Ecological Applications*, 16(3), pp. 839–844.
224. Vialatte et al. (2007) 'Farm-scale assessment of movement patterns and colonization dynamics of the grain aphid in arable crops and hedgerows', *Agricultural and Forest Entomology*, 9(4), pp. 337–346.
225. Vialatte et al. (2017) 'Landscape potential for pollen provisioning for beneficial insects favours biological control in crop fields', *Landscape Ecology*, 32(3), pp. 465–480.
226. Villemant, Muller & Haubois (2011) 'Bilan des travaux (MNH et IRB) sur l'invasion en France de *Vespa velutina*, le frelon asiatique prédateur d'abeilles', *Journée Scientifique Apicole*, pp. 3–12.
227. Villers et al. (2010) 'Migration of wild and captive-bred Little Bustards *Tetrax tetrax*: Releasing birds from Spain threatens attempts to conserve declining French populations', *Ibis*, 152(2), pp. 254–261.
228. Volet (2016) 'Analyse de l'impact économique de la chasse sur l'emploi local en France', *Téoros: Revue de recherche en tourisme*, 32(1), p. 56.
229. Wintermantel et al. (2019) 'Organic farming positively affects honeybee colonies in a flower poor period in agricultural landscapes', *Journal of Applied Ecology*, 56(8).
230. Yao et al. (2017) 'Biodiversity and ecosystem purification service in an alluvial wetland', *Ecological Engineering*, 103, pp. 359–371.
231. Zimmer, Kautz & Topp (2003) 'Leaf litter-colonizing microbiota: Supplementary food source or indicator of food quality for Porcellio scaber (Isopoda: Oniscidea)?', *European Journal of Soil Biology*, 39(4), pp. 209–216.
232. Zimmer, Kautz & Topp (2005) 'Do woodlice and earthworms interact synergistically in leaf litter decomposition?', *Functional Ecology*, 19(1), pp. 7–16.

7 Références internationales

1. Alaux et al. (2010) 'Diet effects on honeybee immunocompetence', *Biology Letters*, 6(4), pp. 562–565.
2. Alaux et al. (2017) 'A "Landscape physiology" approach for assessing bee health highlights the benefits of floral landscape enrichment and semi-natural habitats', *Scientific Reports*, 7, pp. 1–10.
3. Allison & Martiny (2008) 'Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(Supplement 1), pp. 11512–11519.
4. Amselem et al. (2017) 'Importance of Microorganisms to Macroorganisms Invasions: Is the Essential Invisibly to the Eye? (The Little Prince, A. de Saint-Exupéry, 1943)', *Advances in Ecological Research*, 57, pp. 99–146.
5. Andrew, Storky & Sparkes (2015) 'A review of the potential for competitive cereal cultivars as a tool in integrated weed management', *Weed Research*, 55(3), pp. 239–248.
6. Arrouays et al. (2002) 'A new initiative in France: a multi-institutional soil quality monitoring network', *Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 88(5), pp. 93–105.
7. Auzet (1987) 'L'érosion des sols cultivés en France sous l'action du ruissellement', *Annales de Géographie*, 537, pp. 529–556.
8. Balesdent & Arrouays (1999) 'Usage des terres et stockage de carbone dans les sols du territoire français. Une estimation des flux nets pour la période 1900-1999', *Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 85(6), pp. 265–277.
9. Balvanera et al. (2006) 'Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services', *Ecology Letters*, 9(10), pp. 1146–1156.
10. Barot et al. (2017) 'Designing mixtures of varieties for multifunctional agriculture with the help of ecology. A review', *Agronomy for Sustainable Development*, 37(2).
11. Bateman et al. (2013) 'Bringing ecosystem services into economic decision-making: Land use in the United Kingdom', *Science*, 341(6141), pp. 45–50.
12. Bayeve (2017) 'Quantification of ecosystem services: Beyond all the "guesstimates", how do we get real data?', *Ecosystem Services*, 24, pp. 47–49.
13. Bedoussac et al. (2015) 'Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review', *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), pp. 911–935.
14. Beekman & Ratnieks (2000) 'Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L.', *Functional Ecology*, 14(4), pp. 490–496.
15. Belhadj Fraj (2003) *Évaluation de la stabilité et de la faisabilité des associations variétales de blé tendre d'hiver à destination meunière en conditions agricoles*. Thèse de doctorat, ENSAR, Rennes, pp. 120.
16. Benton et al. (2002) 'Linking agricultural practice to insect and bird populations: A historical study over three decades', *Journal of Applied Ecology*, 39(4), pp. 673–687.
17. Benton, Vickery & Wilson (2003) 'Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key?', *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4), pp. 182–188.
18. Berthet, Bretagnolle & Segrestin (2014) 'Surmonter un blocage de l'innovation par la conception collective. Cas de la réintroduction de luzerne dans une plaine céréalière : L'innovation en systèmes

- fourragers et élevages d'herbivores: un champ de possibles', *Fourrages*, 217, pp. 13–21.
19. **Bianchi, Bojoi & Tschamtké** (2006) 'Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), pp. 1715–1727.
 20. **Biesmeijer et al.** (2006) 'Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands', *Science*, 313(5785), pp. 351–354.
 21. **Le Bissonnais** (2003) *Programme GESSOL: 'Maîtrise des érosions hydrique des sols cultivés'*. INRA Sciences du Sol Orléans. Rapport Final.
 22. **Blouin et al.** (2013) 'A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services', *European Journal of Soil Science*, 64(2), pp. 161–182.
 23. **Bohan et al.** (2011) 'National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators', *Journal of Applied Ecology*, 48(4), pp. 888–898.
 24. **Bohan et al.** (2013) 'Networking agroecology: integrating the diversity of agroecosystem interactions', *Advances in Ecological Research*, 49, pp. 1–67.
 25. **Bonnet et al.** (2013) 'How the common vole copes with modern farming: Insights from a capture-mark-recapture experiment', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 177, pp. 21–27.
 26. **Borg et al.** (2018) 'Unfolding the potential of wheat cultivar mixtures: A meta-analysis perspective and identification of knowledge gaps', *Field Crops Research*, 221, pp. 298–313.
 27. **Breeze et al.** (2014) 'Agricultural policies exacerbate honeybee pollination service supply-demand mismatches across Europe', *PLoS ONE*, 9(1).
 28. **Cadoux et al.** (2015) 'Intercropping frost-sensitive legume crops with winter oilseed rape reduces weed competition, insect damage, and improves nitrogen use efficiency', *Oecologia*, 177(2), pp. D302.
 29. **Cardinale et al.** (2007) 'Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(46), pp. 18123–18128.
 30. **Chabbi et al.** (2017) 'Aligning agriculture and climate policy', *Nature Climate Change*, 7(5), pp. 307–309.
 31. **Chamberlain et al.** (2001) 'A comparison of farmland bird density and species richness in lowland England between two periods of contrasting agricultural practice', *Bird Study*, 48(2), pp. 245–251.
 32. **Chapin et al.** (2000) 'Consequences of changing biodiversity', *Nature*, 405(6783), pp. 234–242.
 33. **Chaplin-Kramer et al.** (2011) 'A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity', *Ecology Letters*, 14(9), pp. 922–932.
 34. **Clause et al.** (2015) 'Non-native earthworms promote plant invasion by ingesting seeds and modifying soil properties', *Acta Oecologica*, 64, pp. 10–20.
 35. **Clause et al.** (2017) 'Seed selection by earthworms: chemical seed properties matter more than morphological traits', *Plant and Soil*, 413(1–2), pp. 97–110.
 36. **Collins et al.** (2011) 'An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(6), pp. 351–357.
 37. **Commission Européenne** (2010) *European atlas of soil biodiversity. Scientific and Technical Research Series*. Bureau des publications de l'Union européenne.
 38. **Constantin et al.** (2010) 'Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135(4), pp. 268–278.
 39. **Costanza et al.** (2014) 'Changes in the global value of ecosystem services', *Global Environmental Change*, 26(1), pp. 152–158.
 40. **Coudrain et al.** (2016) 'Temporal differentiation of soil communities in response to arable crop management strategies', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 225, pp. 12–21.
 41. **Couvillon, Schürch & Ratnieks** (2014) 'Waggle dance distances as integrative indicators of seasonal foraging challenges', *PLoS ONE*, 9(4).
 42. **Cumming et al.** (2015) 'Understanding protected area resilience: a multi-scale, social-ecological approach', *Ecological Applications*, 25(2), pp. 299–319.
 43. **Dainese et al.** (2017) 'Complementarity among natural enemies enhances pest suppression', *Scientific Reports*, 7(1).
 44. **Danner et al.** (2016) 'Season and landscape composition affect pollen foraging distances and habitat use of honey bees', *Ecological Applications*, 26(6), pp. 1920–1929.
 45. **Danner et al.** (2017) 'Honey bee foraging ecology: Season but not landscape diversity shapes the amount and diversity of collected pollen', *PLoS ONE*, 12(8).
 46. **Desneux, Decourtye & Delpuech** (2007) 'The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods', *Annual Review of Entomology*, 52(1), pp. 81–106.
 47. **Díaz et al.** (2018) 'Assessing nature's contributions to people', *Science*, 359(6373), pp. 270–272.
 48. **Dolman** (2003) *Birds in Europe: Their conservation status*. BirdLife International (Conservation Series No. 3). Cambridge, United Kingdom.
 49. **Donald et al.** (2002) 'The common agricultural policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 89(3), pp. 167–182.
 50. **Donald, Green & Heath** (2001) 'Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268(1462), pp. 25–29.
 51. **Doré et al.** (2011) 'Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge', *European Journal of Agronomy*, 34(4), pp. 197–210.
 52. **Douglas** (2014) 'The molecular basis of bacterial-insect symbiosis', *Journal of Molecular Biology*, 426(23), pp. 3830–3837.
 53. **Faber & Van Wensem** (2012) 'Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils', *Science of the Total Environment*, 415, pp. 3–8.
 54. **Fahrig et al.** (2011) 'Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes', *Ecology Letters*, 14(2), pp. 101–112.
 55. **FAO** (2018) *Agroecology for food security and nutrition*. Proceedings of the International Symposium on Agroecology in China. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
 56. **FAOSTATS** (2019) *FAO Statistics*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
 57. **Field et al.** (2015) 'Critical Zone Services: Expanding Context, Constraints, and Currency beyond Ecosystem Services', *Vadose Zone Journal*, 14(1).
 58. **Filipiak et al.** (2017) 'Ecological stoichiometry of the honeybee: Pollen diversity and adequate species composition are needed to mitigate limitations imposed on the growth and development of bees by pollen quality', *PLoS ONE*, 12(8), p. e0183236.
 59. **Forey et al.** (2011) 'Importance of earthworm-seed interactions for the composition and structure of plant communities: A review', *Acta Oecologica*, 37(6), pp. 594–603.
 60. **Fox** (2004) 'Has Danish agriculture maintained farmland bird populations?', *Journal of Applied Ecology*, 41(3), pp. 427–439.
 61. **Franzuebbers & Gastal** (2019) 'Chapter 7 - Building Agricultural Resilience With Conservation Pasture-Crop Rotations', in Lemaire, G. (ed.) *Agroecosystem Diversity*. Academic Press. London, UK, pp. 109–121.
 62. **Gaba et al.** (2015) 'Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design', *Agronomy for Sustainable Development*, 35(2), pp. 607–623.
 63. **Gallai et al.** (2009) 'Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline', *Ecological Economics*, 68(3), pp. 810–821.
 64. **Geiger et al.** (2010) 'Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland', *Basic and Applied Ecology*, 11(2), pp. 97–105.
 65. **Gibbons et al.** (1993) *The New Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland: 1988-1991*. Poyser. London.
 66. **Goulson et al.** (2015) 'Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers', *Science*, 347(6229).
 67. **Green et al.** (2005) 'Farming and the fate of wild nature', *Science*, 307(5709), pp. 550–555.
 68. **Groot et al.** (2010) 'Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making', *Ecological Complexity*, 7(3), pp. 260–272.
 69. **Gross et al.** (2014) 'Species Richness and the Temporal Stability of Biomass Production: A New Analysis of Recent Biodiversity Experiments', *The American Naturalist*, 183(1), pp. 1–12.
 70. **Hanley et al.** (2015) 'Measuring the economic value of pollination services: Principles, evidence and knowledge gaps', *Ecosystem Services*, 14, pp. 124–132.
 71. **Hauggaard-Nielsen et al.** (2008) 'Grain legume - Cereal intercropping: The practical application of diversity, competition and facilitation in arable and organic cropping systems', *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23(1), pp. 3–12.
 72. **Hector et al.** (1999) 'Plant diversity and productivity experiments in European grasslands', *Science*, 286(5442), pp. 1123–1127.
 73. **Hector et al.** (2010) 'General stabilizing effects of plant diversity on grassland productivity through population asynchrony and overyielding', *Ecology*, 91(8), pp. 2213–2220.
 74. **Van Der Heijden, Bardgett & Van Straalen** (2008) 'The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems', *Ecology Letters*, 11(3), pp. 296–310.
 75. **Hooper et al.** (2005) 'Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge', *Ecological Monographs*, 75(1), pp. 3–35.
 76. **Hudson** (1994) 'Soil organic matter and available water capacity', *Journal of Soil and Water Conservation*, 49(2), pp. 189–194.
 77. **Inchausti & Bretagnolle** (2005) 'Predicting short-term extinction risk for the declining Little Bustard (*Tetrax tetrax*) in intensive agricultural habitats', *Biological Conservation*, 122(3), pp. 375–384.
 78. **Inger et al.** (2015) 'Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising', *Ecology Letters*, 18(1), pp. 28–36.
 79. **IPBES** (2018) *The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia*. Edited by M. Rounsevell et al. Bonn, Allemagne: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Allemagne.
 80. **Isbell et al.** (2017) 'Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales', *Nature*, 546(7656), pp. 65–72.
 81. **Jeffery et al.** (2010) *Atlas européen de la biodiversité des sols*.
 82. **Julliard et al.** (2006) 'Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities', *Ecology Letters*, 9(11), pp. 1237–1244.
 83. **Keeley & Swift** (2011) 'Biodiversity and Ecosystem Functioning in Mediterranean-Climate California', *Ambio*, 26(7), pp. 121–183.
 84. **Kleijn et al.** (2015) 'Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation', *Nature Communications*, 6(1), p. 7414.
 85. **Kleijn & Sutherland** (2003) 'How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?', *Journal of Applied Ecology*, 40(6), pp. 947–969.
 86. **Klein et al.** (2007) 'Importance of pollinators in changing landscapes for world crops', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), pp. 303–313.
 87. **Krebs et al.** (1999) 'The second silent spring', *Nature*, 400(6745), pp. 611–612.
 88. **Laanisto & Hutchings** (2015) 'Comment on "worldwide evidence of a unimodal relationship between productivity and plant species richness"', *Science*, 350(6265), p. 1177b.
 89. **Lal** (1991) 'Soil Conservation and Biodiversity', in Hawkesworth, D. L. (ed.) *Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*. CAB Intern. Wallingford, UK, pp. 89–104.
 90. **Lamandé et al.** (2003) 'Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements', *Catena*, 54(3), pp. 637–649.
 91. **Lambin, Geist & Lepers** (2003) 'Dynamics of land-use and land-cover in tropical regions', *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), pp. 205–241.
 92. **Langhof et al.** (2003) 'Impact of insecticide drift on aphids and their parasitoids: Residual toxicity, persistence and recolonisation', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94(3), pp. 265–274.
 93. **De Lara & Doyen** (2008) *Sustainable management of natural resources: mathematical models and methods*. Springer.
 94. **Lautenbach et al.** (2012) 'Spatial and Temporal Trends of Global Pollination Benefit', *PLoS ONE*, 7(4), p. e35954.
 95. **Lavelle et al.** (2004) 'Effects of Earthworms on Soil Organic Matter and Nutrient Dynamics at a Landscape Scale over Decades', in *Earthworm Ecology*. CRC Press, pp. 145–160.
 96. **Lechenet et al.** (2014) 'Reconciling pesticide reduction with economic and environmental sustainability in arable farming', *PLoS ONE*, 9(6), pp. 1–10.
 97. **Lee & Slak** (2007) *Les paysages français changent entre 1992 et 2002: artificialisation et fermeture des paysages aux dépens du mitage ou de la déprise des zones agricoles*. AGRESTE - Les Cahiers.
 98. **Lemaire et al.** (2014) 'Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190, pp. 4–8.
 99. **Letourneau et al.** (2009) 'Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), pp. 573–592.
 100. **Letourneau et al.** (2011) 'Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review', *Ecological Applications*, 21(1), pp. 9–21.
 101. **Liebman & Dyck** (1993) 'Crop rotation and intercropping strategies for weed management', *Ecological Applications*, 3(1), pp. 92–122.
 102. **Lu, Hulcr & Sun** (2016) 'The Role of Symbiotic Microbes in Insect Invasions', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47(1), pp. 487–505.
 103. **Maes et al.** (2013) 'Mainstreaming ecosystem services into EU policy', *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1), pp. 128–134.
 104. **Maes et al.** (2016) 'An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020', *Ecosystem Services*, 17, pp. 14–23.
 105. **Mahaut, Gaba & Fried** (2019) 'A functional diversity approach of crop sequences reveals that weed diversity and abundance show different responses to environmental variability', *Journal of Applied Ecology*, 56(6), pp. 1400–1409.
 106. **Maine & Boyles** (2015) 'Bats initiate vital agroecological interactions in corn', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(40), pp. 12438–12443.
 107. **Marshall et al.** (2003) 'The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields', *Weed Research*, 43(2), pp. 77–89.
 108. **Martins & Angers** (2015) 'Different plant types for different soil ecosystem services', *Geoderma*, 237, pp. 266–269.
 109. **Maxwell et al.** (2016) 'Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers', *Nature*, 536(7615), pp. 143–145.
 110. **MEA** et al. (2005) *Ecosystems and Human Well-being - Synthesis Report*. Millenium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.
 111. **Meersmans et al.** (2012) 'A high resolution map of French soil organic carbon', *Agronomy for Sustainable Development*, 32(4), pp. 841–851.
 112. **Minasny et al.** (2017) 'Soil carbon 4 per mille', *Geoderma*, 292, pp. 59–86.
 113. **Minasny & McBratney** (2018) 'Limited effect of organic matter on soil available water capacity', *European Journal of Soil Science*, 69(1), pp. 39–47.
 114. **Morel-Chevillet et al.** (1996) 'Cross-enhancement of carbofuran biodegradation in soil samples previously treated with carbamate pesticides', *Soil Biology and Biochemistry*, 28(12), pp. 1767–1776.
 115. **Mouysset, Doyen & Jiguet** (2013) 'How does economic risk aversion affect biodiversity?', *Ecological Applications*, 23(1), pp. 96–109.
 116. **Munoz et al.** (no date) 'en revue'.
 117. **Naranjo, Ellsworth & Frisvold** (2015) 'Economic Value of Biological Control in Integrated Pest Manage-

- ment of Managed Plant Systems', *Annual Review of Entomology*, 60(1), pp. 621–645.
118. Newbold et al. (2015) 'Global effects of land use on local terrestrial biodiversity', *Nature*, 520(7545), pp. 45–50.
119. Nilsson, Franzén & Pettersson (2013) 'Land-use changes, farm management and the decline of butterflies associated with semi-natural grasslands in southern Sweden', *Nature Conservation*, 6, pp. 31–48.
120. Norris & Kogan (2005) 'Ecology of interactions between weeds and arthropods', *Annual Review of Entomology*, 50(1), pp. 479–503.
121. OCDE (2008) *La performance environnementale de l'agriculture dans les pays de l'OCDE depuis 1990*. Organisation de Coopération et de Développement Économiques. Paris, France.
122. Oerke (2006) 'Crop losses to pests', *Journal of Agricultural Science*, 144(1), pp. 31–43.
123. Otto et al. (2016) 'Land-use change reduces habitat suitability for supporting managed honey bee colonies in the Northern Great Plains', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(37), pp. 10430–10435.
124. Pain & Pienkowski (1997) *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press. San Diego, USA.
125. Paoletti & Hassall (1999) 'Woodlice (Isopoda: Oniscidea): Their potential for assessing sustainability and use as bioindicators', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74(1–3), pp. 157–165.
126. Paracchini et al. (2014) 'Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU', *Ecological Indicators*, 45, pp. 371–385.
127. Pelosi et al. (2016) 'Dynamics of earthworm taxonomic and functional diversity in ploughed and no-tilled cropping systems', *Soil and Tillage Research*, 156, pp. 25–32.
128. Pelzer et al. (2012) 'Pea-wheat intercropping in low-input conditions combine high economic performances and low environmental impacts', *European Journal of Agronomy*, 40, pp. 39–53.
129. Petit et al. (2017) 'Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 240, pp. 45–53.
130. Phan et al. (2016) 'Environmental Modelling & Software Applications of Bayesian belief networks in water resource management: A systematic review', *Environmental Modelling and Software*, 85, pp. 98–111.
131. Picon (1991) 'Chasse, pêche, cueillette: une même objet support d'attitudes et de pratiques sociales différenciées', *Sociétés Contemporaines*, 8, pp. 87–100.
132. Pimentel et al. (1997) 'Water Resources: Agriculture, the Environment, and Society', *BioScience*, 47(2), pp. 97–106.
133. Piutti et al. (2002) 'Effect of cropping cycles and repeated herbicide applications on the degradation of diclofopmethyl, bentazone, diuron, isoproturon and pendimethalin in soil', *Pest Management Science*, 58(3), pp. 303–312.
134. Polasky & Segerson (2009) 'Integrating Ecology and Economics in the Study of Ecosystem Services: Some Lessons Learned', *Annual Review of Resource Economics*, 1(1), pp. 409–434.
135. Potter (1997) 'Europe's changing farmed landscapes', in Pain, D. and Pienkowski, M. (eds) *Farming and birds in Europe*. Academic Press. London, UK, pp. 25–42.
136. Potts (1997) 'Cereal farming, pesticides and grey partridges', in Pain, D. and Pienkowski, M. (eds) *Farming and Birds in Europe*. Academic Press. London, UK, pp. 150–177.
137. Rabot et al. (2018) 'Soil structure as an indicator of soil functions: A review', *Geoderma*, 314, pp. 122–137.
138. Rader et al. (2016) 'Non-bee insects are important contributors to global crop pollination', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(1), pp. 146–151.
139. Redlich, Martin & Steffan-Dewenter (2018) 'Landscape-level crop diversity benefits biological pest control', *Journal of Applied Ecology*, 55(5), pp. 2419–2428.
140. Reed & Martiny (2007) 'Testing the functional significance of microbial composition in natural communities', *FEMS Microbiology Ecology*, 62(2), pp. 161–170.
141. Renard & Tilman (2019) 'National food production stabilized by crop diversity', *Nature*, 571(7764), pp. 257–260.
142. Robinson & Sutherland (2002) 'Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain', *Journal of Applied Ecology*, 39(1), pp. 157–176.
143. Rollin et al. (2016) 'Weed-insect pollinator networks as bio-indicators of ecological sustainability in agriculture. A review', *Agronomy for Sustainable Development*, 36(1), pp. 1–22.
144. Rollin et al. (2019) 'Preserving habitat quality at local and landscape scales increases wild bee diversity in intensive farming systems', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 275, pp. 73–80.
145. Roubinet et al. (2017) 'Diet of generalist predators reflects effects of cropping period and farming system on extra- and intraguild prey', *Ecological Applications*, 27(4), pp. 1167–1177.
146. Roy et al. (2012) 'Invasive alien predator causes rapid declines of native European ladybirds', *Diversity and Distributions*, 18(7), pp. 717–725.
147. Ruess et al. (1999) 'Simulated climate change affecting microorganisms, nematode density and biodiversity in subarctic soils', *Plant and Soil*, 212(1), pp. 63–73.
148. Rusch et al. (2010) 'Biological Control of Insect Pests in Agroecosystems', *Advances in Agronomy*, 109, pp. 219–259.
149. Rusch et al. (2016) 'Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, pp. 198–204.
150. Rutgers et al. (2012) 'A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms', *Science of the Total Environment*, 415, pp. 39–48.
151. Santangeli et al. (2015) 'Identifying effective actions to guide volunteer-based and nationwide conservation efforts for a ground-nesting farmland bird', *Journal of Applied Ecology*, 52(4), pp. 1082–1091.
152. Sardiñas et al. (2016) 'Sunflower (*Helianthus annuus*) pollination in California's Central Valley is limited by native bee nest site location', *Ecological Applications*, 26(2), pp. 438–447.
153. Schmidt et al. (2003) 'Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270(1527), pp. 1905–1909.
154. Shpitalo & Le Bayon (2004) 'Effects of earthworms on soil organization', in Edwards, C. (ed.) *Earthworm Ecology, Second Edition*. Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 201–210.
155. Silvertown et al. (2010) 'Environmental myopia: A diagnosis and a remedy', *Trends in Ecology and Evolution*, 25(10), pp. 556–561.
156. Simberloff et al. (2013) 'Impacts of biological invasions: What's what and the way forward', *Trends in Ecology and Evolution*, 28(1), pp. 58–66.
157. Simone-Finstrom et al. (2016) 'Migratory management and environmental conditions affect lifespan and oxidative stress in honey bees', *Scientific Reports*, 6.
158. Smart et al. (2016a) 'Land use in the Northern Great Plains region of the U.S. influences the survival and productivity of honey bee colonies', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 230, pp. 139–149.
159. Smart et al. (2016b) 'Linking measures of colony and individual honey bee health to survival among apiaries exposed to varying agricultural land use', *PLoS ONE*, 11(3).
160. Smith (2006) 'Soils as carbon sinks: the global context', *Soil Use and Management*, 20(2), pp. 212–218.
161. Smith et al. (2011) 'Regulating Services', in *UK National Ecosystem Assessment Technical Report*. UNEP-WCMC. Cambridge, UK, pp. 535–596.
162. Soussana & Lemaire (2014) 'Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190, pp. 9–17.
163. Steffan-Dewenter & Kuhn (2003) 'Honeybee foraging in differentially structured landscapes', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270(1515), pp. 569–575.
164. Stokes et al. (2014) 'Ecological mitigation of hillslope instability: ten key issues facing researchers and practitioners', *Plant and Soil*, 377(1–2), pp. 1–23.
165. Suter et al. (2015) 'Nitrogen yield advantage from grass-legume mixtures is robust over a wide range of legume proportions and environmental conditions', *Global Change Biology*, 21(6), pp. 2424–2438.
166. Tardy et al. (2015) 'Land use history shifts in situ fungal and bacterial successions following wheat straw input into the soil', *PLoS ONE*, 10(6), pp. 1–17.
167. Terrado, Tauler & Bennett (2015) 'Landscape and local factors influence water purification in the Montegian agroecosystem in Québec, Canada', *Regional Environmental Change*, 15(8), pp. 1743–1755.
168. Tilman et al. (2002) 'Agricultural sustainability and intensive production practices', *Nature*, 418(6898), pp. 671–677.
169. Tilman et al. (2001) 'Diversity and productivity in a long-term grassland experiment', *Science*, 294, pp. 843–845.
170. Tschamtkte et al. (2005) 'Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management', *Ecology Letters*, 8(8), pp. 857–874.
171. Tschamtkte et al. (2012) 'Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses', *Biological Reviews*, 87(3), pp. 661–685.
172. Tucker (1997) 'Priorities for bird conservation in Europe: the importance of the farmed landscape', in Pain, D. and Pienkowski, M. (eds) *Farming and Birds in Europe*. Academic P, pp. 79–116.
173. Tucker & Heath (1994) *Birds in Europe: Their conservation status*. Cambridge: BirdLife International.
174. UICN France (2018) *Les solutions fondées sur la nature pour lutter contre les changements climatiques et réduire les risques naturels en France*. Union internationale pour la conservation de la nature France. Paris, France.
175. UK National Ecosystem Assessment (2014) *UK National Ecosystem Assessment Follow-on*. UNEP-WCMC. Cambridge, UK.
176. Valentin-Morison, M. Guichard, L. Jeuffroy (2008) 'Comment maîtriser la flore adventice des grandes cultures à travers les éléments de l'itinéraire technique?', *Innovations Agronomiques*, 3, pp. 27–41.
177. Vandermeer et al. (1998) 'Global change and multi-species agroecosystems: Concepts and issues', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 67(1), pp. 1–22.
178. Verheijen et al. (2009) 'Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe', *Earth-Science Reviews*, 94(1–4), pp. 23–38.
179. Verret et al. (2017) 'Can legume companion plants control weeds without decreasing crop yield? A meta-analysis', *Field Crops Research*, 204, pp. 158–168.
180. Vitousek (1997) 'Human Domination of Earth's Ecosystems', *Science*, 277(5325), pp. 494–499.
181. Westerman et al. (2003) 'Relative importance of vertebrates and invertebrates in epigeic weed seed predation in organic cereal fields', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95(2–3), pp. 417–425.
182. Whalen & Parmelee (2000) 'Earthworm secondary production and N flux in agroecosystems: A comparison of two approaches', *Oecologia*, 124(4), pp. 561–573.
183. Williams (1994) 'The dependence of crop production within the European Union on pollination by honey bees', *Agricultural Zoology Reviews*, 6, pp. 229–257.
184. Winfree et al. (2015) 'Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service', *Ecology Letters*, 18(7), pp. 626–635.
185. Wright, Nicolson & Shafir (2017) 'Nutritional Physiology and Ecology of Honey Bees', *Annual Review of Entomology*, 63(1), pp. 327–344.
186. Zhu et al. (2000) 'Genetic diversity and disease control in rice', *Nature*, 406(6797), pp. 718–722.
187. Zuazo & Pleguezuelo (2009) 'Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: A review', *Sustainable Agriculture*, 28, pp. 785–811.
188. Zulan, Maes & Paracchini (2013) 'Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe', *Land*, 2(3), pp. 472–492.

CHAPITRE

Biodiversité en territoires viticoles

• 3 •

Évaluation régionale des connaissances sur les services rendus par la biodiversité au fonctionnement des socio-écosystèmes viticoles

• • • • • Ce chapitre présente un état des lieux des connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes viticoles en Région Nouvelle-Aquitaine. La viticulture est une activité économique emblématique de cette Région. Les vignobles abritent une diversité végétale et animale (sauvage et domestiquée) qui soutient non seulement la production de vins et spiritueux mais fournit aussi d'autres services indispensables à l'ensemble de la société. Ainsi dans ces socio-écosystèmes de production, la biodiversité a des effets positifs directs et indirects sur les biens et productions. La biodiversité, qu'elle soit cultivée ou hébergée, soutient la production de raisin et de vin et augmente et stabilise les rendements face aux aléas comme les ravageurs de culture. Au-delà des services d'approvisionnement, elle procure aux sociétés humaines dans leur ensemble des services de régulation (séquestration du carbone, épuration de l'eau et limitation de l'érosion) et des services socio-culturels (hébergement d'espèces emblématiques et diversité du patrimoine paysager) qui dépassent la dimension de production de biens. Les bénéfices économiques, environnementaux et culturels que la société tire des services fournis par la biodiversité ont à la fois des valeurs non marchandes et marchandes. Certains services qui ne reposent pas sur l'exploitation des vignes ont une valeur patrimoniale et culturelle bénéficiant non seulement au citoyen du territoire, mais également à la société dans son ensemble. Les services d'approvisionnement sont quant à eux étroitement liés au marché et génèrent des bénéfices économiques : la biodiversité a donc une valeur marchande pour les exploitants. Bien qu'ils soient façonnés et exploités par l'humain, les territoires viticoles abritent une riche diversité biologique. Mais de nombreuses études démontrent que ces espèces animales ou végétales sont soumises à de nombreuses pressions. L'intensification des pratiques viticoles via le recours massif aux intrants chimiques (pesticides et fertilisants), l'uniformisation des paysages et l'introduction d'espèces envahissantes entraînent ainsi des perturbations de la biodiversité dans ce socio-écosystème.

1 Le socio-écosystème des territoires viticoles en Région Nouvelle-Aquitaine

2 La recherche régionale sur la biodiversité des agroécosystèmes viticoles en Nouvelle-Aquitaine

3 Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des agroécosystèmes viticoles

3.1 LA BIODIVERSITÉ, SUPPORT DIRECT DE LA PRODUCTION VITICOLE

- 3.1.1. Rôle de la diversité des cépages pour la viticulture
- 3.1.2. Rôle de la diversité végétale non cultivée à l'échelle parcellaire pour la production de raisin
- 3.1.3. Rôle de la biodiversité des micro-organismes pour la vinification
- 3.1.4. Rôle de la diversité des essences forestières dans l'élevage des vins

3.2. RÔLE DE LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION

- 3.2.1. Interactions biotiques et régulation des bioagresseurs
- 3.2.2. Qualité des sols, fertilité et recyclage de la matière organique

3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION: GAZ À EFFET DE SERRE, ÉPURATION DE L'EAU ET LIMITATION DE L'ÉROSION

- 3.3.1. Séquestration du carbone et limitation des GES
- 3.3.2. Épuration de l'eau
- 3.3.3. Limitation de l'érosion des sols

3.4. BIODIVERSITÉ, PAYSAGES VITICOLES ET PROVISION DE RESSOURCES ASSOCIÉES AUX VIGNOBLES

- 3.4.1. Biodiversité hébergée par les agroécosystèmes viticoles
- 3.4.2. Diversité des paysages viticoles

4 Les valeurs de la biodiversité dans le socio-écosystème viticole

4.1. VALEURS NON MARCHANDES DE LA BIODIVERSITÉ DES TERRITOIRES VITICOLES

4.2. VALEURS MARCHANDES DE LA BIODIVERSITÉ POUR LES VITICULTEURS ET LA FILIÈRE VIN

- 4.2.1. Productivité et compétitivité de la production vitivinicole
- 4.2.2. Valorisation sur le marché du vin

5 État de la biodiversité dans le socio-écosystème viticole

5.1. ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ ET EFFET DES PRATIQUES VITICOLES

5.2. HOMOGÉNÉISATION DES PAYSAGES

5.3. IMPACTS DES ESPÈCES EXOTIQUES (ET/OU) ENVAHISSANTES

6 Références régionales

7 Références internationales

Coordination scientifique:

Adrien Rusch¹ et Eric Giraud-Héraud²

Coordination éditoriale:

Théo Rouhette, Cécile Bâcles et Vincent Bretagnolle

Remerciements:

Francis Macary, Nathalie Ollat, Sylvie Richart-Cervera

1) INRA UMR1065 Santé et agroécologie du vignoble : adrien.rusch@inra.fr

2) Institut des Sciences, de la Vigne et du Vin (ISVV) : eric.giraud-heraud@u-bordeaux.fr

Rédacteurs:

Julia Clause, Florian Celette, Luc Doyen, Brice Giffard, Eric Giraud-Héraud, Josépha Guenser, Patrick Lucas, Axel Marchal, Lilian Marchand, Isabelle Masneuf, Lucile Muneret, Stéphanie Pérès, Yann Raineau, Adrien Rusch, Denis Thiéry, Pauline Tolle, Adeline Alonso Ugaglia, Kees Van Leeuwen

1

Le socio-écosystème des territoires viticoles en Région Nouvelle-Aquitaine

La Région Nouvelle-Aquitaine est une des principales terres de vignobles en Europe où la culture régionale se construit entre grands vins et petits terroirs.

Avec un vignoble en production de plus de 216 000 hectares en 2017, la Région Nouvelle-Aquitaine regroupe 29% des surfaces viticoles françaises (*Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2018*). Cette surface est répartie entre environ 11 000 exploitations agricoles de la région et recouvre une grande diversité de terroirs (*Figure 3.1*) (*Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2018*).

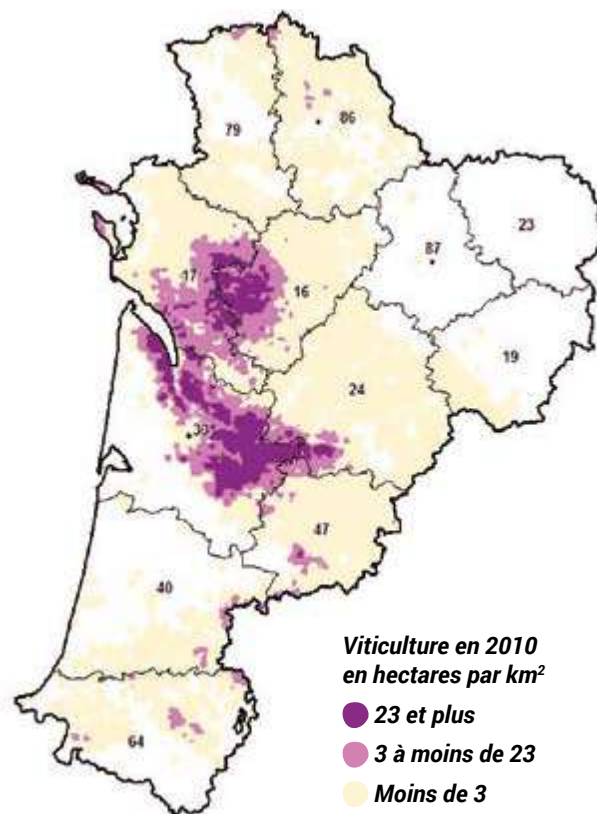
Deux vignobles majeurs, le bassin Bordeaux-Aquitaine (127 500 ha dont 114 000 ha en Gironde) et le bassin Charentes-Cognac (78 000 ha) situé en Charente et Charente-Maritime constituent la majorité du vignoble Néo-aquitain. Mais la région est également une terre de vignobles de plus petite superficie, parfois séculaires, variés et typés, répartis et parsemés sur l'ensemble du territoire (*Figure 3.1*). Parmi ces exploitations, les pratiques certifiées en Agriculture Biologique (AB) sont en progression (+2% en 2014; *DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2017*) et le vignoble en AB occupe près de 5% du vignoble régional (819 exploitations viticoles en AB soit un peu plus de 11 000 ha certifiés et en conversion), avec les deux-tiers des surfaces dans le département de la Gironde (*DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2017; Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2018b*).

La filière vitivinicole place la Région Nouvelle-Aquitaine au 1^{er} rang européen par l'emploi et la valeur agricole, une filière structurée à la fois par l'exportation à l'international, l'activité œnotouristique et le marché local.

Dans la Région Nouvelle-Aquitaine, vins sans indication géographique et vins à appellation d'origine contrôlée (AOC) ou d'origine protégée (AOP) cohabitent. Ainsi, en 2017, la région recense 132 523 ha en AOP, 74 416 ha en appellation Cognac-Armagnac, 4 133 ha en IGP, et 4 942 ha sans indication géographique, soit 2% des superficies en production. Ces distinctions révèlent des disparités de structuration de filière importantes entre terroirs. En effet, dans le bassin Bordeaux-Aquitaine, les exploitations agricoles intègrent les activités de vinification et de commercialisation tandis que les activités sont plus segmentées dans le bassin Charentes-Cognac avec une place importante consacrée à l'industrie des boissons. Quelle que soit sa structuration, l'activité vitivinicole est une filière agricole qui nécessite une main d'œuvre importante et qui est

FIGURE 3.1

Carte des fonciers viticoles en Nouvelle-Aquitaine où les densités en hectares par km² sont maximales au sein des deux principaux vignobles de la région : le Bordelais, principalement en Gironde, et le Cognacais, entre la Charente et la Charente-Maritime (source : Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2018)



© IGN BdCarto et BdCarthage

donc créatrice d'emploi. A l'échelle régionale elle totalise 54 100 emplois en 2015 dont 43 800 salariés (*Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2018a*). Parmi eux, plus de 33 000 emplois sont dédiés à la production viticole (*Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2018a*). Hors viticulture, le taux d'exportation moyen de la filière est de 46% et est donc largement supérieur à celui des entreprises du secteur non agricole de Nouvelle-Aquitaine (11%) (*Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2018a*). L'exportation concerne largement la filière néo-aquitaine

puisque 40% du chiffre d'affaires du bassin Bordeaux-Aquitaine et 98% du bassin Charentes-Cognac en dépendent. Outre la production et la commercialisation de vin et de spiritueux, la vitiviniculture structure également l'activité régionale par l'œnotourisme qui relie le produit au paysage (Rochard, 2015). Ainsi, en 2015, 937 établissements étaient qualifiés dans la filière œnotourisme à travers le label

« Vignobles et Découverte » et 6.2 millions de visiteurs recensés (CRT Nouvelle-Aquitaine, 2017) avec, parmi les 35 sites touristiques dépassant 100 000 visites annuelles, le vignoble de St-Emilion, inscrit au patrimoine mondial de l'Unesco (CRT Nouvelle-Aquitaine, 2017).

Le socio-écosystème des territoires viticoles, un espace de production de vin hébergeant une biodiversité importante

Les grands territoires viticoles de Nouvelle-Aquitaine comme le Bordelais ou le Cognacais sont fortement structurés par l'activité de production de vin. Les paysages y sont généralement dominés par la monoculture de vigne. Cependant, le socio-écosystème des territoires viticoles est le théâtre de nombreuses autres activités économiques et socio-culturelles au centre desquelles se placent les paysages viticoles et la biodiversité qu'ils hébergent (Figure 3.2). Par exemple, le maintien d'éléments semi-naturels dans le paysage ou d'espèces végétales non-cultivées sur la parcelle permet d'associer à la vigne des activités apicoles dépendantes des sources de pollen et de nectar (Figure 3.3). D'autres espèces qui trouvent dans ces territoires des ressources alimentaires comme le sanglier ou le chevreuil en lisière de bois, ou y nichent comme les perdrix, fournissent des services socio-culturels à travers des activités sociales, de découverte naturaliste, de chasse ou encore d'éco-tourisme.

Ces usages multiples et attentes diverses de la société mettent en jeu un ensemble complexe d'interactions entre **biodiversité et société** dans le fonctionnement des **agroécosystèmes** des territoires viticoles, potentiellement sources de compétition entre usages. Ainsi, comme en plaine agricole (voir chapitre « plaines agricoles ») un élément important d'interaction négative entre usages est lié à l'intensification de la viticulture qui entraîne une homogénéisation des paysages et une diminution des ressources alimentaires pour la faune, combinée à une utilisation accrue des produits phytopharmaceutiques (Godfray et al., 2012; Tilman et al., 2002). En Nouvelle-Aquitaine, avec un territoire viticole situé essentiellement en façade atlantique et doté d'un climat océanique favorable au développement des champignons pathogènes, comme le mildiou ou l'oïdium, la viticulture est actuellement fortement dépendante de l'usage des fongicides. Certains traitements phytopharmaceutiques contre des espèces de quarantaine sont obligatoires (e.g., traitement insecticide contre la cicadelle de la flavescence dorée). Globalement, l'application de produits phytosanitaires est plus fréquente qu'en grandes cultures (Indice de Fréquence de Traitement en 2013 - IFT Aquitaine : 16.7 et IFT Poitou-Charentes : 18.2, d'après SSP, 2019). Les ventes de fongicides constituent 43% des quantités de produits phytopharmaceutiques commerciaux vendus en 2014, et 30% des ventes de fongicides sont réalisées en Gironde (DRAAF Nouvelle-Aquitaine, 2017). Par ailleurs, le développement de pratiques vitivini-ques agroécologiques, l'engagement dans des démarches à Haute Valeur Environnementale HVE (e.g., les vignerons de Buzet (47) et la conservation d'une espèce-phare, la

FIGURE
3.2

Paysages et parcelles viticoles de Gironde représentant les abords d'une parcelle de vigne dans laquelle des éléments semi-naturels ont été conservés. Différentes espèces et communautés d'espèces habitent ces paysages. A droite, le semis d'une bande fleurie en bord de parcelle apporte des ressources pour différents arthropodes prédateurs, parasitoïdes ou pollinisateurs (Photos : en haut Sophie Chamont, INRA; en bas Marie Grasset, INRA)

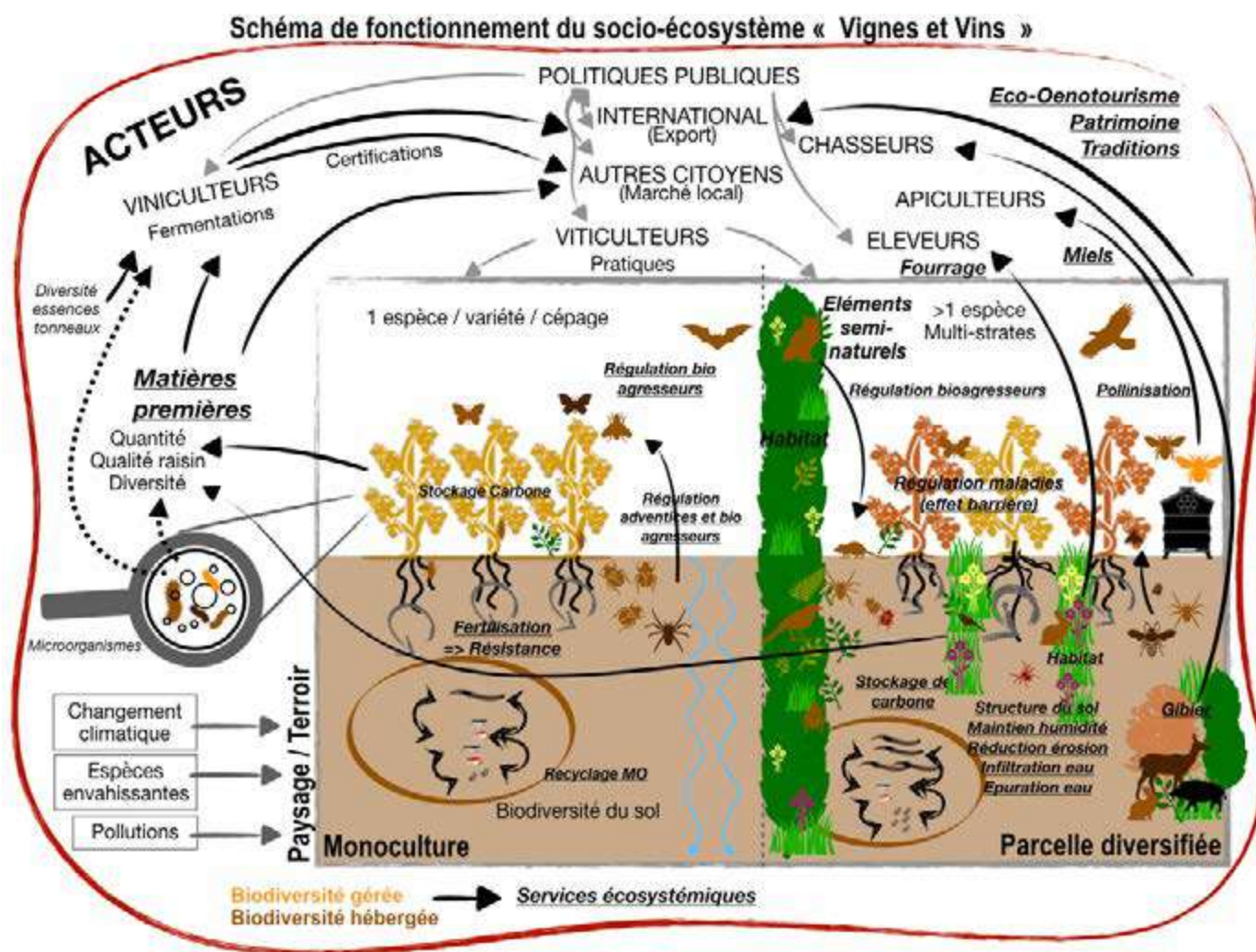


chouette chevêche) et la valorisation commerciale de certains vignobles dépendent directement ou indirectement de la biodiversité (Barnes et al., 2010; Rochard, 2015). Il apparaît donc nécessaire de caractériser le rôle de la biodiversité, les valeurs marchandes et non marchandes qui y sont associées, ainsi que l'état de la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine. La synthèse des connaissances autour de

la biodiversité et de la multifonctionnalité des territoires viticoles en Nouvelle-Aquitaine que nous réalisons ici permettra de dessiner le périmètre des zones de synergies possibles entre préservation de la biodiversité et production viticole.

FIGURE 3.3

Représentation schématique simplifiée d'un socio-écosystème de territoire viticole en Nouvelle-Aquitaine. La biodiversité et la société sont en interaction à la fois à travers le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement de l'écosystème (et de la provision de services écosystémiques) et le rôle des acteurs du territoire qui influencent ce fonctionnement par l'exploitation des vignes pour la production et la commercialisation du vin «ou par la valorisation des paysages viticoles» par l'œnotourisme. Au maintien d'éléments semi-naturels du paysage et au développement de pratiques agroécologiques et de commercialisation au vignoble s'associent des activités professionnelles et socio-culturelles autour de la biodiversité hébergée, comme le pastoralisme, la chasse ou l'éco-tourisme.



2

La recherche régionale sur la biodiversité des agroécosystèmes viticoles en Nouvelle-Aquitaine

La synthèse bibliographique réalisée résumant les connaissances scientifiques régionales sur les relations biodiversité, fonctionnement et fourniture de services écosystémiques en socio-écosystème viticole nous a amené à retenir **124 références bibliographiques régionales** (Figure 3.4) parmi lesquelles figurent des recherches empiriques et expérimentales réalisées dans le cadre d'infrastructures de recherche régionales dédiées (Encadré 1).

346 RÉFÉRENCES AU TOTAL, DONT :



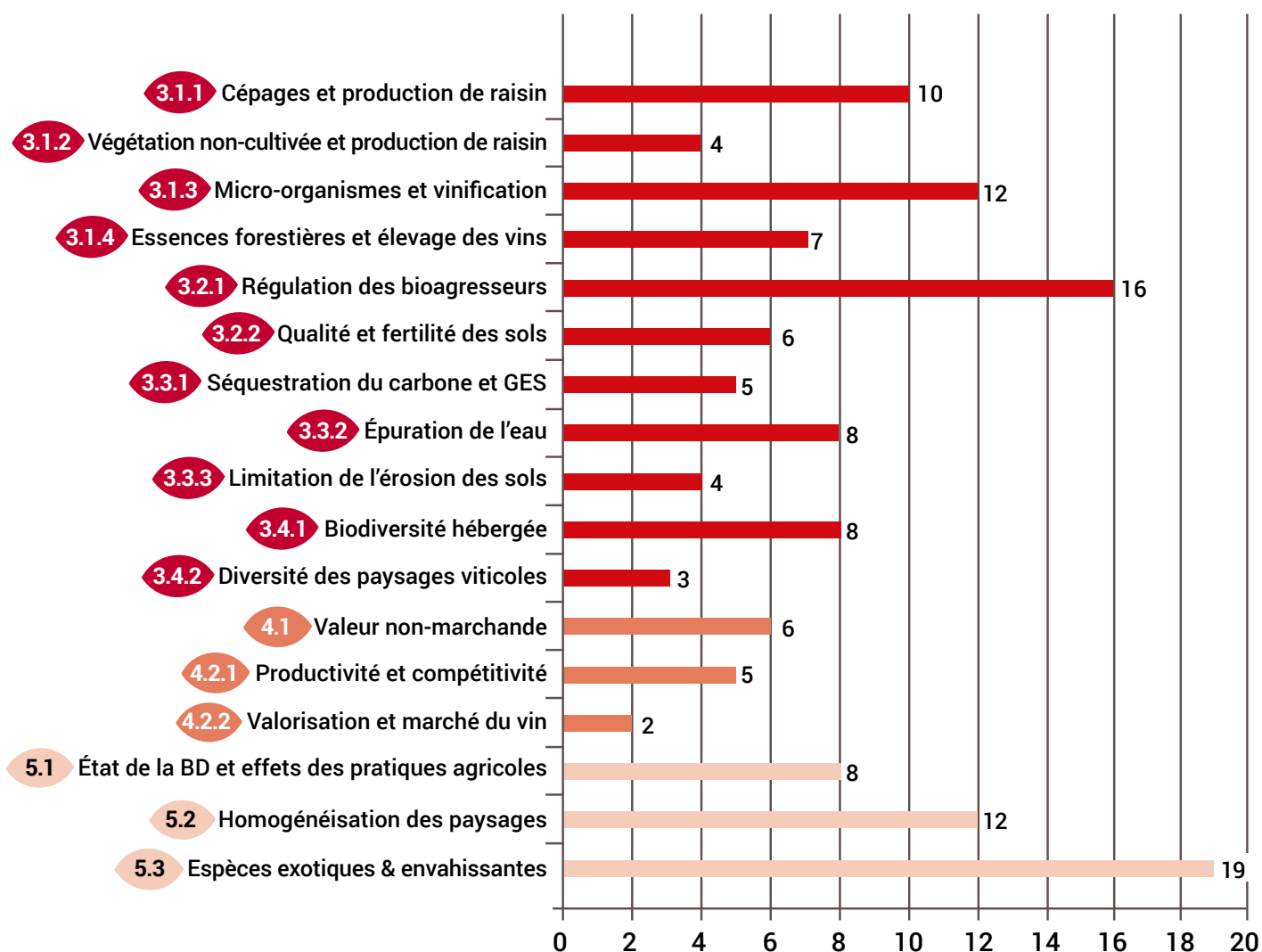
124 références « régionales »



222 références « internationales »

FIGURE 3.4

Répartition des références régionales par sous-section du chapitre



ENCADRÉ 1

Des infrastructures dédiées aux recherches sur les liens entre biodiversité et pratiques agricoles en vitiviniculture en Région Nouvelle-Aquitaine

Site Atelier BACCHUS, Viticulture et Biodiversité (INRA UMR Save; LPO; Chambre d'Agriculture de la Gironde)

BACCHUS est un Site Atelier mis en place par l'INRA en 2015 et établi à l'échelle d'un territoire de 900 km² localisé sur le Libournais et l'Entre-Deux-Mers, en Gironde (Figure 3.5). Il permet l'observation et l'analyse des relations entre pratiques agricoles et biodiversité dans les paysages viticoles.

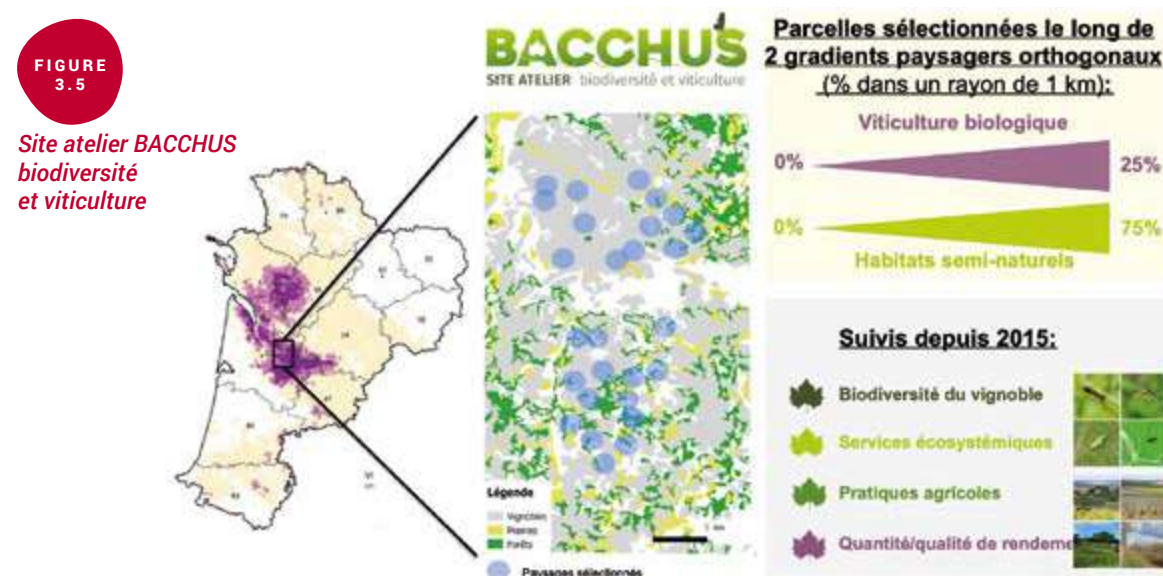
Le site Atelier BACCHUS a deux objectifs principaux :

- **Produire des connaissances sur la dynamique de la biodiversité dans les paysages viticoles.** En s'appuyant sur les données collectées annuellement sur le site Atelier depuis 2015, l'objectif est d'analyser comment différentes facettes des changements globaux (e.g. changements de pratiques viticoles, changements d'occupation du sol) impactent la dynamique de la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques dans les paysages viticoles étudiés.

- **Concevoir et évaluer, en partenariat étroit avec les viticulteurs, des systèmes de production viticoles « multi-performants »** minimisant les impacts environnementaux et maximisant les processus naturels, tout en assurant des revenus économiques compétitifs aux viticulteurs. L'objectif est ici de développer une démarche d'ingénierie agroécologique avec les viticulteurs pour faire évoluer leurs systèmes de culture en s'appuyant sur les connaissances produites par le volet « recherche ».

Le Site Atelier BACCHUS est constitué d'un réseau d'une quarantaine de parcelles viticoles suivies annuellement et sélectionnées de manière à explorer des contextes de production différents le long de deux gradients paysagers : un gradient de proportion de surfaces cultivées en viticulture biologique et un gradient de proportion d'habitats semi-naturels dans le paysage environnant chaque parcelle étudiée. Le Site Atelier BACCHUS offre donc une base de données et des méthodologies permettant d'évaluer les performances écologiques, agronomiques et économiques de différents systèmes de culture viticole sur le territoire néo-aquitain. Ce dispositif agrège différents partenaires scientifiques et techniques intéressés par la préservation de la biodiversité dans les paysages viticoles (e.g. LPO, Chambre d'Agriculture, Viticulteurs) et a vocation à en accueillir de nouveaux.

Plus d'infos : www.siteatelier-bacchus.com



SUITE ENCADRÉ 1

GIEE AOC de Margaux : renforcement et valorisation de la biodiversité sur l'AOC Margaux (Vitinnov; AOC Margaux)

En plus du site atelier BACCHUS qui est avant tout un dispositif de recherche, on trouve différentes initiatives en Nouvelle-Aquitaine autour de la biodiversité qui alimente des projets de recherche. Ainsi, l'Appellation d'Origine Contrôlée Margaux conduit, depuis 2013, des actions en faveur de la biodiversité et du territoire, en intégrant l'agro-écologie au cœur de ses vignobles. Pour mener à bien ses actions, le Syndicat Viticole de Margaux est accompagné, depuis 2013, par Vitinnov, la cellule de transfert de l'Institut des Sciences de la Vigne et du Vin (ISVV) dédiée à la viticulture et adossée à Bordeaux Sciences Agro.

Les travaux ont débuté par un diagnostic de la biodiversité locale entre 2013 et 2015, en impliquant les viticulteurs et les acteurs locaux. Des relevés naturalistes ont été réalisés en partenariat avec la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) et un expert indépendant (David Genoud). À partir de ce diagnostic, les propriétés viticoles ont été impliquées dans un plan d'action en faveur de la préservation de la biodiversité, par la mise en pratique notamment de fauches tardives ou de plantations de haies. Ces actions sont répertoriées régulièrement dans une base de données géo-référencée tenant compte de la composition paysagère, des espèces faunistiques relevées ainsi que des pratiques mises en œuvre. Par ses initiatives l'appellation Margaux a obtenu en 2017 la reconnaissance en tant que Groupement d'Intérêt Économique et Environnemental (GIEE) et a choisi d'aller plus loin dans ses initiatives à travers un engagement sur deux projets de recherche complémentaires à la démarche : le projet PhytAE, soutenu par le Conseil Interprofessionnel des Vins de Bordeaux (CIVB), et le projet VITIPOLL, soutenu par la Région Nouvelle-Aquitaine (**plus d'informations** sur ces projets sur <http://www.vitinnov.fr/projets.php>). Le territoire de l'appellation Margaux s'engage ainsi à expérimenter et développer des pratiques agroécologiques qui associent la préservation de la biodiversité à la réduction des intrants phytosanitaires, en favorisant l'action et la formation des différents acteurs du territoire impliqués.

3

Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des agroécosystèmes viticoles

La biodiversité joue un rôle majeur dans le fonctionnement des agroécosystèmes viticoles, comme dans tous les écosystèmes, et rend de multiples services aux viticulteurs et à la société en général. La biodiversité se retrouve d'abord de manière évidente dans la diversité des productions, tels que les fruits ou in fine, les vins. Cette production représente des services dits « d'approvisionnement », et elle s'appuie directement sur la diversité des variétés cultivées. En effet, la diversité de la vigne elle-même (diversité des porte-greffes, diversité des cépages, diversité clonale) peut affecter la production de raisin; par ailleurs, la diversité végétale associée à la vigne à l'échelle de la parcelle (par exemple dans l'inter-rang) peut aussi affecter la production de raisin en qualité ou en quantité. La diversité microbienne, hébergée dans les baies et ensuite au cours du processus de vinification, est connue pour affecter la qualité de la récolte mais surtout du vin; tandis que la diversité des essences forestières utilisées pour l'élevage du vin peut affecter ses propriétés organoleptiques. La production est aussi indirectement appuyée par le rôle que joue la biodiversité sur les fonctions intermédiaires qui découlent du fonctionnement des écosystèmes. Parmi celles-ci, on peut citer le recyclage de la matière organique du sol ou encore la régulation naturelle des maladies et des ravageurs de la vigne. La biodiversité des habitats à l'échelle des paysages peut par ailleurs influencer les niveaux de services écosystémiques intermédiaires. En effet, la diversité des types d'habitats (haies, forêts, prairies, bordures de parcelles, bandes enherbées) s'avère être un élément essentiel pour un certain nombre de communautés d'organismes qui fournissent ces services.

L'ensemble des services évoqués ici sont donc des services rendus par la biodiversité, directement ou indirectement, aux viticulteurs.

Par ailleurs, en Région Nouvelle-Aquitaine comme ailleurs, les agroécosystèmes viticoles sont par nature très anthropisés, ce qui engendre des perturbations environnementales (intrants, labour, simplification des paysages) importantes pouvant modifier le fonctionnement des écosystèmes. Or la biodiversité peut également contribuer à la régulation du fonctionnement des écosystèmes anthropisés en dehors du service de production, à travers des fonctions de régulation comme l'épuration de l'eau ou la prévention de l'érosion. Enfin, si la production de fruits destinés à la vinification est une activité économique structurante du socio-écosystème s'appuyant sur les fonctions rendues par la biodiversité, de nombreuses autres activités du socio-écosystème bénéficient de la biodiversité, en particulier des activités récréatives comme l'œnotourisme (section 4). Ces activités constituent des services dits « socio-culturels » à laquelle la diversité des éléments du paysage ou des espèces qui l'habitent contribue largement.

Ces catégories de services qui dépassent la dimension de production des vignobles sont donc des services rendus à la société dans son ensemble.

Ci-après, nous présentons un état des lieux des connaissances scientifiques disponibles sur le rôle de la biodiversité dans la fourniture de services d'approvisionnement (production viticole et autres), de régulation et de services socio-culturels présents en paysages viticoles de Nouvelle-Aquitaine.

3.1. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT DIRECT DE PRODUCTION VITICOLE

3.1.1. Rôle de la diversité des cépages pour la viticulture



Suite à l'invasion phylloxérique du XIX^e siècle en Europe, les pratiques culturales se sont recentrées sur une plantation de porte-greffe-cépage unique et monoclonale issue de la sélection variétale (*This et al., 2006*). Ainsi, même s'il existe plusieurs milliers de cépages de l'espèce *Vitis vinifera* (au moins 6000 – *Lacombe, 2012*) une douzaine seulement est très largement plantée à l'échelle mondiale, représentant de 70 à 90% des surfaces viticoles d'une grande majorité des pays producteurs (*Anderson & Aryal, 2016; Wolkovich et al., 2018*). Les cépages présentent malgré tout une remarquable diversité dans leur capacité de production (rendement), de phénologie (*Parker et al., 2013*), de tolérance au froid

(*Duchene, 2016*), de tolérance à la sécheresse (*Galet & Grisard, 2015*) ou de composition du raisin (*Huglin & Schneider, 1998*). Cependant, l'effet de l'introduction à l'échelle de la parcelle ou du paysage d'une diversité de porte-greffes, de cépages ou de diversité génétique (intra-cépage) sur le rendement ou la qualité de production reste à étudier. De fait, la diversité génétique et phénotypique de *Vitis vinifera* est largement sous-utilisée à l'heure actuelle et une plus grande exploitation de cette diversité apparaît comme un élément majeur d'adaptation aux changements environnementaux actuels et à venir (*Wolkovich et al., 2018*).



En Nouvelle-Aquitaine, on compte 6 cépages dominants : 3 cépages rouges, le Merlot (64 % des surfaces), le Cabernet-Sauvignon (22%) et le Cabernet franc (11%), et 3 cépages blancs, l'Ugni blanc (77%), le Sémillon (10%) et le Sauvignon (9 %) (*Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2018b*). Après l'invasion phylloxérique qui a menacé la survie du vignoble dans la deuxième moitié du XIX^e siècle, la vigne a été plantée sur des porte-greffes pour contourner les effets dévastateurs de ce puceron qui s'attaque notamment aux racines de *Vitis vinifera* (*Cordeau, 1998*). Cette sélection clonale a permis d'assainir le matériel végétal (la grande majorité des clones commercialisés sont indemnes de virus majeurs) mais elle a aussi fortement appauvri le matériel végétal, car seul un nombre limité de clones sont effectivement utilisés pour chaque cépage (*This et al., 2006; van Leeuwen & Roby, 2010*). Plus récemment, les recherches se sont principalement concentrées sur la sélection variétale (cépage ou clone) comme levier d'adaptation aux pressions comme le changement climatique (nécessité de planter des cépages plus tardifs et plus résistants à la sécheresse, *van Leeuwen & Destrac-Irvine, 2017*) et/ou à l'émergence de nouveaux bioagresseurs (cépages plus tolérants ou résistants). De même, les porte-greffes varient dans leur résistance à la sécheresse, à la chlorose calcaire, à l'acidité, au sel ou aux nématodes (*Ollat et al., 2016*). Ils confèrent aussi une vigueur plus ou moins forte au greffon (c'est-à-dire la partie aérienne du cep de vigne) et des différences de productivité (*Renouf et al., 2010*). Depuis une dizaine d'années, il y a un intérêt croissant pour des

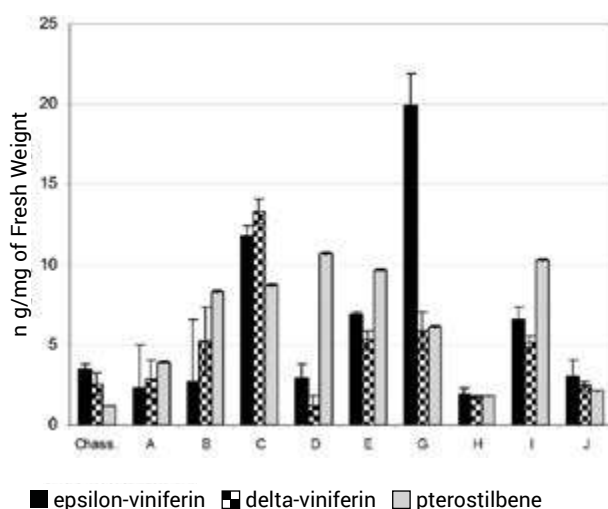
cépages mineurs, souvent locaux, qui peuvent présenter une opportunité d'adaptation à de nouvelles conditions, ou encore permettre la production de vins originaux avec une typicité marquée (*Roby et al., 2014*). La diversité génétique à l'intérieur d'un cépage est variable, relativement faible pour des cépages récents comme le Merlot, et plus forte pour des cépages anciens comme le Cabernet franc et le Pinot noir (*van Leeuwen et al., 2013*). Dans une population de Cabernet franc, on trouve ainsi une variabilité de rendement de 35% entre clones, une variabilité du poids des baies de 16%, une variabilité de la teneur en sucre du raisin de 6% et une variabilité de la teneur en anthocyanes des vins produits de 21%. Les différents clones testés varient aussi dans la teneur en phytoalexines dans les feuilles, ce qui traduit des différences de résistance au mildiou (*Figure 3.6 ; van Leeuwen et al., 2013*).

La très forte diversité génétique de la vigne, tant au niveau du porte-greffe que du cépage ou entre clones, est une précieuse ressource pour une adaptation à une modification des contraintes abiotiques (changement climatique) ou biotiques (changement de bioagresseurs) (*Ollat et al., 2016; Wolkovich et al., 2018*). A notre connaissance, aucune étude en Nouvelle-Aquitaine n'a mesuré le lien entre diversité du matériel végétal cultivé (vigne, de la parcelle au paysage) et qualité/quantité de la production viticole.



FIGURE 3.6

Variabilité des concentrations dans le limbe foliaire de 3 composés phénoliques (ϵ -viniférine, δ -viniférine et pterostilbene) chez neuf clones (A – J) de Cabernet franc comparé à V. Vinifera Chasselas. Les barres d'erreur indiquent l'erreur standard.
Source : van Leeuwen et al. (2013)



CE QU'IL FAUT RETENIR

La grande diversité potentielle du matériel végétal cultivé (porte-greffe, cépage) suggère des capacités majeures d'adaptation à des contextes environnementaux fluctuants (climat, pathogènes, pratiques viticoles), soulignant le caractère tout à fait fondamental de préserver la diversité du matériel végétal. Les études régionales, comme internationales, sur cette question mettent en avant le fort potentiel adaptatif de la diversité des cépages et des porte-greffes. Cependant, aucune étude en Nouvelle-Aquitaine n'a analysé les liens entre diversité du matériel végétal cultivé (de la parcelle au paysage) et niveau de production de raisin (qualité, quantité).

[Présomption] : [Etudes empiriques]
(~10 études)

3.1.2. Rôle de la diversité végétale non cultivée à l'échelle parcellaire pour la production de raisin



La diversité végétale non cultivée à l'intérieur d'une parcelle viticole affecte la production de raisin (en quantité et en qualité) ainsi que les propriétés des mouts de raisins (Muscas et al., 2017; Pérez-Alvarez et al., 2015; Ripoche et al., 2010; Winter et al., 2018). La plupart des travaux traitent la question de la diversité végétale non cultivée via la gestion des sols et de l'enherbement, en comparant des modes de gestion contrastés (sol nu et enherbement partiel par exemple) ou la nature des enherbements (végétation spontanée, végétation semée, autochtone ou non). La diversification végétale intra-parcellaire, via l'implantation d'un couvert naturel ou semé, peut entraîner une diminution faible de la quantité de raisin (Gontier et al., 2011; Muscas et al., 2017; Pou et al., 2011; Tesic et al., 2007) mais les résultats sont extrêmement variables entre études et ce n'est pas toujours le cas (Baumgartner et al., 2008; Giese et al., 2014; Giese Jr., 2014; Mercenaro et al., 2014; Monteiro & Lopes, 2007; Steenwerth & Belina, 2010; Sweet & Schreiner, 2010). Les conditions climatiques régionales et le stress hydrique sont des déterminants majeurs de la variabilité du sens de l'effet sur la quantité de raisin produit. Ainsi les cas de diminution des rende-

ments apparaissent généralement au sein de climats secs et chauds et pour des vignobles non irrigués où la compétition pour la ressource en eau est un facteur limitant fortement le rendement (Giese Jr., 2014; Winter et al., 2018). La nature du couvert végétal (légumineuses ou graminées) a aussi un impact (Muscas et al., 2017). Par contre, la diversification du couvert végétal a généralement des effets positifs sur la qualité des raisins (concentration en sucres, concentration en anthocyanes et en polyphénols : Muscas et al., 2017; Pou et al., 2011; Wheeler et al., 2005). En moyenne, le maintien d'un couvert végétal herbacé dans l'inter-rang augmente les concentrations en sucre et en polyphénols (Gontier et al., 2011; Muscas et al., 2017). En revanche, le maintien d'un couvert végétal à base de légumineuses dans l'inter-rang tend à réduire la concentration en polyphénols (Muscas et al., 2017). Au final, une sélection appropriée de plantes de couverture peut améliorer la qualité de la récolte et limiter les impacts environnementaux (travail du sol, herbicide) sans forcément impacter les rendements (Muscas et al., 2017; Pou et al., 2011).



Relativement peu de travaux de recherche ont été menés sur les effets de la diversification végétale non-cultivée sur les rendements (qualité et quantité) dans le contexte français et a fortiori néo-aquitain. Cependant, les quelques travaux réalisés dans des régions voisines confirment les travaux menés à l'échelle internationale et suggèrent que la diversification végétale intra-parcellaire peut entraîner une diminution des rendements, particulièrement dans des contextes de fort stress hydrique ou azoté, mais peut également se traduire par une augmentation de la qualité du raisin via une augmentation de la concentration en sucre voire en polyphénols (Celette et al., 2009; Gontier et al., 2011; Ripoché et al., 2010). Dans le cas de sols avec une réserve utile suffisante, la compétition pour les éléments minéraux du sol, et pour l'azote en particulier (et pas la compétition pour la ressource en eau) explique les pertes de rendements observées en situation d'inter-rangs enherbés en comparaison d'inter-rangs nus (Celette & Gary, 2013). Des travaux empiriques sont actuellement conduits par la Chambre d'Agriculture de la Gironde

pour analyser les impacts des couverts végétaux dans l'inter-rang sur l'élaboration du rendement, la qualité des raisins et les caractéristiques organoleptiques des vins (Projet VERTIGO), mais aucun résultat n'est actuellement disponible ou consultable.



Bande Fleurie ©MarieGrasset

CE QU'IL FAUT RETENIR

Maintenir un enherbement ou augmenter la diversité végétale non cultivée à l'échelle des parcelles viticoles peut entraîner une diminution de la quantité de raisin produit, particulièrement dans des contextes de stress nutritionnel ou hydrique, mais peut également se traduire par une augmentation de certains critères de qualité des raisins (anthocyanes, sucres). Une sélection raisonnée de la composition spécifique à la base de la diversification végétale intra-parcellaire peut donc avoir des effets bénéfiques sur la production de raisin. Cependant, aucun travail de recherche n'a été réalisé sur les effets de la diversité végétale non cultivée sur la production de raisin dans le contexte néo-aquitain.

[Projection] : [Etudes empiriques en régions voisines]

3.1.3. Rôle de la biodiversité des micro-organismes pour la vinification



Un corpus important de connaissances existe sur le rôle de la biodiversité microbienne pour l'élaboration du vin à partir du raisin, qui comprend deux phases principales, la fermentation alcoolique et la fermentation malolactique. Ces fermentations impliquent un microbiote hétérogène composé de levures et de bactéries associées au fruit et à son environnement de culture (vignoble) et de transformation (cave) (Steensels et al., 2014). Depuis le XX^e siècle, des levains de fermentation issus de l'exploitation du microbiote indigène sont un des principaux intrants œnologiques pour assurer la qualité des vins (Steensels et al., 2014; Petrucci et al.,

2017; Rossouw & Bauer, 2016; Padilla et al., 2016). En particulier, l'inoculation de mélanges plutôt que d'une seule souche de levure *Saccharomyces* est associée à une modulation de la qualité sensorielle des vins (Bellon et al., 2013; Tronchoni et al., 2017). Par ailleurs, l'utilisation de levains sélectionnés tend à pallier une altération de produit liée à des difficultés fermentaires et des défauts olfactifs parfois constatés en cas de fermentation spontanée de microbiotes indigènes non sélectionnés (García-Ríos et al., 2014; Whitener et al., 2015). Cependant, il existe un regain d'intérêt pour les techniques de transformation anciennes basées sur



la fermentation spontanée de microbiotes indigènes non sélectionnés (*Tristezza et al., 2013; Mas et al., 2016; Capece et al., 2012; Mercado et al., 2011*), notamment dans le cadre de production en viticulture biologique et en biodynamie promouvant des pratiques vitivinicoles agroécologiques limitant les intrants (*vin sans sulfite, vin naturel, ITAB, 2016*). Une faible utilisation d'intrants phytosanitaires maintient une communauté microbienne spontanée du raisin diversifiée, de même qu'une diversité importante des communautés des micro-organismes fermentaires des exploitations vitivinicoles (*Bokulich et al., 2014; Mezzasalma et al., 2017; Vigentini et al., 2015; Clavijo et al., 2010*). Par ailleurs, une différenciation régionale des communautés fermentaires du raisin et du vin sous l'effet des conditions pédo-climatiques, des pratiques agricoles, des cépages et des pratiques de vinifications est connue (*Drumond-Neves et al., 2017; Mezzasalma et al., 2017; Bokulich et al., 2014; Vigentini et al., 2015*). Des recherches récentes suggèrent que la diversité microbienne spontanée du

raisin et de son environnement pourrait participer aux caractéristiques du vin, composante microbienne du terroir (*Bokulich et al., 2014; Bokulich et al., 2016; Drumond-Neves et al., 2017*) et ouvrent de nombreuses questions sur l'impact des différents facteurs environnementaux (*Gilbert et al., 2014; Zarraonaindia et al., 2015*). Néanmoins, la part attribuée à la composante microbienne de la baie sur la typicité des vins devrait être évaluée au regard des autres paramètres pédoclimatiques et humains majeurs dans la définition des terroirs viticoles. Les pratiques viticoles modifient les caractéristiques œnologiques des baies à travers leur influence sur les communautés de micro-organismes présents dans le sol, mais aussi ceux colonisant les tissus racinaires et aériens (*Bokulich et al., 2014*). Cependant, à l'heure actuelle aucun consensus n'existe autour de la relation causale entre biodiversité microbienne (sol, plante, baie), processus de vinification et qualité du vin (*Tempère et al., 2018*).



En Nouvelle-Aquitaine, des études ont permis de caractériser la structure des microbiotes indigènes et de leur évolution à différents stades de fermentation spontanée dans des vignobles de plusieurs appellations de Bordeaux (*Börlin, 2015; Börlin et al., 2016; Lucas et al., 2018*). En Gironde et en Charente, la biodiversité des levures *Saccharomyces* au vignoble est très grande (potentiellement jusqu'à **6000** profils génétiques différents; *Börlin, 2015*). Certaines souches dominent mais persistent dans un même chai sur une période limitée (*Ferzier & Dubourdieu, 1999; Versavaud et al., 1995; Börlin et al., 2016; Lucas et al., 2018*). Des conclusions similaires ont été obtenues pour les souches de bactéries *Oenococcus oeni* réalisant la fermentation malolactique (*Lucas et al., 2018*). Cependant, la répartition de la diversité des souches entre les produits échantillonnés met en évidence à la fois une diversité intra-site importante et la présence de souches communes à l'ensemble ou à plusieurs sites n'appartenant pas aux mêmes terroirs mais produisant les mêmes types de produits (*Versavaud et al., 1995; Lucas et al., 2018*). Ainsi, dans le cadre du projet européen WILDWINE, un échantillonnage réalisé sur 235 produits de fermentation spontanée de vignobles de cinq pays d'Europe et du Liban a permis d'identifier 514 souches de bactéries *O. oeni* parmi lesquelles 89% n'ont été détectées que dans une seule région et 21% ont été détectées dans au moins deux régions éloignées (par ex. souches partagées entre le Liban et Bordeaux) (*El Khoury et al., 2017*). Cependant, les microbiotes sont différenciés entre les vins blancs, les vins rouges et les cidres, ce qui suggère une adaptation des micro-organismes fermentaires aux produits ou à des sites de production (*Campbells-Sills et al., 2017; Lorentzen & Lucas, 2019*). Si une richesse spécifique élevée a pu être décrite dans les communautés de micro-organismes indigènes impliqués dans la fermentation alcoolique et malolactique des produits vinicoles régionaux, les facteurs environne-

mentaux et humains (du champ au chai) qui affectent leur répartition et leur évolution ainsi que leurs fonctions dans la composition et la qualité sensorielle et sanitaire des vins ont fait l'objet de peu d'études. La fermentation spontanée permet le développement et l'activité non contrôlée de communautés diversifiées qui peuvent négativement ou positivement affecter la qualité organoleptique et hygiénique du vin (*Lonvaud-Funel, 1999*) et donc engendrer une plus grande variabilité de produits entre crus d'un même vignoble ou entre produits d'un même terroir. Par ailleurs, *Martins et al. (2012; 2013)* ont comparé la composition des microbiotes du raisin à différents stades de maturation de vignobles Bordelais gérés en viticulture biologique ou conventionnelle. Leurs travaux établissent une évolution de la composition des communautés microbiennes au cours de la maturation ainsi qu'une corrélation négative entre la quantité de cuivre utilisée et l'abondance ou la diversité des micro-organismes du raisin (fermentaire ou non) indépendamment du mode de conduite considéré. Concernant l'espèce *S. cerevisiae*, les indices de diversité calculés sur la base du nombre de génotypes différents sont plus élevés en agriculture conventionnelle qu'en agriculture biologique (*Lucas et al., 2018*). Enfin, la demande sociétale actuelle pour les vins contenant peu ou pas de sulfites a un impact majeur sur la diversité du microbiote du vin. En réduisant les teneurs en sulfites, non seulement la biodiversité des micro-organismes qui réalisent les fermentations est affectée, mais également la biodiversité des micro-organismes qui persistent dans les vins après les fermentations et qui peuvent nuire à la qualité du vin. Cette nouvelle tendance va donc affecter profondément la biodiversité microbienne du vin à l'échelle des exploitations et de la région. Des travaux ont été initiés pour mieux comprendre les effets de la réduction des sulfites mais il n'existe pas d'étude publiée à ce jour.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Il existe une très grande biodiversité microbienne indigène impliquée dans les processus de fermentation. Les pratiques viticoles et la diversité des contextes de production de Nouvelle-Aquitaine façonnent fortement les communautés de micro-organismes indigènes mais l'existence de microbiote significativement associé à une appellation ou à une exploitation n'est pas démontrée. Par ailleurs, il n'existe aucun consensus scientifique à l'heure actuelle autour du lien entre biodiversité microbienne et qualité des vins.

[Fait Établi] : [Etudes empiriques] (>10 études) ; [Expérimentations]

3.1.4. Rôle de la diversité des essences forestières dans l'élevage des vins



L'élaboration des grands vins et de nombreux spiritueux comporte généralement une étape de maturation sous-bois, dans des contenants variés. Plusieurs essences peuvent être utilisées par les tonneliers pour la fabrication des barriques destinées à l'élevage des vins, mais la plus prisée est le chêne sessile (*Quercus petraea* L.) et, dans une moindre mesure, le chêne pédonculé (*Quercus robur* L.). Au cours de ce vieillissement, les vins subissent différentes modifications physico-chimiques se traduisant par une évolution de leur composition, de leur stabilité et de leurs caractéristiques organoleptiques (Garde-Cerdán & Ancin-Azpilicueta, 2006; Singleton, 1974). En pratique, on observe une modification de l'arôme des vins due à plusieurs composés volatils

comme la vanilline, la whisky-lactone, l'eugénol ou le 2-furanemethanethion (Chatonnet, 1995; Tominaga et al., 2000). Leurs teneurs dans les vins varient significativement en fonction de plusieurs paramètres et notamment des origines botaniques et régionales du chêne (Chatonnet & Dubourdieu, 1998; Feuillat et al., 1997; Gu-chu et al., 2006). Les ellagitannins, possédant des propriétés astringentes, sont également présents dans les vins à des teneurs dépendantes des conditions de fabrication des barriques (Quinn & Singleton, 1985). Le chêne sessile est plus riche en whisky-lactone et plus pauvre en ellagitannins que le chêne pédonculé (Prida et al., 2006, 2007), ce qui peut justifier son utilisation préférentielle en fonction du produit souhaité.



La tonnellerie est un secteur d'activité important en Nouvelle-Aquitaine, où se trouve à la fois des forêts de chênes et de nombreuses tonnellerie, dont la production est utilisée par les producteurs de vins et de spiritueux. Plusieurs études récentes ont permis d'expliquer au niveau moléculaire les conséquences sensorielles de l'élevage des vins en sous-bois de chêne. L'effet des ellagitannins sur la couleur (Chassaing et al., 2010) et l'astringence des vins (González-Centeno et al., 2016) a notamment été précisé, comme les facteurs influençant la composition du bois en ces composés (Michel et al., 2010). Par ailleurs, plusieurs lignanes et triterpènes contribuant à l'amertume et la sucrosité des vins ont été identifiés (Marchal et al., 2015, 2016; Cretin et al., 2015). Une méthode chimique permettant d'identifier l'espèce de chêne sur la base de la composition triterpénique a été mise au point (Marchal et al., 2016). Des travaux régionaux ont montré que les teneurs de certains composés volatils qui contribuent à l'arôme des vins varient significativement en fonction notamment des origines

botaniques et régionales du chêne, indiquant clairement un rôle de la diversité des chênes sur l'élevage des vins (Chatonnet & Dubourdieu, 1998).



Tonneaux

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'origine botanique et géographique des essences forestières utilisées pour la fabrication des tonneaux et l'élevage des vins a un impact significatif sur les qualités sensorielles des vins. Cet effet s'explique par une modification de l'arôme des vins due à la production de composés volatils dont la teneur varie en fonction de multiples paramètres environnementaux, dont l'essence utilisée pour la fabrication des tonneaux. La diversité forestière apparaît donc comme une composante importante de l'identité des vins.

[Présomption] : [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

3.2. RÔLE DE LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION

3.2.1. Interactions biotiques et régulation des bioagresseurs



La régulation naturelle des bioagresseurs (adventices, agents pathogènes et ravageurs) est un service écosystémique (indirect) important fourni par la biodiversité. Elle repose sur des processus biotiques et abiotiques via : (i) la régulation des bioagresseurs médiée par l'action d'espèces antagonistes qui assurent la régulation par prédation, parasitisme ou compétition, et (ii) la régulation exercée par la création d'un environnement directement défavorable à l'implantation et au développement des bioagresseurs. Vertébrés et invertébrés régulent les principaux ravageurs de la vigne, incluant micro-organismes, nématodes, hyménoptères parasitoïdes, chrysopes, carabiques, araignées ou encore oiseaux et chauves-souris (Otoguro & Suzuki, 2018; Sentenac, 2011; Sanguankee & León, 2011; Thomson & Hoffmann, 2010; Rahman et al., 2009). Augmenter l'abondance et la diversité (taxonomique et/ou fonctionnelle) de ces communautés d'ennemis naturels tend à favoriser les niveaux de régulation potentielle des bioagresseurs (Letourneau et al., 2009; Greenop et al., 2018). La présence, l'activité et la diversité de ces communautés dans les paysages viticoles sont conditionnées par la diversité végétale locale, le contexte paysager et les pratiques viticoles. Ainsi, la diversité végétale locale et la présence de plantes à fleurs jouent un rôle important dans le maintien de multiples espèces d'ennemis naturels clés pour la régulation naturelle d'insectes ravageurs comme les tordeuses ou les

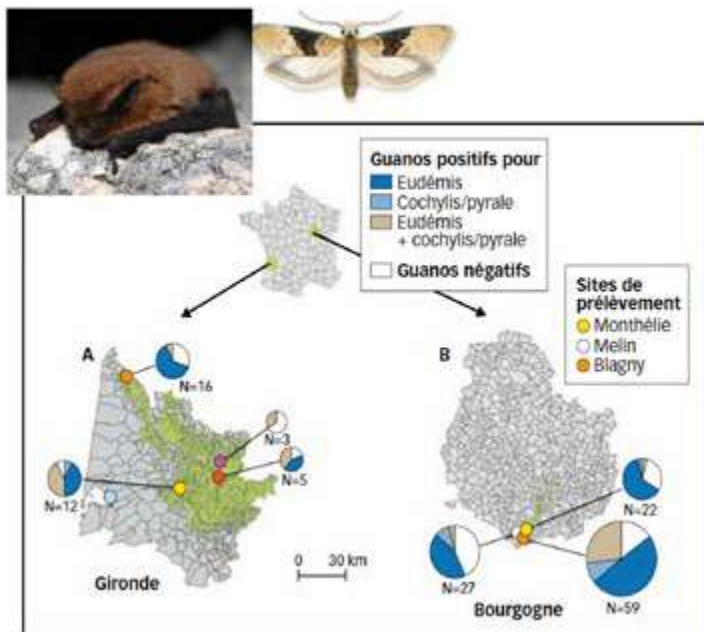
cicadelles (Begum et al., 2006; Thomson & Hoffmann, 2010; Danne et al., 2010; Berndt et al., 2002). Par ailleurs, le maintien d'un couvert végétal au sein des parcelles de vignes permet une augmentation (d'un facteur 2 ou 3 en moyenne) de l'abondance de nématodes bénéfiques (bactériophages, prédateurs, omnivores ou fongivores) qui entraîne une plus grande régulation des nématodes ravageurs (Rahman et al., 2009). En outre, les pratiques comme le type de travail du sol ou le type de systèmes de cultures (viticulture conventionnelle) affectent négativement l'abondance et la diversité des ennemis naturels et donc les services de régulation des bioagresseurs (Isaia et al., 2006; Caprio et al., 2015; Assandri et al., 2016; Rusch et al., 2015; Muneret et al., 2018b). Enfin, la présence d'habitats semi-naturels aux abords des parcelles ou à plus large échelle des parcelles modifie l'abondance et la diversité de différents groupes d'ennemis naturels (Thomson & Hoffmann, 2013; Gaiagher & Samways, 2014; Wilson et al., 2017; Isaia et al., 2006; Rusch et al., 2016).



Un corpus important de connaissances issues de travaux menés en Nouvelle-Aquitaine a montré qu'il existe une grande diversité d'ennemis naturels des bioagresseurs de la vigne. Via des analyses moléculaires des contenus stomacaux ou des fèces, ils démontrent le rôle fonctionnel de différents groupes d'invertébrés et de vertébrés prédateurs des ravageurs de la vigne (Charbonnier et al., en préparation; Papura et al., en préparation; Muneret et al., en préparation; Thiery et al., 2018; Papura et al., 2016). Ces travaux confirment le rôle des chauves-souris, des oiseaux, des arachnides, des chrysopes ou encore des syrphes en tant que prédateurs des insectes ravageurs de la vigne (Barbaro et al., 2017; Thiery et al., 2018; Sentenac, 2011). A titre d'exemple, les travaux menés sur les chiroptères ont révélé que de l'ADN de tordeuses de la vigne était détecté dans plus de 70% des guanos collectés en Gironde (Figure 3.7; Charbonnier et al., en préparation; Papura et al., 2018). Il existe également une grande diversité de parasitoïdes de l'ordre des hyménoptères et des diptères impliqués dans la régulation des tordeuses de la vigne. Parmi les espèces de parasitoïdes larvaires retrouvés fréquemment en Nouvelle-Aquitaine, on peut notamment mentionner *Campoplex capitator* ou *Phytomyptera nigrina*. Il a également été montré qu'il existe de la régulation naturelle via des parasitoïdes oophages comme les *Trichogramma* spp (Thiery et al., 2018; Papura et al., 2016).

FIGURE 3.7

Part de guanos de chauves-souris détectés positifs pour 3 ravageurs de la vigne (Eudémis, Conchylis et la pyrale de la vigne) en Gironde et en Bourgogne. Source : Papura et al., 2018.



Par ailleurs, les pratiques viticoles et les habitats semi-naturels (à différentes échelles spatiales) modifient les communautés d'ennemis naturels et la régulation des bioagresseurs. Par exemple, le type de système de culture locale (i.e., viticulture biologique ou conventionnelle) détermine



l'abondance et la diversité des communautés d'ennemis naturels (Muneret et al., 2018b). Ainsi l'abondance des prédateurs du sol (araignées, carabes et staphylins) augmente de 30 % environ dans les systèmes conduits en agriculture biologique en comparaison de systèmes conduits en agriculture conventionnelle (Muneret et al., 2018a).

En revanche, le nombre d'espèces d'ennemis naturels est plus élevé en viticulture conventionnelle, notamment en raison de l'effet positif de ce type de système sur le groupe des staphylins. Par ailleurs, des mesures des services de régulation naturelle potentielle de graines adventices, d'œufs et de larves de tordeuses de la vigne ont révélé que la viticulture biologique augmente le niveau moyen de régulation et la stabilité temporelle de la régulation (Muneret et al., 2019a). De plus, des interactions importantes entre les pratiques viticoles locales (enherbement ou viticulture biologique) et le contexte paysager affectent l'activité des ennemis naturels et les niveaux de régulation. Ainsi, Barbaro et al. (2017) ont montré que la diversité fonctionnelle des oiseaux diminue avec la complexité du paysage, mais augmente dans les parcelles avec un enherbement maximal en comparaison de parcelles avec des gestions de l'enherbement plus intensives. Par ailleurs, la prédation des larves de tordeuses par les oiseaux augmente avec l'équité fonctionnelle des communautés d'oiseaux et est maximale dans les parcelles enherbées et dans les paysages les plus complexes. Rusch et al. (2017) ont montré que la proportion d'habitats semi-naturels affecte les services de régulation naturelle des tordeuses de la vigne mais que le sens et la force de l'effet varient en fonction des saisons et que dans l'ensemble les taux de régulation naturelle sont maximisés dans les parcelles enherbées en comparaison aux parcelles dans lesquelles le sol est travaillé. En outre, le contexte paysager est un élément pouvant affecter la structure des communautés d'ennemis naturels et les niveaux de régulation naturelle. Ainsi, Rusch et al. (2016) ont montré que l'abondance des carabes, potentiellement prédateurs des graines d'adventices, diminue avec l'augmentation de la proportion d'habitats semi-naturels dans le paysage (d'environ 60 % entre des paysages extrêmement simples sans habitats semi-naturels et des paysages composés de 70 % d'habitats semi-naturels dans un rayon de 1 km) mais que la diversité temporelle (diversité Béta temporelle) est favorisée par cette proportion.

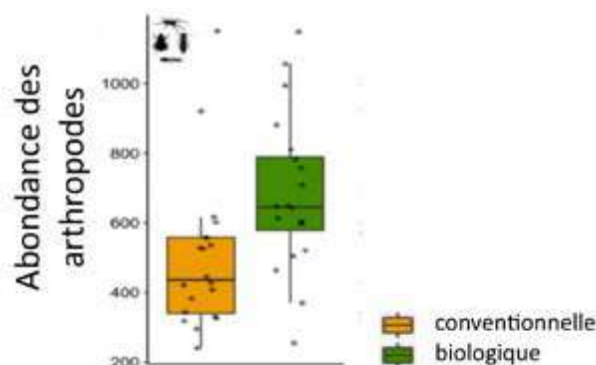
Par ailleurs, des études ont révélé que les communautés de prédateurs arthropodes (principalement composées d'araignées, de carabes, de staphylins, d'opilions, de chrysopes et de forficules) sont surtout déterminées par la



proportion de viticulture conduite en biologique versus conventionnelle dans le paysage (Figure 3.8 ; Muneret et al., 2018b). Les effets mis en évidence sont variables en fonction des groupes taxonomiques (Muneret et al., 2019a) : les abondances d'araignées dans des parcelles de vignes biologiques augmentent avec la proportion d'agriculture biologique dans le paysage (les abondances augmentent d'un facteur 4 entre des paysages avec aucune parcelle conduite en agriculture biologique et des paysages avec 40 % de leur surface conduite en agriculture biologique) alors qu'aucun changement dans l'abondance n'est détecté dans les parcelles conduites en agriculture conventionnelle. En revanche, la diversité d'araignées retrouvées dans le feuillage augmente avec la proportion d'agriculture biologique dans le paysage indépendamment du type de système de culture local.

FIGURE 3.8

Comparaison des abondances d'arthropodes entre parcelles conduites en agriculture biologique. Source : Muneret et al., 2019b



CE QU'IL FAUT RETENIR

Les connaissances actuelles indiquent un rôle positif et important de la biodiversité sur la régulation naturelle des bioagresseurs dans les paysages viticoles. Différents groupes d'invertébrés (insectes, araignées) et de vertébrés (chauves-souris, oiseaux) prédateurs ou parasitoïdes des principaux ravageurs de la vigne sont identifiés. Des pratiques viticoles moins intensives (augmentation de la diversité végétale à l'échelle locale, diversité des habitats à l'échelle des paysages, viticulture biologique) améliorent la régulation des ravageurs de la vigne. L'augmentation de l'abondance ou de la diversité (taxonomique ou fonctionnelle) des ennemis naturels favorise les régulations naturelles (directe ou indirecte) des insectes ravageurs. Par ailleurs, il existe un manque majeur de connaissances sur les mécanismes de régulation naturelle des pathogènes de la vigne.

[Fait Établi] : [Etudes empiriques] (>10 études) ; [Expérimentation]

3.2.2. Qualité des sols, fertilité et recyclage de la matière organique



Dans les agrosystèmes viticoles, la biodiversité du sol assure de multiples fonctions écologiques et de nombreux taxons, notamment micro-organismes, micro-faune (1-100µm), mésofaune (0. –2mm) et macro-faune (> 2 mm) sont associés à la décomposition de la matière organique, au recyclage des nutriments (C, N, P notamment), à l'infiltration de l'eau, à la structure et la porosité du sol et au maintien de la fertilité des sols (Lavelle et al., 2004). Les sols viticoles sont décrits comme assez pauvres en termes de diversité et d'abondance pour les lombrics ou vers de terre (Cluzeau et al., 2012) bien que des études récentes mettent en évidence des abondances au moins aussi élevées que dans des parcelles de grandes cultures (Schreck et al., 2012; Faber et al., 2017). Le maintien d'un couvert végétal dans les parcelles viticoles favo-

rise l'abondance et l'activité des lombrics, le développement de champignons mycorhiziens arbusculaires, la biomasse et l'activité microbienne, les communautés fongiques et les niveaux d'activité enzymatique du sol en parcelles viticoles (Vrsic et al., 2011; Ingels et al., 2005; Cheng & Baumgartner, 2006; Steenwerth et al., 2008 a&b; Mackie et al., 2014; Thomson & Hoffmann, 2007; Belmonte et al., 2018; Paoletti et al., 1998; Winter et al., 2018; Steenwerth & Belina, 2008).



Relativement peu de travaux ont été conduits en Nouvelle-Aquitaine autour du rôle de la biodiversité du sol sur la fertilité des sols ou le cycle des nutriments dans les systèmes viticoles. Cependant, les résultats obtenus dans d'autres systèmes cultivés en Nouvelle-Aquitaine sont transférables aux systèmes viticoles (**Bouchon et al., 2016**). Il existe en revanche un corpus de connaissances locales concernant les effets des pratiques agricoles sur les différents groupes fonctionnels du sol dans des parcelles viticoles. Dans le cadre du projet européen PromESSinG, un suivi des conséquences des pratiques d'enherbement permanent, temporaire (engrais vert à développement hivernal) et du travail du sol sur les communautés du sol a été réalisé en parcelles viticoles dans le Bordelais entre 2015 et 2017 (Libournais). Ces recherches ont montré que l'abondance des lombrics diminue avec le travail du sol (de l'ordre de -50%) confirmant les résultats publiés à l'échelle internationale (**Giffard et al., en prép**). Par ailleurs, d'autres travaux conduits sur des systèmes viticoles proches de ceux de Nouvelle-Aquitaine (vignoble de Galliac) ont également confirmé les effets majeurs de la gestion des sols sur les communautés de lombrics en comparant les effets de l'utilisation d'herbicides, d'un travail mécanique ou d'un couvert végétal (**Schreck et al., 2012**). Par ailleurs, la gestion des sols impacte les communautés de lombrics, qu'il s'agisse de l'utilisation d'herbicides, d'un travail mécanique ou d'un couvert végétal (**Schreck et al., 2012**).

Inversement, le travail du sol semble dans un premier temps bénéfique aux collemboles qui voient leurs abondances augmenter après quelques semaines suite à l'incorporation de matière organique (destruction des couverts) avec des abondances très élevées dans toutes les parcelles échantillonnées (**Giffard et al., en prép**). Ainsi certaines pratiques agroécologiques visant à rétablir des taux plus élevés de matière organique, comme un paillis de végétation en surface dans les in-



Carabe ©Sophie Chamont

ter-rangs ou l'ajout de compost organique, tendent à influencer rapidement, après 2 à 3 années de mise en place, les abondances de ces microarthropodes (**Simoni et al., 2018**). Les abondances de microarthropodes relevées sur les 2 années de mesures montrent néanmoins des valeurs maximales dans les inter-rangs enherbés, plus propices à leur reproduction et à leur croissance. Le maintien de zones enherbées a donc un effet favorable sur ces communautés d'organismes, effet positif confirmé par d'autres travaux conduits en France ou en Europe (**Renaud et al., 2004**). Pour les microarthropodes, les abondances relevées dans les parcelles viticoles sont relativement faibles et à mettre en relation avec les faibles taux de matière organique dans les horizons superficiels (**Giffard et al., en prép**). La caractérisation de zones dégradées peu productives dans des parcelles viticoles est directement en lien avec des faibles abondances de ces microarthropodes (**Costantini et al., 2018**). Néanmoins, les processus de dégradation de la matière organique et la fertilité des sols sont encore loin d'être élucidés en viticulture et dans le contexte néo-aquitain en particulier.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Peu d'études régionales ont été conduites sur le rôle que joue la biodiversité sur la qualité des sols viticoles mais les connaissances produites ailleurs apportent des éléments extrapolables. La biodiversité du sol, des micro- aux macro-organismes, contribue au fonctionnement et à la qualité des sols viticoles. Les vers de terre ou les collemboles participent à la décomposition de la matière organique, au recyclage des nutriments (C, N, P notamment), à l'infiltration de l'eau, à la structure et la porosité du sol et au maintien de sa fertilité. Les travaux conduits en Nouvelle-Aquitaine à ce jour portent sur les effets des pratiques viticoles et notamment des modes de gestion de l'enherbement sur leur abondance et leur diversité. Ces travaux montrent que le maintien d'un couvert végétal dans l'inter-rang tend à favoriser les communautés du sol et bénéficie donc à la qualité des sols et à leur fertilité.

[Tendance] : [Etudes empiriques] (<10 études)

3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION:

GAZ À EFFET DE SERRE, ÉPURATION DE L'EAU

ET LIMITATION DE L'ÉROSION

3.3.1. Séquestration du carbone et limitation des GES



Par rapport aux cultures annuelles, les cultures pérennes comme la vigne stockent plus de carbone notamment en raison de (i) leur cycle de vie plus long permettant le stockage de carbone dans différents organes comme le tronc, les branches ou les racines; (ii) un travail du sol limité et le maintien d'un couvert végétal dans l'inter-rang participant au maintien de la matière organique des sols et donc à la séquestration du carbone (Kroodsma & Field, 2006; Scandellari et al., 2016; Agnelli et al., 2014; Brunori et al., 2016; Wolff et al., 2018). Une étude menée en Californie a ainsi estimé que la séquestration du carbone augmentait d'un facteur 7 lors d'un changement d'occupation du sol entre des cultures annuelles et la viticulture (Kroodsma & Field, 2006). Le maintien d'un couvert végétal contribue en effet de manière significative au stockage de carbone dans le sol et à la réduction des émissions de gaz à effets de serre notamment à travers leur effet sur le cycle de la matière organique et l'activité microbienne

(Agnelli et al., 2014; Ruiz-Colmenero et al., 2013; Scandellari et al., 2016; Poeplau & Don, 2005; Vicente-Vicente et al., 2016). Ainsi le maintien d'un couvert végétal permanent dans l'inter-rang permet d'augmenter de 40% le carbone du sol en comparaison d'un sol nu après 5 années (Steewerth & Belina, 2008). Il permet sur des coteaux une augmentation significative de près de 10% de la quantité de carbone organique du sol via la limitation de l'érosion en comparaison d'un travail du sol conventionnel (Novara et al., 2019). Cependant, le maintien d'un couvert végétal, le non labour ou la fertilisation azotée éventuelle tendraient à augmenter les émissions de protoxyde d'azote (N₂O) dans les sols viticoles (Garland et al., 2011; Steewerth & Belina, 2008), bien que faibles dans ces milieux, comme en grandes cultures ou en systèmes prairiaux (Attard et al., 2010).



Peu de travaux ont été conduits en Nouvelle-Aquitaine sur la question de la séquestration du carbone dans les parcelles viticoles. L'introduction de couverts végétaux permanents, a fortiori plurispécifiques, à l'intérieur des parcelles viticoles (dans l'inter-rang) permet d'augmenter le stockage de carbone dans le sol en augmentant la quantité de matière organique dans les horizons de surface. Morlat & Jacquet (2003) ont ainsi montré une augmentation significative de 50% environ de la quantité de matière organique du sol entre un sol viticole avec couverture permanente sur 50% de la surface (1 inter-rang sur 2) depuis 17 ans en comparaison d'un sol viticole annuellement désherbé chimiquement (Vallée de la Loire). D'autres études conduites dans des conditions pédoclimatiques différentes confirment ces résultats et ont même montré des augmentations significatives des quantités de matière organique dès trois ans après l'arrêt du travail du sol dans l'inter-rang (Belmonte et al., 2016). Selon un travail d'analyse conduit à

l'échelle nationale, le maintien d'un couvert permanent en viticulture permettrait d'augmenter les capacités de stockage du carbone des sols viticoles de 0,32+/-0,16 tC/ha/an soit 1078 kgC02/ha/an (Chenu et al., 2014). Les effets bénéfiques du maintien d'un couvert végétal en viticulture sur les capacités des sols à séquestrer du carbone ont été confirmés par des études conduites dans des régions voisines de la Nouvelle-Aquitaine (164 parcelles de vignes situées en Languedoc Roussillon ; Salomé et al., 2016) ou à l'échelle européenne mais faisant des projections pour la Région Nouvelle-Aquitaine sur la base des données d'occupation du sol de la région (Freibauer et al., 2004).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le maintien d'un couvert végétal et la limitation du travail du sol jouent un rôle important dans le stockage du carbone dans les sols viticoles notamment en favorisant l'activité des micro-organismes et de la macro-faune ainsi que la quantité de matière organique. Par ailleurs, les cultures pérennes comme la vigne présentent des capacités de stockage du carbone plus importantes que les cultures annuelles de par leur cycle de vie plus long et la capacité à implanter des couverts végétaux dans les inter-rangs.

[Suggestion] : [Etudes empiriques en régions voisines] (~10 études)

3.3.2. Épuration de l'eau



L'épuration de l'eau, liée aux processus physico-chimiques et biologiques impliquant notamment plantes, micro-organismes et arthropodes, mais aussi la diversité des habitats à l'échelle des bassins versants (*Ostroumov, 2002; Vörösmarty et al., 2010; Fierro et al., 2017*), est un service écosystémique majeur. Cependant le rôle de la biodiversité sur cette fonction reste encore assez mal connu dans les paysages viticoles. Les effluents viticoles proviennent de l'application de produits phytosanitaires et du lavage des engins comme les pulvérisateurs (effluents de type résidus de fongicides chargés en Cu ou Zn, *Andreotolla et al., 2007*) mais aussi des chais, lavage des sols, rinçage du matériel, cuves et bouteilles, (*Calheiros et al., 2018*). Les communautés végétales présentes dans les parcelles permettent d'augmenter l'efficacité d'utilisation des éléments minéraux et ainsi réduisent les sources potentielles de pollution des eaux souterraines (*Mackie et al., 2012; Thorup-Kristensen et al., 2003; Garcia et al., 2018; Novara et al., 2013*). En plus de la consommation directe des éléments minéraux par les couverts végétaux, le maintien d'un enherbement permet de limiter indirectement la pollution des eaux via la diminution de l'érosion des sols (voir section suivante), mais aussi l'immobilisation et le recyclage du nitrate par la stimulation de l'activité microbienne (*Peregrina et al., 2012; Garcia-Diaz et al., 2017*). Il favorise par ailleurs la diversité des micro-organismes du sol et ainsi la dégradation des fongicides (*Komárek et al., 2010*). La biodiversité végétale et

microbienne est aussi potentiellement impliquée dans la limitation de la pollution des eaux par les herbicides ou le cuivre (*Barra-Caracciolo et al., 2009; Mackie et al., 2012*). Cependant l'équilibre entre rétention et dégradation dépend d'abord des caractéristiques du sol et des matières actives (*Alletto et al., 2010; Garcia et al., 2018*). Les effluents provenant des chais se caractérisent par une forte teneur en matière organique (sucres, acides, alcools, polyphénols, etc ... d'où une demande chimique en oxygène pour dégrader les substances organiques (DOC) excessive), un pH acide, un ratio C/N bas (*Calheiros et al., 2018*), et des concentrations élevées en Na, K et P (*Arienzo et al., 2009*). Ces paramètres leur confèrent une capacité d'eutrophisation et/ou une phyto-toxicité potentielle (*Arienzo et al., 2009*). Les Zones Humides Construites (ZHC, zones humides plantées destinées à épurer des eaux et effluents) sont conçues pour traiter les effluents viticoles depuis les années 1990 (*Mosse et al., 2011*). Une méta-analyse récente, toutes cultures confondues, a montré que la mise en œuvre de ce type d'infrastructure permet de réduire de plus de 70% la rétention de la majeure partie des pesticides (*Stehle et al., 2011*). Enfin, la diversité des paysages permet de favoriser la diversité des micro-organismes du sol et notamment des bactéries dénitrifiantes (*Bagella et al., 2014*).



En Nouvelle-Aquitaine, aucun travail de recherche sur le rôle de la diversité végétale ou microbienne sur la pollution des eaux dans le socio-écosystème viticole n'a encore été conduit. Cependant, les résultats produits dans d'autres contextes sur ces questions apparaissent tout

à fait extrapolables à la Nouvelle-Aquitaine. Ainsi, dans les milieux aquatiques, le potentiel de dénitrification augmente avec la richesse spécifique de la méso- et de la micro-faune aquatiques en conditions expérimentales mais aussi en milieu naturel dans les paysages de



grandes cultures du bassin Adour-Garonne (*Liu et al., 2017; Español et al., 2017; Comin et al., 2017*).

Les recherches régionales sur la gestion des effluents viticoles se sont en fait principalement concentrées sur la capacité des ZHC (Zones Humides Construites) à traiter des effluents à forte concentration en cuivre, et notamment sur le rôle important de la biodiversité dans les processus favorisant l'épuration de l'eau. *Marchand et al. (2010)* synthétisent les connaissances sur la filtration des eaux contaminées aux éléments traces (dont le cuivre) par les plantes/micro-organismes associés. Un projet pilote de démonstration planté de *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* et *Juncus articulatus*, a confirmé l'efficacité d'une ZHC pour éliminer jusqu'à **99%** de la contamination en cuivre dans un effluent contaminé à la bouillie bordelaise. Ce taux d'abattement a cependant été minimisé par un indice du taux de contaminant évacué proche de 0, indiquant une faible contribution des plantes au fort abattement (*Marchand et al., 2014a*). Il existe par ailleurs une variabilité intra-spécifique de la réponse de 4 espèces de macrophytes parmi les 6 testées à l'exposition croissante au cuivre (*Marchand et al., 2014b*). Cette variabilité intra-spécifique notamment dans l'expression de la production racinaire, est corrélée à celle de la teneur en cuivre dans les sols sur les sites d'échantillonnage. Ceci suggère un rôle de l'environnement dans l'acquisition de traits de résistance à une exposition en excès de cuivre chez les macrophytes. Le choix de l'espèce, voire même de la population, de macrophytes utilisées dans les ZHC pour traiter les effluents viticoles est donc important. Le potentiel d'*Arundo donax* a été aussi testé dans l'objectif de coupler à la fois le traitement d'un effluent chargé en Cuivre, mais aussi la production d'une biomasse concentrée en cuivre destinée à la chimie biosourcée (*Oustrière et al., 2017*). Ce pilote a permis d'abattre jusqu'à **93%** de la contamination en cuivre, et d'atteindre plus rapidement le seuil de rejet autorisé en réseau d'assainissement collectif lorsque les unités étaient plantées d'*A. donax* par rapport à

celles non plantées. Cependant, après un seul cycle de traitement, les concentrations en Cu dans les racines (> 700 mg kg⁻¹ MS) n'ont pas atteint la valeur seuil requise (1000 mg kg⁻¹ MS) pour valoriser la biomasse en chimie biosourcée (*voir aussi Oustrière et al., 2019* pour la production d'écocatalyseurs). *Iris pseudacorus* et *A. donax* ont été identifiés comme deux candidats potentiels (concentration racinaire > 1000 mg Cu kg⁻¹ MS) pour ce procédé.



CE QU'IL FAUT RETENIR

Aucune étude n'a été conduite en Nouvelle-Aquitaine sur le rôle de la biodiversité dans l'épuration de l'eau. Des preuves sur le rôle direct et indirect de la biodiversité microbienne et végétale dans les processus d'épuration de l'eau existent toutefois dans les milieux aquatiques et dans le sol, pour ce qui concerne la dénitrification. Par ailleurs, une multiplication des Zones Humides Construites au sein des exploitations pourrait contribuer à optimiser la gestion des effluents viticoles, notamment en épurant l'eau de sortie des chais.

[Tendance] : **[Etudes empiriques]** (<10 études)

3.3.3. Limitation de l'érosion des sols



Les parcelles viticoles sont particulièrement sensibles aux phénomènes d'érosion des sols en raison de la topographie (parcelles en coteaux), des régimes de précipitation concentrés pendant la période printanière notamment en Europe de l'Ouest, ou encore des modes de gestion de l'enherbement dans les parcelles ou encore des structures paysagères (Arnaez et al., 2007; Blavet et al., 2009; Marques et al., 2010; Martínez-Casasnovas & Concepción Ramos 2009; García-Ruiz, 2010). Ces phénomènes d'érosion ont des conséquences directes sur la qualité des sols, via la réduction des concentrations en matière organique principalement des horizons superficiels, et la biodiversité associée à ces premiers centimètres de sol (Lal, 1991; Tsiafouli et al., 2015). Dans les vignobles, l'érosion des sols peut atteindre plusieurs millimètres par an (Quiquerez et al., 2008; Rodrigo Comino et al., 2016), soit des valeurs plus élevées que celles observées dans les systèmes naturels. La biodiversité

participe à la limitation de l'érosion à travers l'activité de la micro et macro-faune du sol qui jouent un rôle sur la dégradation de la matière organique, mais aussi à travers les communautés végétales à l'échelle parcellaire et plus généralement la diversité des habitats à l'échelle des paysages. La couverture du sol par des enherbements permanents et diversifiés diminue fortement les phénomènes d'érosion des sols en comparaison des stratégies de désherbage mécanique ou chimique (Le Bissonnais & Andrieux, 2006; Lieskovský & Kenderessy, 2014; Winter et al., 2018), les deux principaux modes de gestions de l'enherbement en viticulture (Salome et al., 2014; Salome et al., 2016). Enfin, la diversité des types d'occupation du sol et des paysages ayant conservé des sols à végétation permanente comme les forêts ou les prairies diminue fortement les phénomènes d'érosion des sols (Cerdan et al., 2010).



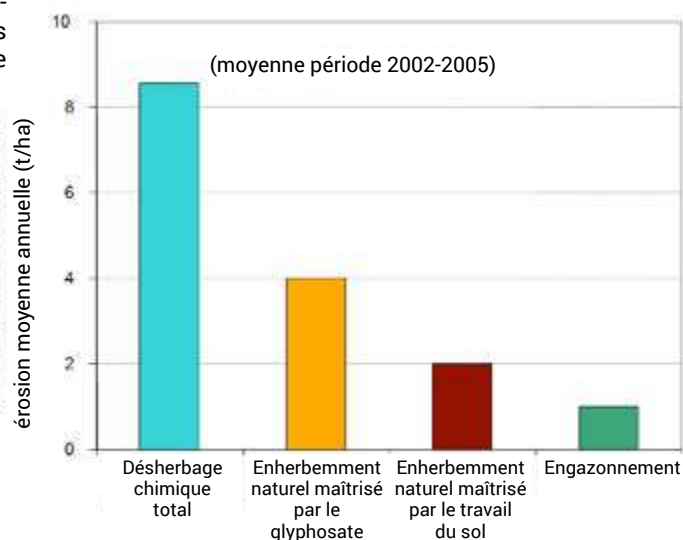
Les phénomènes d'érosion, principalement observés dans les vignobles méditerranéens et de Bourgogne du fait de la sensibilité des sols en lien avec les pratiques, ont récemment été détectés en Nouvelle-Aquitaine (Mousset-Libeu, 2016; Sutter & Jeanneret, 2017). Cependant, le lien entre biodiversité (notamment via le maintien d'une couverture végétale) et phénomène de résistance à l'érosion du sol n'a pour le moment pas été démontré dans les vignobles de Nouvelle-Aquitaine, cela à cause de processus pour l'instant localisés en lien avec la topographie (Mousset-Libeu, 2016) ou de mesures faiblement répliquées (Sutter & Jeanneret, 2017). Par ailleurs, les surfaces enherbées ont très fortement augmenté ces dernières années dans les vignobles Bordelais, limitant ces phénomènes d'érosion.

Nous avons toutes les raisons de penser que les processus agissant dans la plupart des régions viticoles (et résumés ci-dessus) sont extrapolables au contexte

néo-aquitain. Néanmoins, les modifications du climat et surtout du régime de précipitations vont influencer sur les pratiques des viticulteurs, plus enclins à travailler les sols pour limiter la compétition hydrique et minérale qu'à laisser des enherbements, même peu concurrentiels, s'installer. Enfin, des estimations des taux d'érosion des sols conduits à l'échelle Européenne, mais incluant des prédictions pour la Région Nouvelle-Aquitaine, indiquent clairement des taux d'érosion des sols potentiellement importants pour les vignobles Européens (en moyenne de 17 t/ha/an) et les vignobles néo-aquitains, et le rôle majeur que peut jouer la diversification des types d'occupation des sols à l'échelle du paysage pour limiter ces phénomènes (Figure 3.9) (Cerdan et al., 2010; Le Bissonnais et al., 2002).

FIGURE 3.9

Taux d'érosion moyen annuel (t/ha) sur une parcelle expérimentale en fonction des pratiques culturales sur une période de 2002 à 2005 (Le Bissonnais et al., 2002).



CE QU'IL FAUT RETENIR

La biodiversité limite l'érosion des sols viticoles via le maintien d'une teneur en matière organique élevée dans le sol, le maintien d'une couverture végétale permanente du sol et la diversité des types d'habitats dans les paysages viticoles, particulièrement la présence d'habitats semi-naturels à couverture du sol permanente comme les haies, les forêts ou les prairies. Relativement peu de travaux régionaux ont porté sur le rôle de la biodiversité à ces différents niveaux sur l'érosion des sols, malgré des risques potentiellement importants, mais les conclusions provenant d'études conduites dans d'autres contextes sur cette question semblent tout à fait extrapolables au contexte néo-aquitain.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (<5 études)

3.4. BIODIVERSITÉ, PAYSAGES VITICOLES ET PROVISION DE RESSOURCES ASSOCIÉES AUX VIGNOBLES

3.4.1. Biodiversité hébergée par les agroécosystèmes viticoles



La biodiversité hébergée par les agrosystèmes pérennes, notamment par les vignobles, a beaucoup moins été étudiée que celle des cultures annuelles (*Attwood et al., 2008; Tuck et al., 2014*). Or la stabilité temporelle des agrosystèmes pérennes leur confère des propriétés écologiques différentes de celles des agrosystèmes annuels. Sur le plan international, on sait qu'une grande biodiversité végétale et animale, bien que menacée, est hébergée dans l'agrosystème viticole, qu'il s'agisse de micro-organismes, plantes sauvages, lombrics, arthropodes (prédateurs, hyménoptères pollinisateurs, lépidoptères), reptiles, mammifères ou oiseaux (*Tanadini et al., 2012; Nascimbene et al., 2016; Kelly et al., 2016; Caprio et al., 2015; Bruggisser et al., 2010; Jedlicka et al., 2011; Kratschmer et al., 2018; Trivellone et al., 2014; Pithon et al., 2016; Buchholz et al., 2017*). Il a par exemple été dénombré 259 espèces de plantes sur un réseau de 48 parcelles viticoles suivies une année en Suisse (*Trivellone et al., 2014*), ou encore 162 et 283 espèces de plantes sur une seule année et respectivement sur 20 parcelles sélectionnées dans des paysages simples (largement dominés par la vigne) et des paysages complexes (mélange de vigne et d'habitats semi-naturels) (*Nascimbene et al., 2016*), 93 espèces d'oiseaux dans 12 paysages suivis deux années consécutives (*Pithon et al., 2016*), 49 espèces de carabes et 95 espèces d'araignées sur 12 parcelles en Italie (en 2009) (*Caprio et al., 2015*), 10 espèces de criquets et 67 espèces d'arai-

gnées sur 25 parcelles de vignes localisées en Suisse (en 2005) (*Bruggisser et al., 2010*), ou encore 84 espèces d'abeilles sauvages sur 16 parcelles de vignes (suivies en 2015 et 2016) en Autriche (*Kratschmer et al., 2018*). Une étude menée en République Tchèque dans 4 vignobles a dénombré 171 espèces d'araignées dont 25 espèces inscrites sur la liste rouge des espèces menacées de République Tchèque (*Košulič et al., 2014*). Par ailleurs, les salamandres (*Salmandra salamandra*) dans les ruisseaux des paysages viticoles dépendent fortement de la diversité des habitats dans le paysage et bénéficient particulièrement de la proportion de vignes avec des pratiques viticoles extensives favorisant la présence de végétation (*Tanadini et al., 2011*). Le maintien d'éléments semi-naturels comme les jachères est particulièrement important pour le maintien d'espèces menacées dans les paysages viticoles (*Schmitt et al., 2008*). L'ensemble des connaissances actuelles à l'échelle internationale indique donc que les agroécosystèmes viticoles hébergent une biodiversité importante, mais que cette biodiversité est en même temps très sujette aux pratiques viticoles et à la composition des paysages (*Buccholz et al., 2017; Kehinde & Samways, 2014a&b*).



En Nouvelle-Aquitaine, la biodiversité dans les vignobles n'a été que peu étudiée et tous les groupes taxonomiques n'ont pas encore fait l'objet d'études exhaustives. Pour ce qui est des plantes adventices, étudiées sur 101 parcelles suivies entre 2014 et 2016 (projet GIAF), 239 espèces ont été répertoriées (*Cazenave & Danielle, 2017*). D'autres groupes, tels que les arthropodes et les oiseaux ont également été étudiés : dans l'Entre-Deux-Mers et le Libournais, 56 espèces d'oiseaux fréquentant les vignobles ont été recensées (*Barbaro et al., 2017*). Ou encore, en Gironde, 16 espèces de chauves-souris différentes fréquentent les paysages viticoles sur un échantillon de 23 parcelles (en 2017) (*Charbonnier et al., en prép.*).

Par ailleurs, des suivis récents sur une quarantaine de parcelles ont dénombré une large diversité d'espèces d'arthropodes prédateurs : 162 espèces d'araignées, 41 espèces de fourmis, 60 espèces de carabes, 47 espèces de staphylin, 6 espèces d'opilions, 8 espèces de chrysopes, sans compter les forficules, les coccinelles et les punaises dont nous savons qu'au moins 1, 7 et 20 espèces sont respectivement présentes dans les vignobles (*Rusch et al., 2016; Muneret et al., 2019b*). Parmi l'ensemble des espèces hébergées par les milieux viticoles, certaines sont remarquables du fait de leur vulnérabilité ou de leur rareté. A titre d'exemple, la gagée des champs (*Gagea villosa*) et la tulipe précoce (*Tulipa rad-dii*) font l'objet de programmes de protection nationaux et ces deux espèces ont été retrouvées dans les zones viticoles de l'Entre-Deux-Mers. De plus, *Micaria brignolii*, une araignée vivant à la surface du sol, a été trouvée pour la première fois en Gironde dans une parcelle de vigne du Libournais en 2015 (*Muneret et al., 2019b*). Des inventaires spécifiques concernant les pollinisateurs, les micro-arthropodes du sol, les lombrics et les cicadelles sont en cours (*projets ALAMBIC, RIVA*) (*Os-tandie et al., en prép.*). Concernant les mammifères, les

reptiles et les amphibiens, des atlas régionaux existent mais les vignobles n'ont, à notre connaissance, pas fait l'objet d'étude spécifique. Concernant les communautés microbiennes de la phyllosphère des vignobles, des études récentes basées sur des analyses moléculaires ont permis de dénombrer plusieurs centaines d'unités taxonomiques sans qu'elles ne puissent toutes être déterminées (*Fort et al., 2016; Pauvert et al., 2019*). Enfin, sur le plan du fonctionnement des communautés, il semble que certains groupes comme les insectes prédateurs ou les araignées sont moins dépendants des espaces non cultivés environnant les parcelles que dans des paysages de cultures annuelles, car ces habitats en culture pérenne sont capables de fournir de multiples ressources (*Muneret et al., 2019b*).



Opilion ©Sylvie Richart

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les vignobles de Nouvelle-Aquitaine hébergent une très grande diversité d'espèces couvrant une large gamme de groupes que ce soit des micro-organismes, des plantes, des insectes, des araignées, des oiseaux, ou encore des chiroptères. Cependant, une grande majorité d'entre elles restent encore peu étudiées dans le contexte néo-aquitain. Nous savons par ailleurs que la biodiversité hébergée dans les agrosystèmes viticoles est très dépendante des pratiques agricoles et de la structure des paysages environnants. Certaines espèces sont menacées alors que d'autres apparaissent relativement bien adaptées aux paysages viticoles.

[Fait établi] : [Etudes empiriques] (~10 études)

3.4.2. Diversité des paysages viticoles



Comme toute activité agricole, la culture de la vigne façonne fortement les paysages et l'identité des terroirs. La diversité des types d'habitats dans le paysage, produit de l'interaction entre les climats, les types de sols et les activités humaines, est une part importante de l'identité des terroirs viticoles (Lourenço-Gomes et al., 2015; Mitchel et al., 2009). La viticulture et la diversité des traits paysagers viticoles traditionnels sont ainsi reconnus comme des éléments majeurs identitaires et comme vecteurs fort de l'histoire et de l'économie des régions viticoles (Biasi et al., 2010; Biasi & Brunori, 2015), et a conduit l'UNESCO à inscrire au patrimoine mondial plusieurs vignobles particulièrement diversifiés comme le vignoble Bourguignon, le paysage viticole de l'île de Pico aux Açores ou encore le vignoble du Piémont Italien (Gullino et Larcher, 2013; Winkler et al., 2017). Mais dans le même temps beaucoup de

paysages viticoles ont profondément changé en Europe et dans le monde, notamment depuis la fin des années 70 sous l'impulsion de la mécanisation, conduisant à des paysages viticoles plus homogènes (Galilea et al., 2015; Fairbanks et al., 2004; Schulz et al., 2011; Viers et al., 2013). Le maintien de la diversité des écosystèmes dans les paysages viticoles apparaît donc comme un patrimoine à part entière, marqueur fort de l'identité des terroirs et directement relié aux enjeux de préservation de la biodiversité ou de gestion des problèmes environnementaux comme l'érosion des sols (Finke, 2013; Gullino & Larcher, 2013; Chevigny et al., 2014). Les vignes sont également connues pour abriter des oiseaux en hiver qui viennent consommer les raisins restés sur place, notamment les grives, qui font l'objet d'un intérêt cynégétique important.



Il existe quelques travaux de recherches en géographie qui ont cherché à cartographier la diversité des paysages viticoles du Sud-Ouest (notamment des vignobles de Cahors et de Bergerac), mais cela reste marginal. Ces approches ont cherché notamment à utiliser des critères objectifs et quantifiables liés à la géologie, la pédologie, la climatologie ou encore l'agronomie, pour caractériser la diversité des terroirs viticoles de certains vignobles de la Nouvelle-Aquitaine et analyser de manière plus objective cette diversité (Rouvellac, 2013). La diversité et la stabilité temporelle de certains paysages viticoles de Nouvelle-Aquitaine, et notamment celui du vignoble de St-Emilion, a conduit l'UNESCO à inscrire ces paysages au patrimoine mondiale au titre de paysage culturel (UNESCO World Heritage Centre; Gullino & Larcher, 2013). Des travaux d'écologie du paysage mis en œuvre à l'échelle de petits territoires agricoles de Nouvelle-Aquitaine incluant de la viticulture mettent en évidence que les trajectoires d'évolutions de ces paysages depuis les années 60 sont le produit à la fois des processus d'intensification agricole,

d'abandon des terres et de l'urbanisation (Van Eetveldet & Antrop, 2004). Par ailleurs, la diversité des paysages viticoles joue un rôle potentiellement important pour le maintien d'espèces d'intérêt cynégétique ou pour la production apicole mais aucune étude n'a été menée sur ces questions en Région Nouvelle-Aquitaine.



Paysages viticoles ©Marie Grasset

CE QU'IL FAUT RETENIR

Il existe peu de travaux de recherche cherchant à décrire de manière quantitative les paysages viticoles de Nouvelle-Aquitaine et à analyser leurs évolutions temporelles particulièrement à des échelles spatiales larges. Il apparaît pourtant important de relier les trajectoires d'évolution de ces paysages viticoles, leur état actuel et le fonctionnement des écosystèmes.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (<5 études)

4

Les valeurs de la biodiversité dans le socio-écosystème viticole

La section précédente a mis en avant le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des agroécosystèmes viticoles. Un agroécosystème est cependant habité et modifié par les activités humaines. La présence des sociétés, avec des acteurs qui sont de simples habitants ou des viticulteurs (exploitant les ressources de l'agroécosystème viticole), façonne en retour l'écosystème et ses paysages. A cet égard, le cas de la viticulture est particulièrement prégnant, compte tenu du lien ancestral entre terroir et paysage viticole. Une vision multifonctionnelle de la biodiversité, qui s'adresse à des secteurs multiples et à des échelles variées, est donc indispensable.

Cette section 4 traitant de la valeur de la biodiversité dans le socio-écosystème viticole s'attachera premièrement à décrire la valeur non marchande (section 4.1), qui s'exprime à travers le terroir et le paysage. Nous argumentons néanmoins que cette valeur n'est non marchande qu'en apparence, car elle participe de fait à la construction de la réputation de long terme d'un vignoble. C'est la raison pour laquelle il nous semble important d'insister également sur un dispositif marchand tel que celui représenté par l'œnotourisme. En incitant à la préservation et à la reconstruction perpétuelle du paysage, cette forme de tourisme d'agrément qui repose sur la découverte des régions viticoles et leurs productions contribue à l'image et à la valorisation des vins du terroir considéré. Ainsi, si la valeur est souvent considérée à une échelle locale, il est nécessaire de souligner que l'évaluation des services écosystémiques est réalisée à celle du paysage (Bateman et al., 2013), ou en explicitant les compromis et synergies entre services, ce qui contribue in fine à une valorisation globale du territoire et de l'activité des entreprises viticoles.

La section 4.2 aborde ensuite la valorisation marchande de la biodiversité en distinguant les aspects de compétitivité des entreprises de production des aspects de valorisation au niveau du consommateur final. Néanmoins, sur ces deux aspects de la valorisation, la littérature concernant les études économiques de la biodiversité des paysages viticoles est pauvre. Par contre, si l'on suppose qu'un lien formel peut exister entre les pratiques viticoles respectueuses de l'environnement et le renforcement de la biodiversité dans les paysages, alors il est possible de se référer à une littérature en sciences économiques portant sur les motivations de l'adoption de ces modes de production. Dans un premier temps (section 4.2.1) nous mettons en évidence les résultats portant sur l'analyse des coûts de production liés aux certifications environnementales. La section 4.2.2 argumente alors la valorisation au niveau du marché final, en montrant comment la littérature dans le domaine de l'économie expérimentale constitue une source fructueuse de compréhension des comportements des agents économiques. Si des efforts ont été effectués dans cette direction par les chercheurs de l'Institut des Sciences de la Vigne et du Vin (e.g. projet VINOVERT – interreg SUDOE) avec notamment des travaux récents sur la valorisation du paysage et de la biodiversité (travaux non encore publiés au moment de l'écriture de ces lignes), de nombreuses perspectives s'offrent aux chercheurs de Nouvelle-Aquitaine pour constamment argumenter les nouveaux enjeux de la compétitivité dans l'exigence du développement durable et de la responsabilité sociétale des entreprises.

4.1. VALEURS NON MARCHANDES DE LA BIODIVERSITÉ DES TERRITOIRES VITICOLES



La notion de terroir permet de rendre compte des valeurs socio-culturelles des agroécosystèmes viticoles (Prévost, 2014). Le terroir peut être défini comme un « espace géographique délimité, défini à partir d'une communauté humaine qui construit au cours de son histoire un ensemble de traits culturels distinctifs, de savoirs et de pratiques, fondés sur un système d'interactions entre le milieu naturel et les facteurs humains » (définition INRA-INAO in Unesco, 2005). Ainsi, on parle de terroir indistinctement pour désigner un espace terrestre au paysage particulier, une organisation spécifique à une communauté, un produit ou une particularité sociale (Cartier, 2004; Moles, 1992). Le terroir interroge en termes de valeurs par l'ancrage spatial qu'il suppose mais également au travers des questions d'appropriation (les titulaires du terroir) et de transmission (rapport au passé et au futur), qui renvoient à la notion plus large de patrimoine, et de sa valorisation économique (Maby, 2002). Dès lors, le développement de l'œnotourisme contribue à une valorisation territoriale des vignobles en intégrant dans une même offre la découverte de patrimoines viticoles et locaux (Delaplace et al., 2012), où cohabitent image de l'exploitation viticole, valeurs de ses propriétaires, et histoire et spécificités du territoire (Privitera, 2010). Une part de ces valeurs culturelles et

esthétiques associées au patrimoine est portée par le paysage, et ces valeurs se retrouvent dans des régions du globe où la culture de la vigne est ancestrale ou bien plus récente (Winkler & Nicholas, 2016; Assandri et al., 2018). La perception des paysages viticoles diffère entre professionnels de la filière vitivinicole et habitants non professionnels qui peuvent attacher plus d'importance à l'esthétique ou à la récréation qu'à la production de vin elle-même (Winkler & Nicholas, 2016). S'il est bien établi que des services culturels sont associés aux agroécosystèmes viticoles, les conditions qui favorisent leur multifonctionnalité ainsi que le rôle de la biodiversité dans la fourniture de ces services sont peu étudiés (Winkler et al., 2017; Hoble et al., 2018), sans mise en rapport de la valeur esthétique des paysages et de la valeur écologique des écosystèmes (Tribot et al., 2018). Néanmoins, Assandri et al. (2018) argumentent l'idée que les paysages auxquels sont attribués une valeur esthétique et patrimoniale plus élevée sont également ceux qui sont les plus biologiquement diversifiés: ils sont plus complexes (en hétérogénéité et diversité d'habitats) et plus écologiquement favorables au redéploiement de certains passeurs, indicateurs d'un renforcement de l'accroissement de la communauté d'oiseaux dans un vignoble (Assandri et al., 2018).



En Nouvelle-Aquitaine, les travaux en économie ont essentiellement appréhendé les dimensions patrimoniales du terroir viticole, celui-ci étant défini comme un ensemble systémique et évolutif de biens, de pratiques et d'institutions, historiquement institués et territorialement situés, renvoyant à des logiques marchandes et non marchandes (Lemarié-Boutry & Pérès, 2019; Lemarié-Boutry & Cazals, 2014; Lemarié-Boutry, 2016). L'appellation d'origine contrôlée (AOC) et le château viticole sont deux niveaux spatiaux fortement structurants de l'organisation des vignobles, qui sont particulièrement marquants en Bordelais (Lemarié-Boutry & Cazals, 2014) et qui contribuent à la valorisation territoriale des agroécosystèmes viticoles notamment par le développement de l'œnotourisme (Lemarié-Boutry, 2016). Le rôle de la biodiversité dans la valorisation territoriale des vignobles est néanmoins très mal connu. Le cas de l'AOC Saint-Émilion, territoire inscrit au patrimoine mondial de l'Unesco, est assez symptomatique de ce besoin de quantification, puisque la part de la valorisation patrimoniale associée au paysage et à sa biodiversité ne fait toujours pas l'objet de tentative de quantification (Lemarié-Boutry, 2016). Le projet européen BioDiVine (www.biodivine.eu) a en revanche identifié comment le développement de pratiques qui favorisent le rôle de la biodiversité locale dans le fonctionnement des agroécosystèmes viticoles participent à la valorisation du paysage local associé au vignoble dans une démarche d'éco-œnotourisme (Rochard, 2015). Sur l'AOC

Côteaux du Layon (Centre-Val de Loire) au nord de la Nouvelle-Aquitaine, une enquête réalisée auprès de 192 visiteurs et professionnels indique une préférence des paysages plus complexes associés à des pratiques agricoles favorables à la biodiversité et perçus comme porteurs de services culturels valorisables dans la promotion du vin (Hervé et al., 2018). Ainsi, les valeurs culturelles associées aux agroécosystèmes viticoles peuvent être structurantes pour l'identité de ses habitants. Bertrand (2006) argumente également cet aspect grâce une enquête réalisée dans le Madiranais, un vignoble millénaire de petite taille situé sur trois départements limitrophes (Gers, Landes, Pyrénées-Atlantiques) de la région Nouvelle Aquitaine. Nous verrons plus loin que ces effets peuvent être mesurés dans le cadre de l'économie expérimentale et du consentement à payer des consommateurs.



CE QU'IL FAUT RETENIR

La valeur non marchande de la biodiversité des territoires viticoles s'exprime dans la richesse des terroirs et des paysages qui lui sont associés. Les connaissances sur la chaîne biodiversité-fonctions-services-valeurs dans les agroécosystèmes demeurent limitées, notamment pour la question des valeurs. La mise en valeur du paysage dans le cadre de l'œnotourisme est un vecteur de transmission des efforts effectués sur la biodiversité, en intégrant dans une même offre la découverte de patrimoines viticoles et locaux. Une part de ces valeurs culturelles et esthétiques, associées au patrimoine, est portée par le paysage. Dès lors, la valeur apparemment non marchande des efforts de renforcement de la biodiversité contribue au renforcement de construction de la réputation d'un vignoble, et contribue également à la construction des entreprises ancrées dans ce territoire.

[Tendances] : [Etudes empiriques] (<10 études)

4.2. VALEURS MARCHANDES DE LA BIODIVERSITÉ POUR LES VITICULTEURS ET LA FILIÈRE VIN

4.2.1. Productivité et compétitivité de la production vitivinicole



Les analyses existantes sur la question de la productivité et de la compétitivité des entreprises engagées dans des démarches environnementales a priori bénéfiques pour la biodiversité (protection intégrée, agriculture biologique, lutte biologique) utilisent des cadres méthodologiques hétérogènes qui génèrent une forte incertitude sur l'évaluation des coûts et/ou de la valorisation économique au sein d'une filière présentant des structurations d'entreprises par ailleurs assez diversifiées. Ainsi aux Etats-Unis (Etat de Washington), **Kirby et al. (2014)** montrent que la production de raisin biologique entraîne des coûts totaux supérieurs de 10% et 22% respectivement pour les raisins de jus biologiques et les raisins de cuve de vin biologique, par rapport aux coûts conventionnels, avec des rendements inférieurs de 20%. En Australie du Sud, **Wheeler & Crisp (2009)** montrent une baisse de rendement global par hectare d'environ 10% pour les parcelles biologiques, mais cette différence est inexistante entre cépages identiques. Par ailleurs ces auteurs exhibent un surcoût global de l'ordre de 20% pour la production biologique. En Afrique du Sud, **Hough & Nell (2003)** estiment que l'adoption de pratiques biologiques nécessite une revalorisation du produit final de l'ordre de 30%. En France, **Belis-Bergouignan & Cazals (2006)** pointent la difficulté d'isoler l'aspect 'mesures environnementales'

dans l'analyse de la compétitivité économique, car les (sur)coûts de production éventuels devaient être mis en perspective avec une réceptivité des marchés dans le cadre d'une politique de différenciation de la part des entreprises (e.g. valorisation de vins certifiés au regard des coûts induits), insistant sur la multifactorialité de la rentabilité économique des exploitations. En utilisant plusieurs bases de données nationales de 2013, **Dedieu et al. (2017)** montrent cependant que l'excédent brut d'exploitation est largement supérieur pour les viticulteurs en agriculture biologique (en moyenne 6 400 € à l'hectare contre 3 700 € pour les conventionnels) pour bon nombre de régions viticoles, excepté le vignoble bordelais qui obtiendrait des performances économiques relativement identiques entre agriculture biologique et conventionnelle. Partout ailleurs, malgré des frais de personnel plus d'une fois et demie supérieurs en agriculture biologique, la valorisation des vins issus de l'agriculture biologique compenserait les surcoûts de salariés (près de 0,14 ETP salarié par hectare en agriculture biologique contre 0,08 en conventionnel). Ce résultat est contesté par **Gillot et al. (2018)**, en raison de la non-prise en compte de la totalité des coûts des facteurs de production.



Il n'y a à notre connaissance aucune étude régionale ayant directement traité la question des liens entre biodiversité/fonctions écosystémiques et économie de la filière viticole en termes de gain de productivité ou de compétitivité des entreprises. Il existe néanmoins des conjectures en cours de validation scientifique, à partir de démarches environnementales comme la viticulture biologique, qui se traduisent a priori par une augmentation des niveaux de biodiversité et des services écosystémiques. Au niveau régional, la Chambre d'agriculture de Gironde publie depuis 2002 un "Référentiel Économique du Vigneron Bordelais", dans lequel les coûts de production des itinéraires techniques de plusieurs exploitations « type » en AOC Bordeaux sont chiffrés et détaillés. Même si les résultats entre les différents itinéraires techniques (agriculture biologique/raisonnée, vignes larges/vignes étroites, vente en bouteilles/vrac) varient en fonction des éditions et de l'évolution des techniques, le coût de production de la viticulture biologique en Nouvelle-Aquitaine (en prenant en compte les coûts de vinification) n'est pas beaucoup plus élevé que celui des coûts de production en raisonnée (+12,6% en vignes larges et +13,5% en vignes étroites, en 2018). Une autre étude menée sur la période de conversion d'exploitations viticoles en Gironde a également montré que le changement de pratiques ne se traduisait pas forcément par des surcoûts, mais que, si la conversion est bien gérée au niveau technique et commercial, les coûts de production en biologique pouvaient être équivalents voire inférieurs après conversion (Mérot et al., 2019). Le facteur rendement apparaît comme un élément déterminant dans la mise en évidence de surcoûts entre viticulture biologique et conventionnelle, surtout si les aléas de production ne permettent pas d'atteindre le rendement prévu. Pour un rendement décennal de 50hl/ha à Bordeaux en viticulture raisonnée et une moyenne de 40hl/ha en viticulture biologique, la différence observée de coût du vin en bouteille est de +0,5€/bt pour un vin bio en vignes larges (+20%) alors qu'elle serait de seulement de +0,16€/bt à rendement équivalent (Chambre d'agriculture de Gironde, 2018). Ces résultats sont confirmés par les travaux de Mérot et al. (2019) sur la conversion en viticulture biologique montrant que les augmentations de coûts, quand elles surviennent, sont expliquées par des baisses de rendement après conversion plus que par une augmentation de la consommation des facteurs de production.

Au-delà de la viticulture biologique, aucune relation n'a pu être montrée en Gironde entre le coût des itinéraires de production de raisin et leur caractère environnemental (Del'homme & Alonso Ugaglia, 2011), même si des outils d'aide à la décision peuvent permettre de diminuer significativement les traitements phytosanitaires tout en maintenant des rendements équivalents en termes de qualité et de quantité (Alonso Ugaglia, 2011). Ainsi, des pratiques environnementales vertueuses de la part des viticulteurs pourraient résulter en des gains de productivité (Raineau, 2018). Une étude d'économie comportementale conduite en Gironde (247 viticulteurs) a permis d'identifier plusieurs blocages et leviers à la réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires (quantifiée

par Indice de Fréquence de Traitement (IFT) déclaré). A niveau de risque phytosanitaire équivalent dans les vignobles (même voisinage), des variations importantes d'IFT, allant du simple au triple, sont attribuées à une aversion au risque de certains viticulteurs qui voient le traitement comme un contrat d'assurance sanitaire, mais aussi et surtout à un déficit d'information sur les quantités et fréquences de traitement suffisantes pour une couverture efficace et sur les performances accomplies par les autres (Raineau, 2018). La simple fourniture



Raisin noir avec le passage au fouloir ©Franck Boucher

d'une information choisie concernant la performance des pairs (nudge de comparaison sociale) a conduit à un changement de comportement des viticulteurs vers une réduction de l'IFT dans leurs parcelles, avec des répercussions significatives à la fois en matière d'augmentation de revenu et de diminution du risque sanitaire et environnemental (Raineau, 2018).

Ce même type d'expérimentation a été reconduit auprès d'une coopérative galicienne dans le cadre du projet Interreg VINOVERT avec, de nouveau, des résultats concluants. Si ces incitations non-matérielles n'offriront jamais qu'une efficacité limitée pour atteindre les niveaux de réduction attendus de l'usage des pesticides, leur intérêt réside principalement dans le dévoilement d'une nature comportementale des pratiques des viticulteurs. Le changement des pratiques individuelles passe ainsi par le changement de leurs représentations sociales.

¹ Voir pour l'édition 2018 : https://gironde.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/Nouvelle-Aquitaine/100_Inst-Gironde/Documents/pdf_nos_publications/Referentiel_Economique_du_Vigneron-2018-Vignoble_de_Bordeaux_V_DEF_6.pdf

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le rôle direct de la biodiversité sur la productivité des exploitations viticoles est à ce jour mal connu, que ce soit à l'échelle régionale ou à l'échelle internationale. Indirectement cependant, il est possible d'évaluer l'impact économique de la mise en œuvre de démarches environnementales (viticulture biologique, diminution des produits phytosanitaires) qui ont a priori un impact favorable sur la biodiversité et/ou les services rendus par la biodiversité. Ces démarches n'entraînent pas nécessairement une augmentation des coûts de production, d'autant que la modification des comportements des viticulteurs est non coûteuse. Excepté dans la région bordelaise, pour laquelle les résultats sont plus mitigés, la certification biologique apparaît économiquement rentable.

[Tendances] : [Etudes empiriques] (~5 études)

4.2.2. Valorisation sur le marché du vin



La valeur marchande de la biodiversité sur les marchés concerne la demande des consommateurs et le prix de vente des produits certifiant ces services écosystémiques. De fait, la consommation responsable se développe un peu partout dans le monde, et la responsabilité environnementale (via des certifications, des allégations et étiquetages spécifiques des vins) est sans doute, avec les allégations nutritionnelles et le commerce équitable, le domaine le plus valorisé dans tous les domaines de l'alimentation. La valorisation de la biodiversité peut également être opérante quand le mode de commercialisation choisi par le producteur est orienté vers les circuits courts et de proximité ou l'œnotourisme (Barber et al., 2010). A quel point le consommateur effectue (consciemment ou non) une association entre le développement et le respect de la biodiversité avec une certaine qualité de paysage et au final une valorisation positive des vins qu'il est susceptible de consommer et d'acheter reste cependant inconnu. Les entreprises qui communiquent sur la biodiversité auprès des consommateurs utilisent une certification générique sur des démarches de développement durable ou la certification biologique (à l'exception des caves de Rauzan ou des 'Vignerons de Buzet' en Nouvelle-Aquitaine, ou de l'entreprise d'Etat 'Companhia das Lezírias' au Portugal). Les attentes des consommateurs de vins pour ce type de certifications (qui devrait intégrer la biodiversité de manière plus consubstantielle) se traduisent peu à peu dans les actes d'achat de vin en Europe et en Amérique (Schäufele & Hamm, 2017; Forbes et al., 2009; Pomarici & Vecchio, 2014; Delmas & Grant, 2018; Sellers, 2016). Le consentement à payer ('CAP'), qui correspond au prix maximum d'achat d'un acheteur potentiel d'un vin particulier (Brugarolas et al., 2005), suggère ce-

pendant que les consommateurs attribuent souvent plus de crédit à la valorisation organoleptique qu'au développement durable (Loureiro, 2003; Schmit et al., 2013), traduisant des contradictions entre les attentes déclarées des consommateurs et les achats réels sur un marché (qui ne confirment pas forcément ces intentions; Schäufele & Hamm, 2018). Il est possible de mesurer ces incohérences potentielles en évitant le 'biais de désirabilité sociale' et en tenant compte des contraintes de revenus des consommateurs (Combris et al., 2009; Vecchio, 2013). La signalétique de la consommation de vin est fortement soumise à des effets de halo (i.e. quand le consommateur attribue à tort toute une série de performances pour un produit uniquement à partir d'une première impression), d'une part parce que la certification la plus reconnue que constituent les appellations d'origine est souvent considérée comme un gage de qualité environnementale, alors qu'elle ne l'est pas, et d'autre part parce que la certification biologique est très souvent interprétée comme un signal de qualité en général (Pagliarini et al., 2013) alors que la qualité organoleptique n'est pas concernée. Dans ces conditions, il est nécessaire de bien distinguer, dans les motivations exprimées et avérées, les attentes 'utilitaristes' liées à l'intérêt propre du consommateur, des attentes 'altruistes' liées au respect de l'environnement et de la biodiversité.



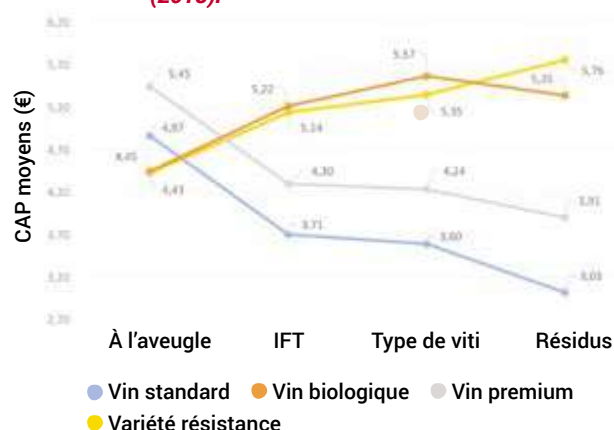
Le projet européen VINOVERT (www.vinovert.eu) a mis en place une équipe de recherche partenariale à l'Institut des Sciences de la Vigne et du Vin (ISVV) afin (i) de mesurer l'effet sur le consentement à payer (CAP) des consommateurs pour un vin garantissant le non usage des herbicides au niveau du vignoble et (ii) de montrer l'importance de la qualité du paysage, liée au non usage des herbicides, dans un contexte de vente en œnotourisme (immersion paysage des consommateurs) (Seabra Pinto et al., 2019). Des premières expériences menées au Portugal avec 205 consommateurs représentatifs, obtiennent un gain de plus de 16% pour le non usage garanti des herbicides, et une influence très forte de l'immersion paysage qui a pour effet d'augmenter le CAP moyen entre 36% et 45% (ce dernier chiffre étant réservé à des vins attestant de surcroît le non usage des herbicides dans l'approvisionnement en raisin des entreprises). Notons par ailleurs que l'on montre que cette immersion dans un paysage de qualité, renforce ex-post (i.e. après avoir quitté l'immersion paysage) la fidélité des consommateurs; car cette tendance se reproduit même si l'on augmente le nombre de bouteilles mises en vente (de 2 à 6 bouteilles).

Par ailleurs la mise en place d'un marché expérimental sur des vins blancs d'entrée de gamme du Sud-Ouest de la France (Fuentes-Espinoza et al., 2018) confirme les attentes des consommateurs pour la performance environnementale des exploitations viticoles (expérience menée en 2017 auprès de plus de 160 consommateurs réguliers). Dans ce projet, il s'agissait d'estimer les arbitrages réels des consommateurs entre d'une part ces attributs environnementaux et d'autre part les attentes sur les caractéristiques standard des vins (qualité organoleptique, appellations, etc.). Quatre types de vins plus ou moins performants sur les aspects environnementaux liés à l'usage des pesticides (mesurés par l'IFT et la quantification des résidus de pesticides dans les vins en intégrant la certification biologique) étaient ainsi proposés lors de l'expérience. Les consommateurs devaient évaluer ces quatre vins en plusieurs 'étapes'

informationnelles (à chaque étape, l'expérimentateur donnait une information supplémentaire sur les caractéristiques des vins). Les résultats obtenus montrent la difficulté d'acceptation par les consommateurs au niveau purement sensoriel, du vin certifié en agriculture biologique, ainsi que du vin issu de cépage résistant (Figure 3.10). Néanmoins, une communication orientée sur les performances environnementales et sanitaires conduit à fortement améliorer la position de ces vins, dès l'étape 2 de l'expérience, au moment de la révélation des IFT. Les résultats obtenus correspondent à un gain de CAP entre 16% et 17% après la révélation d'un faible niveau d'IFT et à une perte de CAP de 21% à 23% pour des vins ayant un fort IFT. Au final, les consommateurs qui étaient soumis à des procédures incitatives de révélation des consentements à payer ont particulièrement valorisé la performance environnementale sans se limiter à la certification biologique. Il conviendrait toutefois de confirmer ce type de tendance en allant plus loin sur des allégations spécifiques concernant le renforcement de la biodiversité.

FIGURE 3.10

Évolution du Consentement à Payer (CAP) moyen (en euros/bouteille) en fonction de l'information environnementale dans l'expérience de Fuentes-Espinoza et al. (2018).



CE QU'IL FAUT RETENIR

La valeur marchande de la biodiversité sur le marché du vin n'a été que très peu étudiée dans la littérature économique, et de fait les producteurs ne cherchent encore que marginalement à valoriser la biodiversité par des allégations apposées sur les étiquettes de vin. Le marché du vin rejoint cependant peu à peu les tendances des autres marchés de produits alimentaires, avec une focalisation sur des critères environnementaux. Dans des marchés expérimentaux, on peut discerner des retournements de tendance de la consommation. D'autres dispositifs mettant plus l'accent sur la biodiversité (de type « Haute Valeur Environnementale ») sont susceptibles de renforcer le consentement à payer des consommateurs et ainsi de contribuer au maintien et à la construction générale de la réputation des entreprises.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (<5 études)

5

État de la biodiversité dans le socio-écosystème viticole

Les sections précédentes ont mis en évidence le rôle important joué par la biodiversité dans le fonctionnement écologique des agroécosystèmes viticoles et dans un certain nombre d'activités économiques et culturelles associées. Ce constat suggère qu'il existe des voies de synergies possible entre préservation de la biodiversité et production vitivinicole performante. Cependant, la conception et la mise en œuvre de telles stratégies (systèmes agroécologiques) dépendent de l'état actuel de la biodiversité et nécessitent donc au préalable de caractériser cet état dans le socio-écosystème viticole néo-aquitain. De multiples études scientifiques indiquent que nous vivons actuellement une sixième extinction de masse à l'échelle planétaire (Ceballos et al., 2015; Ceballos et al., 2017; Thomas et al., 2004) avec au moins 363 espèces de vertébrés éteints depuis 1500 et une accélération du taux d'extinction des vertébrés ces deux derniers siècles (IUCN, 2017; Johnson et al., 2017), de 1 à 2 % de plus tous les 10 ans (Johnson et al., 2017; MacKinnon et al., 2012).

Les agroécosystèmes représentent le type d'occupation du sol majoritaire en France et en Europe : 54% des sols du territoire métropolitain ont un usage agricole (Agreste France, 2018). Parmi eux, les agroécosystèmes viticoles constituent une part non-négligeable, avec 788 637 ha, soit 3% de la surface agricole utile (SAU) en France en 2010 (Guyomard, 2013). Les processus d'intensification et d'augmentation des intrants ont été identifiés comme des causes du déclin des populations dans les vignobles. La viticulture est en effet une des cultures nécessitant le plus de produits phytosanitaires, consommant 20% de la quantité totale de ces produits à l'échelle nationale, ce qui entraîne la pollution des sols et des eaux et le déclin de la diversité floristique (Rabolin et al., 2017). Or ces agroécosystèmes représentent un réservoir de biodiversité, notamment dans les zones enherbées entre les rangs de vignes. Ces zones et les éléments semi-naturels non-cultivés associés permettent d'augmenter la présence d'oiseaux et d'espèces végétales, en plus d'être positivement associés à la richesse d'arthropodes (Sierro & Arlettaz, 2003; Puig-Montserrat et al., 2017; Rochard et al., 2014).

Cependant, bien qu'un consensus existe sur le déclin massif de la biodiversité à l'échelle globale et dans les paysages agricoles en particulier, mais aussi sur le fait que les modes de production agricoles sont fortement impliqués dans ce déclin, il est intéressant de noter qu'il manque encore beaucoup de données quantitatives et régionalisées de l'état de la biodiversité notamment pour un certain nombre de groupes comme les arthropodes ou les micro-organismes. Ainsi, relativement peu d'études sur l'état de la biodiversité dans les paysages viticoles existent et de ce fait, aucune politique publique d'envergure n'a été mise en œuvre pour promouvoir les stratégies permettant la conservation de la biodiversité dans ces paysages.

Ci-après, nous présentons un état des lieux des connaissances scientifiques régionales disponibles sur l'état de la biodiversité dans les agroécosystèmes viticoles ainsi que les principaux facteurs de pressions.

5.1. ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ ET EFFETS DES PRATIQUES VITICOLES



Les modes de gestion viticole sont des déterminants majeurs des niveaux de biodiversité et de services écosystémiques dans les paysages viticoles, qu'ils soient directement inféodés à la vigne elle-même (pratiques phytosanitaires, modes de gestion de la parcelle, en particulier la gestion de la végétation sous le rang ou dans l'inter-rang), ou indirectement via les modes de conduite des cultures (agriculture biologique ou conventionnelle) (Winter et al., 2018; Caprio et al., 2015; 2015; Puig-Montserrat et al., 2017; Kehinde & Samways, 2014a; Thomson & Hoffmann, 2010). L'utilisation des produits phytosanitaires (insecticides et fongicides) de synthèse ou naturels (cuivre et soufre) ont un effet globalement négatif sur la biodiversité et notamment sur les communautés d'araignées, de chrysopes, de coccinelles, de carabes et de parasitoïdes (Nash et al., 2010). Une gestion extensive du sol et des couverts végétaux (absence de travail du sol, amendements organiques) permet une augmentation moyenne de la biodiversité et des services écosystémiques de l'ordre de **20%** en comparaison d'une gestion intensive basée sur l'utilisation d'herbicides ou un travail du sol intensif (Winter et al., 2018). Les populations d'Alouette lulu sont très dépendantes de la gestion des couverts végétaux dans les vignes, plus abondantes dans des parcelles avec un enherbement un rang sur deux en comparaison de vignobles utilisant des herbicides de synthèse et ne conservant ainsi aucun inter-rang enherbés (Arlettaz et al., 2012). Un plus grand nombre d'espèces et une plus grande abondance d'arthropodes sont générale-

ment retrouvés dans des parcelles conduites en agriculture biologique même si ce n'est pas toujours le cas (6 études sur 11 ont montré des effets positifs de la viticulture biologique en comparaison de la viticulture conventionnelle, Thiery et al., 2018). Des résultats similaires ont été trouvés sur les acariens, chiroptères, plantes, papillons ou pollinisateurs (Nascimbene et al., 2012; Caprio et al., 2015; Kehinde & Samways, 2012; Puig-Montserrat et al., 2017; Peverieri et al., 2009). Il est par ailleurs intéressant de noter que certains groupes répondent positivement aux degrés de perturbation de l'agroécosystème viticole. Ainsi, la diversité des levures retrouvées sur les grappes est plus importante dans des vignobles cultivés que dans des vignobles abandonnés (de 10 à 40 % d'augmentation de la richesse spécifique) (Drumonde-Neves et al., 2017). Enfin, la diversité des communautés de plantes dépend du degré de perturbation (fréquence des tontes), la diversité des arthropodes dépend généralement des pratiques de gestion des couverts végétaux et de leurs résidus (mulching) ainsi que des systèmes de culture (e.g., agriculture biologique), alors que les communautés d'oiseaux et de chiroptères dépendent des pratiques viticoles et de la présence d'habitats non-cultivés à l'échelle de l'exploitation ou du paysage (Kelly et al., 2016; Bruggisser et al., 2010; Assandri et al., 2016; Sanguaneko et al., 2011).



En Nouvelle-Aquitaine, il existe très peu de données quantitatives sur l'évolution et les tendances de populations des espèces sauvages inféodées aux vignes. Des espèces d'oiseaux qui utilisent fortement les vignes (Bruant ortolan, Pie-grièches) sont cependant en déclin marqué voire au bord de l'extinction, notamment en ex-Poitou-Charentes d'après l'Atlas régional Oiseaux.

L'augmentation de la diversité végétale dans l'inter-rang des parcelles de vignes permet d'augmenter l'abondance ou le nombre d'espèces d'arthropodes prédateurs (Auriol et al., en prép.). La diversité et l'abondance des insectes et des araignées sont dépendantes des pratiques viticoles à la fois à l'échelle locale et à l'échelle du paysage, et particulièrement de la proportion de surfaces cultivées en agriculture biologique (Muneret et al., 2018b; Muneret et al., 2018a; Muneret et al., 2019b). L'abondance des arthropodes de la surface du sol est particulièrement favorisée par les pratiques de l'agriculture biologique (augmentation de **30% à 50%** des abondances en moyenne) (Muneret et al., 2019b).



Rhinocoris ©Sophie Chamont

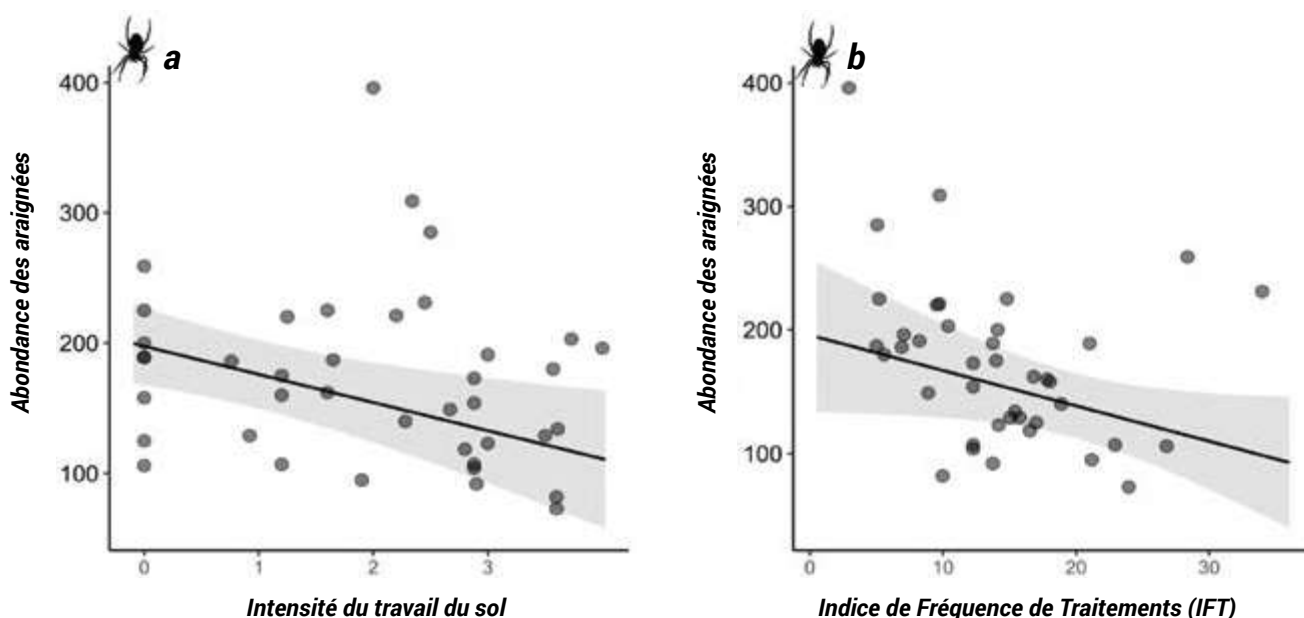


Cet effet positif des pratiques de la viticulture biologique a également été démontré dans la région Languedoc-Roussillon sur l'abondance des arachnides, mais pas sur l'activité des chiroptères soulignant que les réponses des taxons aux pratiques viticoles sont dépendantes de leur niveau trophique et de leur capacité de dispersion (Froidevaux et al., 2017). La biodiversité en arthropodes d'une parcelle viticole est dépendante des modes de conduite (augmentation des abondances de l'ordre de **30%** en moyenne entre les parcelles conduites en agriculture biologique et en agriculture conventionnelle), le nombre d'espèces d'arthropodes étant positivement corrélé à l'âge de la parcelle et négativement corrélé au niveau de productivité de la parcelle indépendamment des modes de conduites (Muneret et al., 2019b). Par ailleurs, les araignées retrouvées dans le feuillage sont négativement affectées par le niveau d'utilisation de produits phytosanitaires (avec une diminution de quasiment **50%** des effectifs entre les parcelles les plus traitées et les parcelles les moins traitées, IFT variant entre 2.9 et 33) et le degré de perturbation du sol (i.e., l'intensité de travail du sol), indiquant clairement que les conduites les plus intensives se traduisent par des niveaux d'abondances et de diversité de ces taxons plus réduits (Figure 3.11 ; Muneret et al., 2019b).

Une étude récente conduite en France sur la flore des vignobles dans trois régions Françaises (Champagne, Beaujolais et Languedoc et n'incluant donc pas la Nouvelle-Aquitaine) indique que les pratiques viticoles, et notamment l'utilisation d'herbicides, le travail du sol et la fréquence des tontes sont des facteurs structurant fortement l'abondance et la diversité des communautés végétales. L'utilisation d'herbicides réduit l'abondance des adventices alors qu'une combinaison de travail du sol et de tonte favorise l'abondance et la diversité des adventices en parcelles viticoles (Fried et al., 2019). Des travaux conduits à l'échelle européenne incluant des échantillonnages dans la vallée de la Loire ont également montré que l'augmentation de la disponibilité de la ressource en fleurs à l'échelle de la parcelle ainsi qu'une gestion extensive de la végétation dans les inter-rangs avait un effet positif sur l'abondance et la diversité des communautés de pollinisateurs sauvages (Kratschmer et al., 2019). Les premiers résultats obtenus en Nouvelle-Aquitaine sur les communautés de pollinisateurs sauvages laissent apparaître les mêmes tendances (Ostandie et al., en prép).

FIGURE
3.11

Effet de l'intensité du travail du sol (a - à gauche) et de l'indice de fréquence de traitements (IFT) (b - à droite) sur les abondances d'araignées en viticulture. Source : Muneret, L., Auriol, A., Bonnard, O., Richart Cervera, S., Thiéry, D., & Rusch, A. (2019). Organic farming expansion drives natural enemy abundance but not diversity in vineyard dominated landscapes. Ecology and Evolution.



CE QU'IL FAUT RETENIR

Les pratiques viticoles, à différentes échelles spatiales, peuvent impacter de manière tout à fait significative les différentes composantes de la biodiversité. Le maintien d'un couvert végétal diversifié à l'intérieur des parcelles, la réduction du travail du sol, la diminution de l'utilisation de produits phytosanitaires ou encore les modes de conduites de l'agriculture biologique sont, en moyenne, des pratiques bénéfiques à la biodiversité végétale et animale. Il existe cependant une variabilité dans les effets des pratiques viticoles en fonction des groupes taxonomiques étudiés et de leurs caractéristiques écologiques. Les modes de gestion des vignobles peuvent donc être des leviers forts de la préservation de la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine.

[Présomption] : [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

5.2. HOMOGÉNÉISATION DES PAYSAGES



L'homogénéisation des paysages viticoles, principalement traduite par une diminution et une fragmentation des habitats semi-naturels, tend à diminuer la biodiversité et les niveaux de services écosystémiques associés (e.g. régulation naturelle des bioagresseurs). Ainsi, l'augmentation de l'éloignement aux lisières d'habitats forestiers diminue la diversité et l'abondance (jusqu'à **70%** de réduction des abondances) des arthropodes prédateurs, ainsi que les niveaux de prédation (de **30%** à **80%** de diminution) des insectes ravageurs retrouvés dans les parcelles de vignes (Thomson & Hoffmann, 2013). De même, la diminution de la proportion d'habi-

tats semi-naturels, comme les forêts, les haies ou les prairies, entraîne une diminution de l'abondance et de la diversité des parasitoïdes, araignées, hyménoptères, oiseaux et chiroptères (Thomson & Hoffmann, 2010; Gaigher et al., 2015; Hogg & Daane, 2012, Assandri et al., 2016, 2017; Kelly et al., 2016; Kratschmer et al., 2018, 2019; Rodriguez-San Pedro & al., 2019). Par ailleurs, la présence de haies dans le paysage favorise la richesse spécifique des plantes retrouvées dans les parcelles de vigne (Cohen et al., 2015).



L'effet de l'homogénéisation des paysages sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine est peu étudié, mais les quelques études réalisées montrent un effet négatif de la simplification des paysages viticoles sur l'abondance et la diversité de différents groupes taxonomiques (Thiery et al., 2017).

La présence d'habitats semi-naturels a un effet positif sur le nombre d'espèces et l'activité insectivore des chiroptères (Sentenac & Rusch, 2017; Charbonnier et al., en prép). La réduction de la proportion d'habitats semi-naturels comme les forêts ou les prairies entraîne une diminution de l'abondance et la diversité spécifique des chrysopes dans les paysages viticoles (une diminution de l'ordre de **90%** des effectifs entre paysages complexes et simples a été noté à certaines dates) (Serée et al., 2019; Serée et al., en prép.).



Chrysope ©Sylvie Richard



Des résultats similaires sont obtenus pour les papillons, également très dépendants de la connectivité des éléments boisés dans le paysage. L'isolement spatial des habitats boisés et herbacés dans le paysage diminue l'abondance et la diversité des communautés de papillons dans les paysages viticoles (Villemey et al., 2015). Ces derniers dépendent aussi de la composition floristique des habitats non-cultivés (van Halder et al., 2017). Des travaux conduits dans le Bordelais et dans la vallée de la Loire ont aussi montré un effet négatif marqué de la diminution des éléments semi-naturels dans les paysages sur l'abondance des oiseaux insectivores glaneurs du feuillage (Barbaro et al., 2017) et plus généralement sur l'abondance et la diversité spécifique des oiseaux (Pithon et al., 2016). Une étude récente conduite à l'échelle européenne et incluant des zones d'études dans la vallée de la Loire a démontré que le

nombre d'espèces de pollinisateurs sauvages étaient plus important dans des paysages plus hétérogènes que dans des paysages homogènes (Kratschmer et al., 2019). Cependant, l'homogénéisation des pratiques viticoles dans le paysage, plus que la présence ou non d'habitats semi-naturels, est un facteur structurant les communautés d'araignées (Muneret et al., 2019b). En fait, certains groupes taxonomiques ne semblent pas ou peu affectés par l'homogénéisation des paysages. La richesse spécifique des communautés de carabes retrouvées dans les parcelles de vignes n'est pas affectée par la diminution des éléments semi-naturels dans le paysage, l'abondance des espèces dominantes de ces communautés étant même plutôt favorisée par des paysages homogènes de vigne (Rusch et al., 2016).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les études menées à l'échelle régionale sur les effets de l'homogénéisation des paysages viticoles tendent à montrer des effets négatifs sur différentes composantes de la biodiversité notamment sur les insectes, les oiseaux et les chiroptères. Les effets de l'homogénéisation des paysages sur la biodiversité passent par une homogénéisation des pratiques viticoles dans le paysage, mais aussi par une diminution ou une fragmentation des habitats semi-naturels qui sont des habitats clés pour un certain nombre d'espèces. Cependant, certains taxons, comme les carabes, ne semblent pas être affectés par la simplification des paysages viticoles soulignant une variabilité entre taxons et une absence de réponse unique de la biodiversité à ces changements environnementaux.

[Présomption] : [Etudes empiriques] (>10 études)

5.3. IMPACTS DES ESPÈCES EXOTIQUES (ET/OU) ENVAHISSANTES



Les espèces invasives, dont l'introduction peut être d'origine accidentelle ou intentionnelle, représentent une pression majeure exercée sur la biodiversité à l'échelle globale (Vitousek et al., 1997; Fritts & Roda, 1998). Ces invasions exercent une pression sur la biodiversité endémique et locale /régionale via une compétition pour les ressources ou des interactions trophiques qui peuvent entraîner des déplacements d'espèces, des diminutions de populations voire des extinctions et extirpations (Davis, 2003; Gurevitch & Padilla, 2004). Les socio-écosystèmes viticoles à l'échelle mondiale ont été, et sont encore, marqués par de multiples épisodes d'invasions avec de fortes conséquences sur leur fonctionnement et la biodiversité hébergée. L'invasion euro-

péenne par le Phylloxera (*Daktulosphaira vitifoliae*) depuis les Etats-Unis est un exemple marquant puisqu'il a quasiment détruit l'intégralité des vignobles français et européens et a fait disparaître de nombreux cépages et vignobles ancestraux (Downie, 2002). Plus récemment, de multiples espèces en provenance de différentes régions du monde envahissent la plupart des vignobles à l'échelle globale. Ainsi, plusieurs espèces d'origines asiatique, européenne ou d'Amérique du Sud sont devenues des espèces invasives préoccupantes voire problématiques dans les vignobles d'Amérique du Nord : la punaise diabolique (*Halyomorpha halys*), la drosophile japonaise (*Drosophila suzukii*), la coccinelle asiatique (*Harmonia axyridis*), la tordeuse de la grappe (*Lobesia*



botrana), ou encore la fourmi argentine (*Linepithema humile*) (Gilligan et al., 2011; Pfeiffer et al., 2012; Daane et al., 2007). Ces espèces invasives peuvent représenter une menace pour la production viticole, en s'attaquant directement à la vigne, en favorisant l'installation d'autres bioagresseurs ou en diminuant les régulations naturelles d'espèces nuisibles, et exercent une pression significative sur la biodiversité des vignobles (Hogg et al., 2010; Hogg & Daane, 2011; Rombaut et al., 2017). Il

a par exemple été montré que la présence de *D. suzukii* favorise l'infestation par *D. melanogaster* qui elle-même favorise le développement de bactéries et de levures responsables de la pourriture grise pouvant entraîner de sérieuses pertes de rendement en viticulture (Rombaut et al., 2017).



Avec 216 000 ha plantés et de nombreux échanges de matériel végétal, le vignoble de Nouvelle-Aquitaine est sujet à différentes invasions par des espèces envahissantes. Une des premières invasions spectaculaires et historiques est l'invasion du vignoble par le *Phylloxera* (*D. vitifoliae*) depuis les États-Unis. Introduit en France avant 1860, via l'importation de quelques centaines de ceps ornementaux ce puceron a détruit 30% du vignoble Français entre 1860 et 1890. Il apparaît en Nouvelle-Aquitaine en 1870 près de Bordeaux (Dion, 1970) puis en 1875 dans la région de Cognac dont la surface viticole passera de 280 000 ha à 42 581 ha en 1895 (Encyclopédie du Cognac, 2018). Indirectement, cette crise écologique génère immédiatement une crise sociétale liée à la chute de production qui va réduire de moitié le vignoble Français (Chevet, 2005). Ainsi la récolte nationale passera de 85 (1875) à 25 (1879) millions d'hectolitres (Legros, 1993). En 1928 il ne reste que 70 000 ha de vigne en Charente et Charente-Maritime, et des bassins viticoles de production ont disparu (Bernard, 1988). Outre cette réduction de surface, suite à cette invasion, la diversité des cépages de vigne a profondément été réduite, puisque toute la viticulture française a été replantée avec des variétés de vigne greffées sur des porte-greffes américains résistants au puceron. Des variétés locales vont ainsi disparaître soit parce que trop sensibles au puceron soit parce que réagissant très mal lors de la greffe avec les quelques porte-greffes importés. C'est le cas par exemple du Menu ou 'Prunelard', mais aussi le Chatus, le Morrastel, le Rivairenc, le Terret ou le Picardan (Mahé, 2015). La plantation de ceps francs de pieds est, de fait, devenue interdite, ce qui réduit fortement la tradition que les viticulteurs avaient de produire eux-mêmes leurs plants, accentuant encore cette perte de diversité. De nombreuses variétés locales de vigne ont ainsi disparu. Les pratiques viticoles ont donc été profondément modifiées suite à cette réorganisation du vignoble (changements de densités de plantation, apports d'engrais azotés, etc). L'importation de porte-greffes Américains va permettre l'entrée d'une espèce de cicadelle originaire de ce continent. Il s'agit du vecteur d'un phytoplasme, la flavescence dorée, *Scaphoideus titanus* (Papura et al., 2012; Chuche & Thiéry, 2014). Cette épidémie touche maintenant plus de 65% du vignoble français et impose dans les localités viticoles touchées entre un et trois traitements insecticides obligatoires contre le

vecteur. Ces traitements insecticides généralement positionnés entre mi-juin et mi-juillet affectent eux aussi la biodiversité (cf. section 5.1).

En viticulture, le ravageur majeur des grappes est un petit papillon nocturne de la famille des tordeuses, l'Eudémis de la vigne (*L. botrana*). Cette espèce a un fort potentiel invasif. Elle vient par exemple de coloniser les vignobles de Californie. Anecdote dans les traités de viticulture avant la période du *phylloxera* (Audouin, 1842), ce ravageur devient majeur à partir de 1907, probablement favorisé par la replantation du vignoble et l'usage des engrais azotés qui ont généré l'augmentation de la vigueur de la vigne et des rendements au début du XX^e siècle (Thiéry, 2005). En s'installant en ex-Aquitaine, *L. botrana* a exclu assez vite les deux autres espèces de tordeuses qui sont maintenant uniquement présentes à titre anecdotique (Thiéry, 2005). Là encore les dégâts majeurs engendrés par cet insecte vont générer de nombreux traitements insecticides à spectres larges qui ont des conséquences sur la faune des vignobles (cf. section 5.1).

L'invasion récente la plus spectaculaire dans les vignobles de Nouvelle-Aquitaine est celle de *Drosophila suzukii*. Cette mouche des fruits fait son entrée en Europe en 2009, et s'installe durablement en Aquitaine dans la communauté des drosophiles présente en vigne en 2011 (Rouzes et al., 2012 a,b). On ne connaît pas encore l'incidence exacte de cette mouche sur la faune des vignobles étant donné que peu de traitements insecticides sont pratiqués en raison de leur faible efficacité. Des travaux récents indiquent que cette espèce de drosophile s'est bien installée au sein de la communauté de drosophiles hébergée par le vignoble, puisqu'elle constitue dorénavant la deuxième espèce de drosophiles en abondance (sur 17 espèces recensées dans les vignobles de Gironde) juste après *Drosophila subobscura* (Delbac et al., en prép). Des travaux sont actuellement en cours pour comprendre l'effet de cette invasion sur le fonctionnement des communautés de drosophiles et son impact sur le fonctionnement de l'écosystème viticole mais il est d'ores et déjà montré qu'elle favorise l'installation de *Drosophila melanogaster* et le développement de la pourriture grise (Rombaut et al., 2017; Delbac et al., 2014).



Un autre ravageur plus anecdotique est la cicadelle pruinuse, *Metcalfa pruinosa*. Décrite pour la première fois en Europe en 1979, elle est détectée pour la première fois en Nouvelle-Aquitaine en 2001 (**Roujean, 2009**). Le dommage le plus important causé à la vigne par ce ravageur est le développement de fumagine sur le miellat. Ce champignon noircit la surface des organes mais on connaît mal les effets indirects que cette cicadelle produit sur les insectes consommant la vigne. Par ailleurs, la bactérie xylémienne *Xylella fastidiosa* est transmise par des cicadelles qui se nourrissent du xylème. Le biotype 'vigne' n'est actuellement pas présent dans le vignoble Néo-aquitain, mais nous savons d'ores et déjà que certaines espèces de cicadelles pourraient devenir des vecteurs potentiels sans nécessairement connaître leur capacité vectorielle. Parmi ces espèces, nous savons que le cercope des prés, *Philaenus spumarius*, est un vecteur avéré de la bactérie et est par ailleurs présent dans les vignobles de Nouvelle-Aquitaine (**Cruaud et al., 2018; Godefroid et al., 2019**). En cas d'épidémie, l'incidence serait une destruction massive du vignoble, notamment en Nouvelle-Aquitaine (**Godefroid et al., 2019**), ce qui impliquerait donc un changement drastique des paysages agricoles avec des conséquences importantes pour la biodiversité. Enfin, le frelon à patte jaune, entré en France en 2004 (**Thiery & Monceau, 2018**), atteint des niveaux de population très élevés dans presque toute la Nouvelle-Aquitaine et notamment dans le socio-écosystème viticole où il vient se nourrir de baies de raisin mûres. Comme *Vespa crabro* (le frelon Dit européen et installé depuis plus d'une centaine d'années), il peut affecter la biodiversité locale en tant que prédateurs d'autres insectes (e.g., pollinisateurs sociaux ou solitaires) mais son rôle sur la biodiversité viticole et le fonctionnement du socio-écosystème est encore mal connu car peu ou pas étudié.



Frelon à pattes jaunes ©Karine Monceau

CE QU'IL FAUT RETENIR

La Nouvelle-Aquitaine, et le socio-écosystème viticole en particulier, est la cible de nombreuses espèces envahissantes qui impactent le fonctionnement de l'agroécosystème et la biodiversité hébergée dans les paysages viticoles. Les conséquences de ces invasions tant sur la biodiversité que sur le fonctionnement du socio-écosystème sont potentiellement importantes mais restent paradoxalement relativement peu étudiées sous cet angle. Une intensification des recherches sur cette thématique semble donc importante dans le contexte actuel.

[Fait Établi] : **[Etudes empiriques]** (>10 études) ; **[Expérimentations]**

6

Références régionales

1. **Agreste Nouvelle-Aquitaine** (2018a) *La filière vitivinicole : Bordeaux-Aquitaine et Charentes-Cognac, deux bassins proches et distincts. Analyses et résultats n°53*. DRAAF Nouvelle-Aquitaine.
2. **Agreste Nouvelle-Aquitaine** (2018b) *Mémento Filière Vitivinicole. Edition 2018*. DRAAF Nouvelle-Aquitaine.
3. **Audouin** (2017) *Histoire des insectes nuisibles à la vigne et particulièrement de la pyrale, moyens de la combattre*. Paris: Fortin, Masson et Cie Librairies.
4. **Auriol et al.** (no date) 'en prep'.
5. **Barbaro et al.** (2017) 'Avian pest control in vineyards is driven by interactions between bird functional diversity and landscape heterogeneity', *Journal of Applied Ecology*, 54(2), pp. 500–508.
6. **Belmonte et al.** (2016) 'Effects of permanent grass versus tillage on aggregation and organic matter dynamics in a poorly developed vineyard soil', *Soil Research*, 54(7), pp. 797–808.
7. **Bernard** (2012) 'Population et vignoble dans les Charentes : un siècle d'évolution originale', *Noroi*, 140(1), pp. 521–541.
8. **Bertrand, Baudry & Burel** (2016) 'Seasonal variation in the effect of landscape structure on ground-dwelling arthropods and biological control potential', *Basic and Applied Ecology*, 17(8), pp. 678–687.
9. **Le Bissonnais et al.** (2002) 'Mapping erosion risk for cultivated soil in France', *CATENA*, 46(2–3), pp. 207–220.
10. **Börlin** (2015) *Diversity and population structure of yeast *Saccharomyces cerevisiae* at the scale of the vineyard of Bordeaux : Impact of different factors on diversity (English)*. INRA, Institut National de la Recherche Agronomique.
11. **Börlin et al.** (2016) 'Cellar-associated *Saccharomyces cerevisiae* population structure revealed high-level diversity and perennial persistence at Sauternes wine estates', *Applied and Environmental Microbiology*, 82(10), pp. 2909–2918.
12. **Bouchon, Zimmer & Dittmer** (2016) 'The Terrestrial Isopod Microbiome: An All-in-One Toolbox for Animal–Microbe Interactions of Ecological Relevance', *Frontiers in Microbiology*, 7, p. 1472.
13. **Campbell-Sills, Lorentzen & Lucas** (2017) 'Genomic Evolution and Adaptation to Wine of *Oenococcus oeni*', in *Biology of Microorganisms on Grapes, in Must and in Wine*. Cham: Springer International Publishing, pp. 457–468.
14. **Cazenave & Daniele** (2017) 'Flore des vignes en Gironde: Concilier diversité végétale et objectifs de production des viticulteurs', *Vinopôle Bordeaux-Aquitaine*, pp. 1–7.
15. **Celette, Findeling & Gary** (2009) 'Competition for nitrogen in an unfertilized intercropping system: The case of an association of grapevine and grass cover in a Mediterranean climate', *European Journal of Agronomy*, 30(1), pp. 41–51.
16. **Celette & Gary** (2013) 'Dynamics of water and nitrogen stress along the grapevine cycle as affected by cover cropping', *European Journal of Agronomy*, 45, pp. 142–152.
17. **Cerdan et al.** (2010) 'Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data', *Geomorphology*, 122(1–2), pp. 167–177.
18. **Chambre d'Agriculture de la Gironde** (2018) 'Référentiel économique du Vigneron 2018 Vignoble de Bordeaux', pp. 1–14.
19. **Charbonnier et al.** (no date) 'en prep'.
20. **Chassaing et al.** (2010) 'Physicochemical studies of new anthocyan-ellagitannin hybrid pigments: About the origin of the influence of oak C-glycosidic ellagitannins on wine color', *European Journal of Organic Chemistry*, 2010(1), pp. 55–63.
21. **Chatonnet & Dubourdieu** (1998) 'Comparative study of the characteristics of American white oak (*Quercus alba*) and European oak (*Quercus petraea* and *Q. robur*) for production of barrels used in barrel aging of wines', *American Journal of Enology and Viticulture*, 49(1), pp. 79–85.
22. **Chenu et al.** (2014) 'Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France', *Innovations Agronomiques*, 37, pp. 23–37.
23. **Chevet** (2005) *Le rôle des caves coopératives dans le regroupement de l'offre en France au XXème siècle*, Working Paper. INRA-CORELA.
24. **Chuche & Thiéry** (2014) 'Biology and ecology of the Flavescent dorée vector *Scaphoideus titanus*: A review', *Agronomy for Sustainable Development*, 34(2), pp. 381–403.
25. **Comin et al.** (2017) 'Floodplain capacity to depollute water in relation to the structure of biological communities', *Ecological Engineering*, 103, pp. 301–314.
26. **Cordeau** (1998) *Création d'un vignoble. Greffage de la vigne et porte-greffes. Élimination des maladies à virus*. Editions Férét, Bordeaux.
27. **Costantini et al.** (2010) 'Effects of soil erosion on agro-ecosystem services and soil functions: A multidisciplinary study in nineteen organically farmed European and Turkish vineyards', *Journal of Environmental Management*, 223, pp. 614–624.
28. **Cretin et al.** (2015) 'How stereochemistry influences the taste of wine: Isolation, characterization and sensory evaluation of lyoniresinol stereoisomers', *Analytica Chimica Acta*, 888, pp. 191–198.
29. **CRT Nouvelle-Aquitaine** (2017) *Les chiffres clés du tourisme. Edition 2017*. Région Nouvelle-Aquitaine. Comité régionale du Tourisme.
30. **Cruaud et al.** (2018) 'Using insects to detect, monitor and predict the distribution of *Xylella fastidiosa*: a case study in Corsica', *Scientific Reports*, 8(1), p. 15628.
31. **Delhomme & Ugaglia** (2011) 'Vers une viticulture durable : comment évaluer la dimension environnementale des itinéraires viticoles?', *Sciences Eaux & Territoires*, 4(1), pp. 16–23.
32. **Delbac et al.** (2014) '*Drosophila suzukii* est-elle une menace pour la vigne?', *Phytoma*, 679, pp. 16–21.
33. **Delbac et al.** (no date) 'Landscape structure shapes *Drosophilidae* community in the Bordeaux vineyard (en prep)'.
34. **Dion** (2014) 'Note sur les origines de l'invasion phylloxérique en France', *Bulletin de l'Association de géographes français*, 47(377), pp. 31–33.
35. **DRAAF Nouvelle-Aquitaine** (2017) *Plan Ecophyto II : déclinaison régionale en région Nouvelle-Aquitaine*. DREAL Nouvelle-Aquitaine.
36. **Duchene** (2016) 'How can grapevine genetics contribute to the adaptation to climate change?', *Économie Appliquée*, 67(4), pp. 71–100.
37. **Van Eetvelde & Antrop** (2004) 'Analyzing structural and functional changes of traditional landscapes - Two examples from Southern France', *Landscape and Urban Planning*, 67(1–4), pp. 79–95.
38. **Español et al.** (2017) 'Does land use impact on groundwater invertebrate diversity and functionality in floodplains?', *Ecological Engineering*, 103, pp. 394–403.
39. **Fort et al.** (2016) 'Foliar fungal communities strongly differ between habitat patches in a landscape mosaic', *PeerJ*, 4, p. e2656.
40. **Freibauer et al.** (2004) 'Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe', *Geoderma*, 122(1), pp. 1–23.
41. **Frezier & Dubourdieu** (1992) 'Ecology of yeast strain *Saccharomyces cerevisiae* during spontaneous fermentation in a Bordeaux Winery', *American journal of enology and viticulture*, 43(4), pp. 375–380.
42. **Fried et al.** (2019) 'Relative importance of environmental factors and farming practices in shaping weed communities structure and composition in French vineyards', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 275, pp. 1–13.
43. **Froidevaux, Louboutin & Jones** (2017) 'Does organic farming enhance biodiversity in Mediterranean vineyards? A case study with bats and arachnids', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 249, pp. 112–122.
44. **Fuentes Espinoza et al.** (2018) 'Resistant grape varieties and market acceptance: an evaluation based on experimental economics', *OENO One*, 52(3).
45. **Giffard et al.** (no date) 'en prep'.
46. **Godefroid et al.** (2018) 'Climate change and the potential distribution of *Xylella fastidiosa* in Europe', *bioRxiv*, p. 289876.
47. **Gontier et al.** (2011) 'Total grass cover in vineyards: an innovating and promising soil management alternative to reduce the use of herbicides', in *Conference: 17th International Symposium GIESCO 2011, At Asti-Alba, Italy*.
48. **González-Centeno, Chira & Teissedre** (2016) 'Ellagitannin content, volatile composition and sensory profile of wines from different countries matured in oak barrels subjected to different toasting methods', *Food Chemistry*, 210, pp. 500–511.
49. **Gullino & Larcher** (2013) 'Integrity in UNESCO World Heritage Sites. A comparative study for rural landscapes', *Journal of Cultural Heritage*, 14(5), pp. 389–395.
50. **Hervé et al.** (2018) 'Landscape complexity perception and representation in a wine-growing region with the designation of origin in the Loire Valley (France): a cultural ecosystem service?', *Renewable Agriculture and Food Systems*, pp. 1–13.
51. **El Khoury et al.** (2017) 'Biogeography of *Oenococcus oeni* reveals distinctive but non-specific populations in wine-producing regions', *Applied and Environmental Microbiology*, 83(3).
52. **Kratschmer et al.** (2019) 'Response of wild bee diversity, abundance, and functional traits to vineyard inter-row management intensity and landscape diversity across Europe', *Ecology and Evolution*, 9(7), pp. 4103–4115.
53. **L'encyclopédie du Cognac** (2018) *La crise du phylloxéra*. Bureau National Interprofessionnel du Cognac.
54. **Legros** (1993) 'L'invasion du vignoble par le Phylloxéra', *Académie Des Sciences Et Lettres De Montpellier*, 24, pp. 205–222.
55. **Lemarié-Boutry** (2016) 'Foncier viticole, patrimoines et œnotourisme : un modèle des prix hédoniques appliqué au vignoble bordelais', *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (4), p. 877.
56. **Lemarié-Boutry & Pérès** (2019) 'Enjeux économiques des dimensions patrimoniales du terroir', *OENO One*, 50(3).
57. **Liu et al.** (2017) 'Role of biodiversity in the biogeochemical processes at the water-sediment interface of macroporous river bed: An experimental approach', *Ecological Engineering*, 103, pp. 385–393.

58. **Lonvaud-Funel** (1999) 'Lactic acid bacteria in the quality improvement and depreciation of wine', *Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology*, 76(1–4), pp. 317–331.
59. **Lorentzen & Lucas** (2019) 'Distribution of *Oenococcus oeni* populations in natural habitats', *Applied Microbiology and Biotechnology*, 103(7), pp. 2937–2945.
60. **Lucas** et al. (2018) 'Des outils pour fiabiliser les fermentations des vins et cidres biologiques en utilisant les levures et bactéries indigènes', *Innovations Agronomiques*, 63, pp. 267–278.
61. **Mahé** (2015) *Préservation et valorisation des cépages rares des régions nord-méditerranéennes : Treize cépages prometteurs*. Institut des Hautes études de la Vigne et du vin et Association Wine Mosaic.
62. **Marchal** et al. (2015) 'Contribution of oak lignans to wine taste: Chemical identification, sensory characterization and quantification', *Tetrahedron*, 71(20), pp. 3148–3156.
63. **Marchal, Prida & Dubourdieu** (2016) 'New Approach for Differentiating Sessile and Pedunculate Oak: Development of a LC-HRMS Method to Quantitate Triterpenoids in Wood', *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64(3), pp. 618–626.
64. **Marchand** et al. (2010) 'Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review', *Environmental Pollution*, 158(12), pp. 3447–3461.
65. **Marchand** et al. (2014a) 'Copper removal from water using a bio-rack system either unplanted or planted with *Phragmites australis*, *Juncus articulatus* and *Phalaris arundinacea*', *Ecological Engineering*, 64, pp. 291–300.
66. **Marchand** et al. (2014b) 'Root biomass production in populations of six rooted macrophytes in response to Cu exposure: Intra-specific variability versus constitutive-like tolerance', *Environmental Pollution*, 193, pp. 205–215.
67. **Martins** et al. (2012) 'Grape berry bacterial microbiota: Impact of the ripening process and the farming system', *International Journal of Food Microbiology*, 158(2), pp. 93–100.
68. **Martins** et al. (2013) 'Characterization of Epiphytic Bacterial Communities from Grapes, Leaves, Bark and Soil of Grapevine Plants Grown, and Their Relations', *PLoS ONE*, 8(8), p. e73013.
69. **Mas** et al. (2016) 'Taking Advantage of Natural Biodiversity for Wine Making: The WILDWINE Project', *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 8, pp. 4–9.
70. **Merot** et al. (2019) 'Diversity of conversion strategies for organic vineyards', *Agronomy for Sustainable Development*, 39(2), p. 16.
71. **Michel** et al. (2010) 'Oak wood ellagitannins influence on the organoleptic perception of red wine', *Planta Medica*, 76(12).
72. **Morlat & Jacquet** (2003) 'Grapevine root system and soil characteristics in a vineyard maintained long-term with or without interrow sward', *American Journal of Enology and Viticulture*, 54(1), pp. 1–7.
73. **Mousset-Libeu** et al. (2016) *Etude de l'érosion au Château Fombrauge (grand Cru Classé Saint-Emilion) - Effet de l'érosion sur la distribution des sols, la pérennité des sols et le fonctionnement de la vigne*. Bordeaux Sciences Agro.
74. **Muneret** (2018) *Déploiement de l'agriculture biologique à l'échelle du paysage : impacts sur les communautés d'ennemis naturels et les services de régulation des bioagresseurs*. Sciences agricoles. Université de Bordeaux.
75. **Muneret, Thiéry**, et al. (2018) 'Deployment of organic farming at a landscape scale maintains low pest infestation and high crop productivity levels in vineyards', *Journal of Applied Ecology*, 55(3), pp. 1516–1525.
76. **Muneret, Mitchell**, et al. (2018) 'Evidence that organic farming promotes pest control', *Nature Sustainability*, 1(7), pp. 361–368.
77. **Muneret** et al. (2019a) 'Organic farming at local and landscape scales fosters biological pest control in vineyards', *Ecological Applications*, 29(1), p. e01818.
78. **Muneret** et al. (2019) 'Organic farming expansion drives natural enemy abundance but not diversity in vineyard dominated landscapes', *Ecology and Evolution*, 9(23), pp. 13532–15342.
79. **Ollat** et al. (2016) 'Rootstocks as a component of adaptation to environment', in *Grapevine in a Changing Environment*. Chichester, UK, pp. 68–108.
80. **Ostandie** et al. (no date) 'en prep'.
81. **Oustrière** et al. (2017) 'Rhizofiltration of a Bordeaux mixture effluent in pilot-scale constructed wetland using *Arundo donax* L. coupled with potential Cu-ecocatalyst production', *Ecological Engineering*, 105, pp. 296–305.
82. **Oustrière** et al. (2019) 'Potential of roots of four macrophyte species for producing Cu-ecocatalysts (accepté)', *Ecological Engineering*.
83. **Papura** et al. (2012) 'Microsatellite and mitochondrial data provide evidence for a single major introduction for the nearctic leafhopper *Scaphoideus titanus* in Europe', *PLoS ONE*, 7(5), p. e36882.
84. **Papura** et al. (2016) 'Early detection and identification of larval parasitoids in *Lobesia botrana* using PCR-RFLP method', *Biological Control*, 103, pp. 95–100.
85. **Papura** et al. (2018) 'Chauves-souris prédatrices des tordeuses : c'est confirmé', *Phytoma*, 713, pp. 46–51.
86. **Papura** et al. (no date) 'en prep'.
87. **Pauvert** et al. (2019) 'Bioinformatics matters: The accuracy of plant and soil fungal community data is highly dependent on the metabarcoding pipeline', *Fungal Ecology*, 41, pp. 23–33.
88. **Pithon** et al. (2016) 'Are vineyards important habitats for birds at local or landscape scales?', *Basic and Applied Ecology*, 17(3), pp. 240–251.
89. **Raineau** (2018) *Défis environnementaux de la viticulture : une analyse comportementale des blocages et des leviers d'action*. Université de Bordeaux. Bordeaux.
90. **Renaud** et al. (2004) 'Influence of four soil maintenance practices on Collembola communities in a Mediterranean vineyard', *Pedobiologia*, 48(5–6), pp. 623–630.
91. **Renouf** et al. (2010) 'Soils, rootstocks and grapevine varieties in prestigious Bordeaux vineyards and their impact on yield and quality', *OENO One*, 44(3), pp. 127–134.
92. **Ripoche** et al. (2010) 'Design of intercrop management plans to fulfil production and environmental objectives in vineyards', *European Journal of Agronomy*, 32(1), pp. 30–39.
93. **Roby** et al. (2014) 'The preservation of genetic resources of the vine requires cohabitation between institutional clonal selection, mass selection and private clonal selection', *BIO Web of Conferences*, 3, p. 01018.
94. **Rochedard** (2015) 'Un nouveau support de communication : l'éco-oenotourisme, paysage, biodiversité, écoconception des caves', in *38th World Congress of Vine and Wine (Part 2)*. Les Ulis, France: EDP Sciences, p. 07009.
95. **Rombaut** et al. (2017) 'Invasive *Drosophila suzukii* facilitates *Drosophila melanogaster* infestation and sour rot outbreaks in the vineyards', *Royal Society Open Science*, 4(3), p. 170117.
96. **Roujean & Girard** (2009) 'La lutte biologique contre *Metcalfa pruinosa* Bilan 2009 en Aquitaine', *Vivre la vigne en bio*, 79–80, pp. 18–21.
97. **Rouvellac** (2014) *Le terroir, essai d'une réflexion géographique à travers la viticulture*. Géographie. Université de Limoges.
98. **Rouzees** et al. (2012) 'First occurrence of *drosophila suzukii* in the sauternes vineyards', *OENO One*, 46(2), pp. 145–147.
99. **Rouzees** (2012) 'The spotted wing *drosophila* (*Drosophila suzukii*) entered the *drosophila* communities in the French Sauternes Vineyard', *OENO One*, 46(2), pp. 145–147.
100. **Rusch, Chaplin-Kramer**, et al. (2016) 'Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, pp. 198–204.
101. **Rusch, Binet**, et al. (2016) 'Local and landscape effects of agricultural intensification on Carabid community structure and weed seed predation in a perennial cropping system', *Landscape Ecology*, 31(9), pp. 2163–2174.
102. **Rusch, Delbac & Thiéry** (2017) 'Grape moth density in Bordeaux vineyards depends on local habitat management despite effects of landscape heterogeneity on their biological control', *Journal of Applied Ecology*, 54(6), pp. 1794–1803.
103. **Salome** et al. (2016) 'The soil quality concept as a framework to assess management practices in vulnerable agroecosystems: A case study in Mediterranean vineyards', *Ecological Indicators*, 61(2), pp. 456–465.
104. **Schreck** et al. (2012) 'Ecological and physiological effects of soil management practices on earthworm communities in French vineyards', *European Journal of Soil Biology*, 52, pp. 8–15.
105. **Seabra Pinto** et al. (2018) 'en prep'.
106. **Sentenac** (2011) *La faune auxiliaire des vignobles de France*. Éd. France agricole, Paris.
107. **Sentenac & Rusch** (2017) 'Effect of landscape context on bat communities in vineyards', in *Écologie Chimique: nouvelles contributions à la protection des cultures contre les ravageurs et 11e Conférence Internationale sur les Ravageurs et Auxiliaires en Agriculture*. Association Française de Protection des Plantes (AFPP), pp. 371–381.
108. **Serée, L.** et al. (2019) 'Étude Des Populations De Chrysopes Dans Les Vignobles', *Hytoma*, 720, pp. 39–43.
109. **Serée** et al. (2019) 'Effects of landscape composition and configuration on lacewings and their potential biological control of leafhoppers in vineyard (en prep)'.
110. **Simoni** et al. (2018) 'Impact of agricultural management on communities of oribatida, gamasina and collembola in Italian and French vineyards', *EQA-Environmental quality*, 31, pp. 27–32.
111. **Simonovici** (2019) *Enquête Pratiques phytosanitaires en viticulture en 2016 Nombre de traitements et indicateurs*. Agreste Les dossiers. Bureau des statistiques végétales et animales.
112. **Sutter & Jeanneret** (2012) *Quantification of ecological services for sustainable agriculture*. Lecture pour le projet QuESSA.
113. **Thiéry** (2005) *Les vers de la grappe, les connaître pour s'en protéger*. Bordeaux, France: Vigne et Vins International.
114. **Thiéry** et al. (2018) 'Biological protection against grape berry moths. A review', *Agronomy for Sustainable Development*, 38(2).
115. **Thiéry & Monceau** (2019) 'Où s'arrêtera l'invasion du frelon à pattes jaunes, *Vespa velutina* ?', *Publication AFB*, (2010), pp. 1–4.
116. **This, Lacombe & Thomas** (2006) 'Historical origins and genetic diversity of wine grapes', *Trends in Genetics*, 22(9), pp. 511–519.
117. **Ugaglia** (2011) *Une approche évolutionniste de la réduction des pesticides en viticulture*. Bordeaux 4, pp. 353.
118. **Van Halder** et al. (2017) 'Trait-driven responses of grassland butterflies to habitat quality and matrix composition in mosaic agricultural landscapes', *Insect Conservation and Diversity*, 10(1), pp. 64–77.
119. **Van Leeuwen & Roby** (2014) 'Diversité génétique de la vigne. Promouvoir plu-

sieurs voies de sélection', *Union Girondine des Vins de Bordeaux*, (1063), pp. 38–44.

120. Van Leeuwen et al. (2013) 'Impact of clonal variability in *Vitis vinifera* cabernet franc on grape composition, wine quality, leaf blade stilbene content, and downy mildew resistance', *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61(1), pp. 19–24.

121. Van Leeuwen, Destrac-Irvine & Ollat (2017) 'Modified grape composition under climate change conditions requires adaptations in the vineyard', *OENO One*, 51(2), pp. 147–154.

122. Versavaud et al. (1995) 'Genetic diversity and geographical distribution of wild

Saccharomyces cerevisiae strains from the wine-producing area of Charentes, France', *Applied and Environmental Microbiology*, 61(10), pp. 3521–9.

123. Villemey et al. (2015) 'Mosaic of grasslands and woodlands is more effective than habitat connectivity to conserve butterflies in French farmland', *Biological Conservation*, 191, pp. 206–215.

124. Wolkovich et al. (2018) 'From Pinot to Xinomavro in the world's future wine-growing regions', *Nature Climate Change*, 8(1), pp. 29–37.

7

Références internationales

1. Agnelli et al. (2014) 'Carbon and nitrogen in soil and vine roots in harrowed and grass-covered vineyards', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 193, pp. 70–82.

2. Agreste France (2018) *Mémento. Statistique Agricole*. Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation.

3. Alletto et al. (2009) 'Tillage management effects on pesticide fate in soils', *Sustainable Agriculture*, 2, pp. 787–831.

4. Anderson & Aryal (2016) *Which Winegrape Varieties are Grown Where? A global empirical picture*. University of Adelaide Press, Australia.

5. Andreottola et al. (2007) 'Heavy metal removal from winery wastewater in the case of restrictive discharge regulation', *Water Science and Technology*, 56(2), pp. 111–120.

6. Arienzo, Christen & Quayle (2009) 'Phytotoxicity testing of winery wastewater for constructed wetland treatment', *Journal of Hazardous Materials*, 169(1–3), pp. 94–99.

7. Arlettaz et al. (2012) 'New vineyard cultivation practices create patchy ground vegetation, favouring Woodlarks', *Journal of Ornithology*, 153(1), pp. 229–238.

8. Arnaez et al. (2007) 'Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards', *Soil and Tillage Research*, 93(2), pp. 324–334.

9. Assandri et al. (2016) 'Diversity in the monotony? Habitat traits and management practices shape avian communities in intensive vineyards', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 223, pp. 250–260.

10. Assandri et al. (2018) 'Beautiful agricultural landscapes promote cultural ecosystem services and biodiversity conservation', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 256, pp. 200–210.

11. Attard et al. (2010) 'Shifts between Nitrospira- and Nitrobacter-like nitrite oxidizers underlie the response of soil potential nitrite oxidation to changes in tillage practices', *Environmental Microbiology*, 12(2), pp. 315–326.

12. Attwood et al. (2008) 'Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management?', *Global Ecology and Biogeography*, 17(5), pp. 585–599.

13. Bagella et al. (2014) 'Contrasting land uses in Mediterranean agro-silvo-pastoral systems generated patchy diversity patterns of vascular plants and below-ground microorganisms', *Comptes Rendus - Biologies*, 337(12), pp. 717–724.

14. Barber, Taylor & Deale (2010) 'Wine Tourism, Environmental Concerns, and Purchase Intention', *Journal of Travel & Tourism Marketing*, 27(2), pp. 146–165.

15. Barra-Caracciolo et al. (2010) 'The role of a groundwater bacterial community in the degradation of the herbicide terbutylazine', *FEMS Microbiology Ecology*, 71(1), pp. 127–136.

16. Bateman et al. (2013) 'Bringing ecosystem services into economic decision-making: Land use in the United Kingdom', *Science*, 341(6141), pp. 45–50.

17. Baumgartner, Steenwerth & Veilleux (2008) 'Cover-Crop Systems Affect Weed Communities in a California Vineyard', *Weed Science*, 56(4), pp. 596–605.

18. Begum et al. (2006) 'Using selective food plants to maximize biological control of vineyard pests', *Journal of Applied Ecology*, 43(3), pp. 547–554.

19. Bélis-Bergouignan & Cazals (2006) 'Les démarches environnementales volontaires au sein de la viticulture française : des conditions d'engagement différenciées', *Cahiers du GRES*, 11, p. 21.

20. Bellon et al. (2013) 'Introducing a New Breed of Wine Yeast: Interspecific Hybridisation between a Commercial *Saccharomyces cerevisiae* Wine Yeast and *Saccharomyces mikatae*', *PLoS ONE*, 8(4), p. e62053.

21. Belmonte et al. (2018) 'Effect of Long-Term Soil Management on the Mutual Interaction Among Soil Organic Matter, Microbial Activity and Aggregate Stability in a Vineyard', *Pedosphere*, 28(2), pp. 288–298.

22. Berndt, Wratten & Hassan (2002) 'Effects of buckwheat flowers on leafroller (Lepidoptera: Tortricidae) parasitoids in a New Zealand vineyard', *Agricultural and Forest Entomology*, 4(1), pp. 39–45.

23. Biasi et al. (2010) 'The role of Mediterranean fruit tree orchards and vineyards in maintaining the traditional agricultural landscape', *Acta Horticulturae*, 940, pp. 79–88.

24. Biasi & Brunori (2015) 'The on-farm conservation of grapevine (*Vitis vinifera* L.) landraces assures the habitat diversity in the viticultural agro-ecosystem', *Vitis - Journal*

of Grapevine Research, 54, pp. 265–269.

25. Le Bissonnais & Andrieux (2006) 'Impact des modes d'entretien de la vigne sur le ruissellement, l'érosion et la structure des sols', *Conférence MondiaViti*, 124, pp. 191–196.

26. Blavet et al. (2009) 'Effect of land use and management on the early stages of soil water erosion in French Mediterranean vineyards', *Soil and Tillage Research*, 106(1), pp. 124–136.

27. Bokulich et al. (2014) 'PNAS Plus: From the Cover: Microbial biogeography of wine grapes is conditioned by cultivar, vintage, and climate', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(1), pp. E139–E148.

28. Bokulich et al. (2016) 'Associations among wine grape microbiome, metabolome, and fermentation behavior suggest microbial contribution to regional wine characteristics', *mBio*, 7(3).

29. Bostanian, Vincent & Isaacs (2012) *Arthropod management in vineyards: Pests, approaches, and future directions*. Dordrecht: Springer Netherlands.

30. Brugarolas Mollá-Bauzá et al. (2005) 'Determination of the surplus that consumers are willing to pay for an organic wine', *Spanish Journal of Agricultural Research*, 3(1), p. 43.

31. Bruggisser, Schmidt-Entling & Bacher (2010) 'Effects of vineyard management on biodiversity at three trophic levels', *Biological Conservation*, 143(6), pp. 1521–1528.

32. Brunori, Farina & Biasi (2016) 'Sustainable viticulture: The carbon-sink function of the vineyard agro-ecosystem', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 223, pp. 10–21.

33. Buchholz et al. (2017) 'Soil biota in vineyards are more influenced by plants and soil quality than by tillage intensity or the surrounding landscape', *Scientific Reports*, 7(1).

34. Calheiros, Pereira & Castro (2018) 'Culturable bacteria associated to the rhizosphere and tissues of *Iris pseudacorus* plants growing in a treatment wetland for winery wastewater discharge', *Ecological Engineering*, 115, pp. 67–74.

35. Capece et al. (2012) 'Diversity of *Saccharomyces cerevisiae* yeasts associated to spontaneously fermenting grapes from an Italian "heroic vine-growing area"', *Food Microbiology*, 31(2), pp. 159–166.

36. Caprio et al. (2015) 'Organic versus conventional systems in viticulture: Comparative effects on spiders and carabids in vineyards and adjacent forests', *Agricultural Systems*, 136, pp. 61–69.

37. Cartier (2004) 'Terroirs en nuances', *Strates*, 11(11), pp. 1–16.

38. Ceballos et al. (2015) 'Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction', *Science Advances*, 1(5), p. e1400253.

39. Ceballos, Ehrlich & Dirzo (2017) 'Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(30), pp. E6089–E6096.

40. Celette, Findeling & Gary (2009) 'Competition for nitrogen in an unfertilized intercropping system: The case of an association of grapevine and grass cover in a Mediterranean climate', *European Journal of Agronomy*, 30(1), pp. 41–51.

41. Cerdan et al. (2010) 'Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data', *Geomorphology*, 122(1–2), pp. 167–177.

42. Chatonnet (1995) *Influence des procédés de tonnellerie et des conditions d'élevage sur la composition et la qualité des vins élevés en fûts de chêne*. Université de Bordeaux.

43. Chatonnet & Dubourdieu (1998) 'Comparative study of the characteristics of American white oak (*Quercus alba*) and European oak (*Quercus petraea* and *Q. robur*) for production of barrels used in barrel aging of wines', *American Journal of Enology and Viticulture*, 49(1), pp. 79–85.

44. Cheng & Baumgartner (2006) 'Effects of mycorrhizal roots and extraradical hyphae on 15N uptake from vineyard cover crop litter and the soil microbial community', *Soil Biology and Biochemistry*, 38(9), pp. 2665–2675.

45. Chevigny et al. (2014) 'Lithology, landscape structure and management practice changes: Key factors patterning vineyard soil erosion at metre-scale spatial resolution', *Catena*, 121, pp. 354–364.

46. Clavijo, Calderón & Paneque (2010) 'Diversity of *Saccharomyces* and non-*Saccharomyces* yeasts in three red grape varieties cultured in the Serranía de Ronda (Spain)

vine-growing region', *International Journal of Food Microbiology*, 143(3), pp. 241–245.

47. **Cluzeau et al.** (2012) 'Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types', *European Journal of Soil Biology*, 49, pp. 63–72.

48. **Cohen et al.** (2015) 'What is the plant biodiversity in a cultural landscape? A comparative, multi-scale and interdisciplinary study in olive groves and vineyards (Mediterranean France)', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212, pp. 175–186.

49. **Combris et al.** (2009) 'Food choices: What do we learn from combining sensory and economic experiments?', *Food Quality and Preference*, 20(8), pp. 550–557.

50. **Daane et al.** (2007) 'Impacts of Argentine ants on mealybugs and their natural enemies in California's coastal vineyards', *Ecological Entomology*, 32(6), pp. 583–596.

51. **Dabney, Delgado & Reeves** (2001) 'Using winter cover crops to improve soil and water quality', *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32(7–8), pp. 1221–1250.

52. **Danne et al.** (2010) 'Effects of Native Grass Cover Crops on Beneficial and Pest Invertebrates in Australian Vineyards', *Environmental Entomology*, 39(3), pp. 970–978.

53. **Davis** (2003) 'Biotic Globalization: Does Competition from Introduced Species Threaten Biodiversity?', *BioScience*, 53(5), p. 481.

54. **Dedieu et al.** (2017) *Les exploitations en agriculture biologique: quelles performances économiques? Les acteurs économiques et l'environnement*. Insee Références.

55. **Delaplace, Gatelier & Pichery** (2012) *Patrimonialisation de la vitiviniculture et développement du tourisme dans les régions viticoles - Une comparaison Bourgogne/ Champagne*. Industrie, villes et régions dans une économie mondialisée. LEG, Laboratoire d'Economie et de Gestion, CNRS, Université de Bourgogne.

56. **Delmas & Grant** (2008) 'Eco-Labeling Strategies : The Eco-Premium Puzzle in the Wine Industry', *ISBER Publications*, 12(49), p. 34.

57. **Downie** (2002) 'Locating the sources of an invasive pest, grape phylloxera, using a mitochondrial DNA gene genealogy', *Molecular Ecology*, 11(10), pp. 2013–2026.

58. **Drumonde-Neves et al.** (2017) 'Association between grape yeast communities and the vineyard ecosystems', *PLoS ONE*, 12(1), p. e0169883.

59. **Duchene** (2016) 'How can grapevine genetics contribute to the adaptation to climate change?', *OENO One*, 50(3).

60. **Faber et al.** (2017) 'Earthworms are little affected by reduced soil tillage methods in vineyards', *Plant, Soil and Environment*, 63(No. 6), pp. 257–263.

61. **Fairbanks, Hughes & Turpie** (2004) 'Potential impact of viticulture expansion on habitat types in the Cape Floristic Region, South Africa', *Biodiversity and Conservation*, 13(6), pp. 1075–1100.

62. **Feuillat et al.** (1997) 'Variation in the concentration of ellagitannins and cis- and trans- β -methyl- γ -octalactone extracted from oak wood (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* Liebl.) under model wine cask conditions', *American Journal of Enology and Viticulture*, 48(4), pp. 509–515.

63. **Fierro et al.** (2017) 'Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages', *Science of The Total Environment*, 609, pp. 724–734.

64. **Finke** (2013) *Linking landscapes: Exploring the relationships between World Heritage cultural landscapes and IUCN protected areas*. IUCN World Heritage Study No 11.

65. **Forbes et al.** (2009) 'Consumer attitudes regarding environmentally sustainable wine: an exploratory study of the New Zealand marketplace', *Journal of Cleaner Production*, 17(13), pp. 1195–1199.

66. **Fritts & Rodda** (1998) 'The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam', *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29(1), pp. 113–140.

67. **Gaigher & Samways** (2014) 'Landscape mosaic attributes for maintaining groundliving spider diversity in a biodiversity hotspot', *Insect Conservation and Diversity*, 7(5), pp. 470–479.

68. **Galet & Grisard** (2015) *Dictionnaire encyclopédique des cépages et de leurs synonymes*. Medial.

69. **Galilea et al.** (2015) 'Evolución y desfragmentación del paisaje del viñedo en La Rioja Alta (España) en el periodo 1956-2000', *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 69(69).

70. **García-Díaz et al.** (2017) 'Nitrogen losses in vineyards under different types of soil groundcover. A field runoff simulator approach in central Spain', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 236, pp. 256–267.

71. **García-Ríos, López-Malo & Guillamón** (2014) 'Global phenotypic and genomic comparison of two *Saccharomyces cerevisiae* wine strains reveals a novel role of the sulfur assimilation pathway in adaptation at low temperature fermentations', *BMC Genomics*, 15(1), p. 1059.

72. **García-Ruiz** (2010) 'The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review', *Catena*, 81(1), pp. 1–11.

73. **García et al.** (2018) 'Management of service crops for the provision of ecosystem services in vineyards: A review', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 251, pp. 158–170.

74. **Garde-Cerdán & Ancín-Azpilicueta** (2006) 'Review of quality factors on wine ageing in oak barrels', *Trends in Food Science and Technology*, 17(8), pp. 438–447.

75. **Garland et al.** (2011) 'Direct N₂O emissions following transition from conventional till to no-till in a cover cropped Mediterranean vineyard (*Vitis vinifera*)', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144(1), pp. 423–428.

76. **Gauthier** (2000) 'Agro-ecological strategies in North Lampung, Indonesia : social constraints to biological management of soil fertility', *NJAS - Wageningen Journal of Life*

Sciences, 48(1), pp. 91–104.

77. **Giese et al.** (2014) 'Complete vineyard floor cover crops favorably limit grapevine vegetative growth', *Scientia Horticulturae*, 170, pp. 256–266.

78. **Giese Jr.** (2014) *The effect of complete vineyard floor ground covers and root pruning on Cabernet Sauvignon*. Virginia Tech.

79. **Gilbert, van der Lelie & Zarraonaindia** (2014) 'Microbial terroir for wine grapes', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(1), pp. 5–6.

80. **Gilligan et al.** (2011) 'Discovery of *Lobesia botrana* (Denis & Schiffermüller) in California: An Invasive Species New to North America (Lepidoptera: Tortricidae)', *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 113(1), pp. 14–30.

81. **Gillot et al.** (2018) 'Différenciation et compétitivité : quelles performances pour les exploitations viticoles françaises sous signe de qualité ?', in *12ème Journées de recherches en Sciences sociales*. Nantes.

82. **Gómez-del-Campo, Ruiz & Lissarrague** (2002) 'Effect of Water Stress on Leaf Area Development, Photosynthesis, and Productivity in Chardonnay and Airén Grapevines', *American Journal of Enology and Viticulture*, 53(2), pp. 138–143.

83. **Gontier et al.** (2011) 'Total grass cover in vineyards: an innovating and promising soil management alternative to reduce the use of herbicides', in *Conference: 17th International Symposium GIESCO 2011, At Asti-Alba, Italy*.

84. **Greenop et al.** (2018) 'Functional diversity positively affects prey suppression by invertebrate predators: a meta-analysis', *Ecology*, 99(8), pp. 1771–1782.

85. **Guchu et al.** (2006) 'Influence of the species and geographical location on volatile composition of spanish oak wood (*Quercus petraea* Liebl. and *Quercus robur* L.)', *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54(8), pp. 3062–3066.

86. **Gullino & Larcher** (2013) 'Integrity in UNESCO World Heritage Sites. A comparative study for rural landscapes', *Journal of Cultural Heritage*, 14(5), pp. 389–395.

87. **Gurevitch & Padilla** (2004) 'Are invasive species a major cause of extinctions?', *Trends in Ecology and Evolution*, 19(9), pp. 470–474.

88. **Guyomard et al.** (2013) *Analyse Des Voies De Progrès En Agriculture Conventiennelle Par Orientation Productive*. INRA. *Synthèse du Volume 4 de l'étude « Vers des agricultures à hautes performances »*.

89. **Hoble et al.** (2018) 'The Perception of Viticultural Landscapes as a Method of Promoting and Supporting Local Economic Activities Through Multifunctional Landscapes', *'Agriculture for Life, Life for Agriculture' Conference Proceedings*, 1(1), pp. 387–392.

90. **Hogg & Daane** (2011) 'Ecosystem services in the face of invasion: The persistence of native and nonnative spiders in an agricultural landscape', *Ecological Applications*, 21(2), pp. 565–576.

91. **Hogg, Gillespie & Daane** (2010) 'Regional patterns in the invasion success of Cheiracanthium spiders (Miturgidae) in vineyard ecosystems', *Biological Invasions*, 12(8), pp. 2499–2508.

92. **Hough & Nell** (2003) 'The Financial Aspect of Growing Organic Wine Grapes in the Vredendal District', in *AgEcon Search Conference Proceedings*, p. 11.

93. **Huglin & Schneider** (1998) *Biologie et écologie de la vigne*. Tec & doc-Lavoisier.

94. **Ingels et al.** (2005) 'Effects of Cover Crops on Grapevines, Yield, Juice Composition, Soil Microbial Ecology, and Gopher Activity', *American Journal of Enology and Viticulture*, 52(4), pp. 292–303.

95. **Isaia, Bona & Badino** (2006) 'Influence of Landscape Diversity and Agricultural Practices on Spider Assemblage in Italian Vineyards of Langa Astigiana (Northwest Italy)', *Environmental Entomology*. Narnia, 35(2), pp. 297–307.

96. **ITAB** (2015) *Enquête Nationale sur les pratiques et les besoins œnologique en Bio millésime 2015*.

97. **Jedlicka, Greenberg & Letourneau** (2011) 'Avian conservation practices strengthen ecosystem services in California vineyards', in *Environmentally Sustainable Viticulture: Practices and Practicality*. Academic Press, pp. 359–381.

98. **Johnson et al.** (2017) 'Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene', *Science*, 356(6335), pp. 270–275.

99. **Kehinde & Samways** (2014a) 'Insect-flower interactions: Network structure in organic versus conventional vineyards', *Animal Conservation*, 17(5), pp. 401–409.

100. **Kehinde & Samways** (2014b) 'Management defines species turnover of bees and flowering plants in vineyards', *Agricultural and Forest Entomology*, 16(1), pp. 95–101.

101. **Kehinde & Samways** (2012) 'Endemic pollinator response to organic vs. conventional farming and landscape context in the Cape Floristic Region biodiversity hotspot', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 146(1), pp. 162–167.

102. **Kelly et al.** (2016) 'Habitat diversity promotes bat activity in a vineyard landscape', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 223, pp. 175–181.

103. **Kirby et al.** (2014) *Trends and Economics of Washington State Organic Blueberry Production*. Washington State University Extension Fact Sheet.

104. **Komárek et al.** (2010) 'Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects', *Environment International*, 36(1), pp. 138–151.

105. **Košulić, Michalko & Hula** (2014) 'Recent artificial vineyard terraces as a refuge for rare and endangered spiders in a modern agricultural landscape', *Ecological Engineering*, 68, pp. 133–142.

106. Kratschmer et al. (2018) 'Tillage intensity or landscape features: What matters most for wild bee diversity in vineyards?', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 266, pp. 142–152.
107. Kroodsma & Field (2006) 'Carbon sequestration in California agriculture, 1980–2000', *Ecological Applications*, 16(5), pp. 1975–1985.
108. Lacombe (2012) *Contribution à l'étude de l'histoire évolutive de la vigne cultivée (Vitis vinifera L.) par l'analyse de la diversité génétique neutre et de gènes d'intérêt*. Montpellier SupAgro.
109. Lal (1991) 'Soil Conservation and Biodiversity', in Haworth, D. L. (ed.) *Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*. CAB Intern. Wallingford, UK, pp. 89–104.
110. Lavelle et al. (2006) 'Soil invertebrates and ecosystem services', *European Journal of Soil Biology*, 42, pp. S3–S15.
111. Letourneau et al. (2009) 'Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), pp. 573–592.
112. Lieskovský & Kenderessy (2014) 'Modelling the effect of vegetation cover and different tillage practices on soil erosion in vineyards: a case study in Vráble (Slovakia) using WATSEM/SEDEM', *Land Degradation & Development*, 25(3), pp. 288–296.
113. Loureiro (2003) 'Rethinking new wines: Implications of local and environmentally friendly labels', *Food Policy*, 28(5–6), pp. 547–560.
114. Lourenço-Gomes, Pinto & Rebelo (2015) 'Wine and cultural heritage. the experience of the Alto Douro Wine Region', *Wine Economics and Policy*, 4(2), pp. 78–87.
115. Maby (2002) 'Paysage et imaginaire : l'exploitation de nouvelles valeurs ajoutées dans les terroirs viticoles / Landscape and Imagination : the Exploitation of New Added Values in the Wine-Growing Countries', *Annales de Géographie*, 111(624), pp. 198–211.
116. Mackie et al. (2014) 'Cover crops influence soil microorganisms and phytoextraction of copper from a moderately contaminated vineyard', *Science of the Total Environment*, 500–501, pp. 34–43.
117. Mackie, Müller & Kandeler (2012) 'Remediation of copper in vineyards - A mini review', *Environmental Pollution*, 167, pp. 16–26.
118. MacKinnon, Verkuil & Murray (2012) *IUCN situation analysis on East and Southeast Asian intertidal habitats, with particular reference to the Yellow Sea (including the Bohai Sea)*. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 47.
119. Marques et al. (2010) 'Soil conservation beneath grass cover in hillside vineyards under mediterranean climatic conditions', *Land Degradation and Development*, 21(2), pp. 122–131.
120. Martínez-Casasnovas & Concepción Ramos (2009) 'Soil alteration due to erosion, ploughing and levelling of vineyards in north east Spain', *Soil Use and Management*, 25(2), pp. 183–192.
121. Mas et al. (2016) 'Taking Advantage of Natural Biodiversity for Wine Making: The WILDWINE Project', *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 8, pp. 4–9.
122. Mercado et al. (2011) 'Biodiversity of Saccharomyces cerevisiae populations in Malbec vineyards from the "Zona Alta del Río Mendoza" region in Argentina', *International Journal of Food Microbiology*, 151(3), pp. 319–326.
123. Mercenaro et al. (2014) 'Sustainable management of an intercropped Mediterranean vineyard', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 192, pp. 95–104.
124. Mezzasalma et al. (2017) 'Grape microbiome as a reliable and persistent signature of field origin and environmental conditions in Cannonau wine production', *PLoS ONE*, 12(9), p. e0184615.
125. Mitchell, Rössler & Tricaud (2009) *World Heritage Cultural Landscapes: A Handbook for Conservation and Management*, *World Heritage Papers* 26. World Heritage Papers 26.
126. Moles (1992) 'Vers une psycho-géographie', in Bailly, A., Ferras, R., and Pumain, D. (eds) *Encyclopédie de géographie*. Economica.
127. Monteiro & Lopes (2007) 'Influence of cover crop on water use and performance of vineyard in Mediterranean Portugal', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(4), pp. 336–342.
128. Mosse et al. (2011) 'Review: Winery wastewater quality and treatment options in Australia', *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 17(2), pp. 111–122.
129. Muneret et al. (2018) 'Deployment of organic farming at a landscape scale maintains low pest infestation and high crop productivity levels in vineyards', *Journal of Applied Ecology*, 55(3), pp. 1516–1525.
130. Muscas et al. (2017) 'Effects of vineyard floor cover crops on grapevine vigor, yield, and fruit quality, and the development of the vine mealybug under a Mediterranean climate', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 237, pp. 203–212.
131. Nascimbene et al. (2016) 'Do vineyards in contrasting landscapes contribute to conserve plant species of dry calcareous grasslands?', *Science of the Total Environment*, 545–546, pp. 244–249.
132. Nascimbene, Marini & Paoletti (2012) 'Organic farming benefits local plant diversity in vineyard farms located in intensive agricultural landscapes', *Environmental Management*, 49(5), pp. 1054–1060.
133. Nash, Hoffmann & Thomson (2010) 'Identifying signature of chemical applications on indigenous and invasive nontarget arthropod communities in vineyards', *Ecological Applications*, 20(6), pp. 1693–1703.
134. Novara et al. (2013) 'Managing soil nitrate with cover crops and buffer strips in Sicilian vineyards', *Solid Earth*, 4(2), pp. 255–262.
135. Novara et al. (2019) 'Real cover crops contribution to soil organic carbon sequestration in sloping vineyard', *Science of the Total Environment*, 652, pp. 300–306.
136. Ostroumov (2002) 'Polyfunctional role of biodiversity in processes leading to water purification: Current conceptualizations and concluding remarks', *Hydrobiologia*, 469, pp. 203–204.
137. Otaguro & Suzuki (2018) 'Status and future of disease protection and grape berry quality alteration by micro-organisms in viticulture', *Letters in Applied Microbiology*, 67(2), pp. 106–112.
138. Padilla et al. (2016) 'Yeast biodiversity from DOQ priorat uninoculated fermentations', *Frontiers in Microbiology*, 7, p. 930.
139. Pagliarini, Laureati & Gaeta (2013) 'Sensory descriptors, hedonic perception and consumer's attitudes to Sangiovese red wine deriving from organically and conventionally grown grapes', *Frontiers in Psychology*, 4.
140. Paoletti et al. (1998) 'Earthworms as useful bioindicators of agroecosystem sustainability in orchards and vineyards with different inputs', *Applied Soil Ecology*, 10(1–2), pp. 137–150.
141. Parker et al. (2013) 'Classification of varieties for their timing of flowering and veraison using a modelling approach: A case study for the grapevine species Vitis vinifera L.', *Agricultural and Forest Meteorology*, 180, pp. 249–264.
142. Peregrina et al. (2012) 'Cover crops and tillage influence soil organic matter and nitrogen availability in a semi-arid vineyard', *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58(SUPPL.), pp. SS95–SS102.
143. Pérez-Álvarez, García-Escudero & Peregrina (2015) 'Soil nutrient availability under Cover Crops: Effects on vines, must, and wine in a Tempranillo Vineyard', *American Journal of Enology and Viticulture*, 66(3), pp. 311–320.
144. Petrucci et al. (2017) 'Microbial Resources and Enological Significance: Opportunities and Benefits', *Frontiers in Microbiology*, 8, p. 995.
145. Peverieri et al. (2009) 'Effects of variety and management practices on mite species diversity in Italian vineyards', *Bulletin of Insectology*, 62(1), pp. 53–60.
146. Pfeiffer, Leskey & Burrack (2012) 'Threatening the Harvest: The Threat from Three Invasive Insects in Late Season Vineyards', in *Arthropod Management in Vineyards: Dordrecht: Springer Netherlands*, pp. 449–474.
147. Pithon et al. (2016) 'Are vineyards important habitats for birds at local or landscape scales?', *Basic and Applied Ecology*, 17(3), pp. 240–251.
148. Poeplau & Don (2015) 'Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200(1), pp. 33–41.
149. Pomarici & Vecchio (2014) 'Millennial generation attitudes to sustainable wine: An exploratory study on Italian consumers', *Journal of Cleaner Production*, 66, pp. 537–545.
150. Pou et al. (2011) 'Cover cropping in Vitis vinifera L. cv. Manto Negro vineyards under Mediterranean conditions: Effects on plant vigour, yield and grape quality', *OENO One*, 45(4), pp. 223–234.
151. Prévost et al. (2014) 'Le terroir, un concept pour l'action dans le développement des territoires', *VertigO*, 14(1).
152. Prida et al. (2006) 'Effect of species and ecological conditions on ellagitannin content in oak wood from an even-aged and mixed stand of Quercus robur L. and Quercus petraea Liebl.', *Annals of Forest Science*, 63(4), pp. 415–424.
153. Prida et al. (2007) 'Variation in wood volatile compounds in a mixed oak stand: strong species and spatial differentiation in whisky-lactone content', *Annals of Forest Science*, 64(3), pp. 313–320.
154. Privitera (2010) *Heritage and wine as tourist attractions in rural areas*, 116th European Association of Agricultural Economists (EAAE) Seminar. European Association of Agricultural Economists.
155. Puig-Montserrat et al. (2017) 'Effects of organic and conventional crop management on vineyard biodiversity', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 243, pp. 19–26.
156. Quiquerez et al. (2008) 'Soil degradation caused by a high-intensity rainfall event: Implications for medium-term soil sustainability in Burgundian vineyards', *Catena*, 73(1), pp. 89–97.
157. Rabolin et al. (2017) 'La richesse de la flore comme levier pour maintenir la biodiversité dans le vignoble?', *BIO Web of Conferences*, 9, p. 01006.
158. Rahman et al. (2009) 'Impact of floor vegetation on the abundance of nematode trophic groups in vineyards', *Applied Soil Ecology*, 42(2), pp. 96–106.
159. Ripoché et al. (2010) 'Design of intercrop management plans to fulfil production and environmental objectives in vineyards', *European Journal of Agronomy*, 32(1), pp. 30–39.
160. Rochard, Porte & Guenser (2009) 'Biodiversité en viticulture : Concept et application ; premiers résultats du projet européen BioDivine', in 37th OIV Congress, Argentina 2014.
161. Rodrigo Comino et al. (2016) 'Soil erosion in sloping vineyards assessed by using botanical indicators and sediment collectors in the Ruwer-Mosel valley', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 233, pp. 158–170.
162. Rodríguez-San Pedro et al. (2019) 'Responses of aerial insectivorous bats to landscape composition and heterogeneity in organic vineyards', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 277, pp. 74–82.
163. Rombaut et al. (2017) 'Invasive Drosophila suzukii facilitates Drosophila melanogaster infestation and sour rot outbreaks in the vineyards', *Royal Society Open Science*, 4(3), p. 170117.
164. Rossouw & Bauer (2016) 'Exploring the phenotypic space of non-Saccharomyces wine yeast biodiversity', *Food Microbiology*, 55, pp. 32–46.

165. Ruiz-Colmenero et al. (2013) 'Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain', *Catena*, 104, pp. 153–160.
166. Rusch et al. (2015) 'Organic farming and host density affect parasitism rates of tortricid moths in vineyards', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 214, pp. 46–53.
167. Rusch et al. (2016) 'Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, pp. 198–204.
168. Salome et al. (2014) 'Relevance of use-invariant soil properties to assess soil quality of vulnerable ecosystems: The case of Mediterranean vineyards', *Ecological Indicators*, 43, pp. 83–93.
169. Salome et al. (2016) 'The soil quality concept as a framework to assess management practices in vulnerable agroecosystems: A case study in Mediterranean vineyards', *Ecological Indicators*, 61(2), pp. 456–465.
170. Sanguankeo & León (2011) 'Weed management practices determine plant and arthropod diversity and seed predation in vineyards', *Weed Research*, 51(4), pp. 404–412.
171. Scandellari et al. (2016) 'A survey of carbon sequestration potential of orchards and vineyards in Italy', *European Journal of Horticultural Science*, 81(2), pp. 106–114.
172. Schäufele & Hamm (2017) 'Consumers' perceptions, preferences and willingness-to-pay for wine with sustainability characteristics: A review', *Journal of Cleaner Production*, 147, pp. 379–394.
173. Schäufele & Hamm (2018) 'Organic wine purchase behaviour in Germany: Exploring the attitude-behaviour-gap with data from a household panel', *Food Quality and Preference*, 63, pp. 1–11.
174. Schmit, Rickard & Taber (2013) 'Consumer valuation of environmentally friendly production practices in wines, considering asymmetric information and sensory effects', *Journal of Agricultural Economics*, 64(2), pp. 483–504.
175. Schmitt et al. (2008) 'The influence of changes in viticulture management on the butterfly (Lepidoptera) diversity in a wine growing region of southwestern Germany', *European Journal of Entomology*, 105(2), pp. 249–255.
176. Schreck et al. (2012) 'Ecological and physiological effects of soil management practices on earthworm communities in French vineyards', *European Journal of Soil Biology*, 52, pp. 8–15.
177. Schulz et al. (2011) 'Factors influencing vegetation cover change in Mediterranean Central Chile (1975–2008)', *Applied Vegetation Science*, 14(4), pp. 571–582.
178. Sellers (2016) 'Would you Pay a Price Premium for a Sustainable Wine? The Voice of the Spanish Consumer', *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 8, pp. 10–16.
179. Sentenac (2011) *La faune auxiliaire des vignobles de France*. Éd. France agricole, Paris.
180. Sierro & Arlettaz (2003) 'L'avifaune du vignoble en Valais central: évaluation de la diversité à l'aide de transects', *Nos Oiseaux*, 50, pp. 89–100.
181. Singleton (1974) 'Some Aspects of the Wooden Container as a Factor in Wine Maturation', *Chemistry of Winemaking*, pp. 254–277.
182. Steel et al. (2017) 'Patterns of bird diversity and habitat use in mixed vineyard-matorral landscapes of Central Chile', *Ecological Indicators*, 73, pp. 345–357.
183. Steensels et al. (2014) 'Improving industrial yeast strains: Exploiting natural and artificial diversity', *FEMS Microbiology Reviews*, 38(5), pp. 947–995.
184. Steenwerth & Belina (2008a) 'Cover crops and cultivation: Impacts on soil N dynamics and microbiological function in a Mediterranean vineyard agroecosystem', *Applied Soil Ecology*, 40(2), pp. 370–380.
185. Steenwerth & Belina (2008b) 'Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem', *Applied Soil Ecology*, 40(2), pp. 359–369.
186. Steenwerth & Belina (2010) 'Vineyard weed management practices influence nitrate leaching and nitrous oxide emissions', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138(1–2), pp. 127–131.
187. Stehle et al. (2011) 'Pesticide Risk Mitigation by Vegetated Treatment Systems: A Meta-Analysis', *Journal of Environment Quality*, 40(4), p. 1068.
188. Sweet & Schreiner (2010) 'Alleyway Cover Crops Have Little Influence on "Pinot noir" Performance', *American Journal of Enology and Viticulture*, 58(3).
189. Tanadini et al. (2012) 'Maintenance of biodiversity in vineyard-dominated landscapes: A case study on larval salamanders', *Animal Conservation*, 15(2), pp. 136–141.
190. Tempère et al. (2018) 'The complexity of wine: clarifying the role of microorganisms', *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(9), pp. 3995–4007.
191. Tesic et al. (2007) 'Influence of vineyard floor management practices on grapevine vegetative growth, yield, and fruit composition', *American Journal of Enology and Viticulture*, 58(1), pp. 1–11.
192. Thiéry et al. (2018) 'Biological protection against grape berry moths. A review', *Agronomy for Sustainable Development*, 38(2).
193. This, Lacombe & Thomas (2006) 'Historical origins and genetic diversity of wine grapes', *Trends in Genetics*, 22(9), pp. 511–519.
194. Thomas et al. (2004) 'Comparative Losses of British Butterflies, Birds, and Plants and the Global Extinction Crisis', *Science*, 303(5665), pp. 1879–1881.
195. Thomson & Hoffmann (2007) 'Effects of ground cover (straw and compost) on the abundance of natural enemies and soil macro invertebrates in vineyards', *Agricultural and Forest Entomology*, 9(3), pp. 173–179.
196. Thomson & Hoffmann (2010) 'Natural enemy responses and pest control: Importance of local vegetation', *Biological Control*, 52(2), pp. 160–166.
197. Thomson & Hoffmann (2013) 'Spatial scale of benefits from adjacent woody vegetation on natural enemies within vineyards', *Biological Control*, 64(1), pp. 57–65.
198. Thorup-Kristensen, Magid & Jensen (2003) 'Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones', *Advances in Agronomy*, 79, pp. 227–302.
199. Tominaga et al. (2000) 'A Powerful Aromatic Volatile Thiol, 2-Furanmethanethiol, Exhibiting Roast Coffee Aroma in Wines Made from Several Vitis vinifera Grape Varieties', *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 48(5), pp. 1799–1802.
200. Tribot, Deter & Mouquet (2018) 'Integrating the aesthetic value of landscapes and biological diversity', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1886), p. 20180971.
201. Tristezza et al. (2013) 'Biodiversity and safety aspects of yeast strains characterized from vineyards and spontaneous fermentations in the Apulia Region, Italy', *Food Microbiology*, 36(2), pp. 335–342.
202. Trivellone et al. (2014) 'Indicators for taxonomic and functional aspects of biodiversity in the vineyard agroecosystem of Southern Switzerland', *Biological Conservation*, 170, pp. 103–109.
203. Tronchoni et al. (2017) 'Early transcriptional response to biotic stress in mixed starter fermentations involving Saccharomyces cerevisiae and Torulaspora delbrueckii', *International Journal of Food Microbiology*, 241, pp. 60–68.
204. Tsiafoulis et al. (2015) 'Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe', *Global Change Biology*, 21(2), pp. 973–985.
205. Tuck et al. (2014) 'Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: A hierarchical meta-analysis', *Journal of Applied Ecology*, 51(3), pp. 746–755.
206. Vecchio (2013) 'Determinants of willingness-to-pay for sustainable wine: Evidence from experimental auctions', *Wine Economics and Policy*, 2(2), pp. 85–92.
207. Vicente-Vicente et al. (2016) 'Soil carbon sequestration rates under Mediterranean woody crops using recommended management practices: A meta-analysis', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 235, pp. 204–214.
208. Viers et al. (2013) 'Vinecology: pairing wine with nature', *Conservation Letters*, 6(5), pp. 287–299.
209. Vigentini et al. (2015) 'The vintage effect overcomes the terroir effect: a three year survey on the wine yeast biodiversity in Franciacorta and Oltrepò Pavese, two northern Italian vine-growing areas', *Microbiology*, 161(2), pp. 362–373.
210. Vitousek (1997) 'Human Domination of Earth's Ecosystems', *Science*, 277(5325), pp. 494–499.
211. Vörösmarty et al. (2010) 'Global threats to human water security and river biodiversity', *Nature*, 467(7315), pp. 555–561.
212. Vrsic (2011) 'Soil erosion and earthworm population responses to soil management systems in steep-slope vineyards', *Plant, Soil and Environment*, 57(6), pp. 258–263.
213. Wheeler, Black & Pickering (2005) 'Vineyard floor management improves wine quality in highly vigorous Vitis vinifera 'Cabernet Sauvignon' in New Zealand', *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*, 33(3), pp. 317–328.
214. Wheeler & Crisp (2010) 'Evaluating a Range of the Benefits and Costs of Organic and Conventional Production in a Clare Valley Vineyard in South Australia', in *AARES conference workshop on The World's Wine Markets by 2030: Terroir, Climate Change, R&D and Globalization*. Adelaide Convention Centre, South Australia, pp. 7–9.
215. Whitener et al. (2015) 'Early fermentation volatile metabolite profile of non-Saccharomyces yeasts in red and white grape must: A targeted approach', *LWT - Food Science and Technology*, 64(1), pp. 412–422.
216. Wilson et al. (2017) 'Landscape diversity and crop vigor outweigh influence of local diversification on biological control of a vineyard pest', *Ecosphere*, 8(4), p. e01736.
217. Winkler & Nicholas (2016) 'More than wine: Cultural ecosystem services in vineyard landscapes in England and California', *Ecological Economics*, 124, pp. 86–98.
218. Winkler, Viers & Nicholas (2017) 'Assessing Ecosystem Services and Multifunctionality for Vineyard Systems', *Frontiers in Environmental Science*, 5.
219. Winter et al. (2018) 'Effects of vegetation management intensity on biodiversity and ecosystem services in vineyards: A meta-analysis', *Journal of Applied Ecology*, pp. 2484–2495.
220. Wolff et al. (2018) 'Minimum tillage of a cover crop lowers net GWP and sequesters soil carbon in a California vineyard', *Soil & Tillage Research*, 175, pp. 244–254.
221. Wolkovich et al. (2018) 'From Pinot to Xinomavro in the world's future wine-growing regions', *Nature Climate Change*, 8(1), pp. 29–37.
222. Zarraonandia et al. (2015) 'The Soil Microbiome Influences Grapevine-Associated Microbiota', *mBio*, 6(2).



CHAPITRE

Biodiversité en territoires forestiers

● 4 ●

Évaluation régionale des connaissances sur les services rendus par la biodiversité au fonctionnement des socio-écosystèmes forestiers

• • • • • Ce chapitre présente un état des lieux des connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes forestiers en Région Nouvelle-Aquitaine. Dans plusieurs départements régionaux, la sylviculture est une activité économique caractéristique, sans être limitée aux forêts de conifères des Landes. Les forêts régionales abritent une grande diversité végétale et animale qui soutient la production de bois et de produits non-ligneux mais aussi des services de régulation primordiaux pour la société dans son ensemble. Ainsi dans ces socio-écosystèmes de production, la biodiversité a des effets positifs directs et indirects sur les biens et produits. La diversité arborée améliore la production de biomasse ligneuse, ainsi que la résistance aux bioagresseurs et aux perturbations abiotiques. D'autres compartiments de la biodiversité contribuent quant à eux au recyclage de la matière organique, au contrôle biologique des agresseurs ainsi qu'au renouvellement des peuplements. Au-delà des services d'approvisionnement, la biodiversité procure des services bénéficiant à la société dans son ensemble, tel que les services de régulation (la séquestration du carbone, la limitation de l'érosion des sols et l'épuration de l'eau et de l'air) et les services socio-culturels notamment à travers la production de ressources autres que sylvicoles. À l'ensemble de ces services sont rattachées des valeurs marchandes et non-marchandes. La production sylvicole et de produits non-ligneux est étroitement liée au marché et constitue une source de revenu significative pour les exploitants régionaux. Les autres services ne reposant pas sur l'exploitation des ressources forestières ont une valeur patrimoniale et récréative bénéficiant non seulement au citoyen du territoire, mais également à la société dans son ensemble. La multifonctionnalité de ce socio-écosystème peut toutefois être source de conflits d'usages et générer de nombreuses pressions sur sa biodiversité. Celle-ci est menacée par l'intensification des pratiques sylvicoles, l'homogénéisation des paysages ainsi que les espèces exotiques envahissantes qui entraînent un déclin de la richesse et de l'abondance des populations de nombreuses espèces hébergées par les forêts régionales.

1 Le socio-écosystème forestier en Région Nouvelle-Aquitaine

2 La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes forestiers en Nouvelle-Aquitaine

3 Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers

3.1 LA BIODIVERSITÉ, SUPPORT DIRECT DE PRODUCTION SYLVICOLE

- 3.1.1. Diversité des espèces d'arbres et production de biomasse ligneuse
- 3.1.2. Diversité des arbres et résistance des peuplements aux bioagresseurs
- 3.1.3. Diversité des arbres et résistance des peuplements aux perturbations abiotiques

3.2. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION SYLVICOLE

- 3.2.1. Biodiversité, qualité des sols et recyclage de la matière organique
- 3.2.2. Diversité des ennemis naturels et contrôle biologique des agresseurs
- 3.2.3. Régénération et renouvellement des peuplements forestiers et de la flore associée

3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION

- 3.3.1. Biodiversité et gaz à effet de serre
- 3.3.2. Biodiversité et limitation de l'érosion des sols
- 3.3.3. Biodiversité et épuration de l'eau et de l'air

3.4. BIODIVERSITÉ FORESTIÈRES ET PROVISION DE RESSOURCES NON LIGNEUSES

- 3.4.1. Biodiversité hébergée par les écosystèmes forestiers
- 3.4.2. Rôle de la biodiversité forestière pour la production de ressources autres que sylvicoles

4 Les valeurs de la biodiversité forestière : du marchand au non-marchand

4.1. PERCEPTIONS ET VALEUR INSTRUMENTALE DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

- 4.1.1. Diversité, production et économie de la filière bois
- 4.1.2. Evaluation économique de la commercialisation des produits forestiers non ligneux

4.2. PERCEPTIONS ET VALEURS CULTURELLES ET PATRIMONIALES DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

- 4.2.1. Perceptions des propriétaires fonciers
- 4.2.2. Valeurs patrimoniales et récréatives pour les usagers et habitants
- 4.2.3. Multifonctionnalité et conflits entre usages de la biodiversité et les valeurs associées

5 État de la biodiversité dans le socio-écosystème forestier

5.1. L'ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ DANS LES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS : CAS DE LA NOUVELLE-AQUITAINE

5.2. INTENSIFICATION DES PRATIQUES SYLVICOLES ET PRESSIONS ÉCOLOGIQUES EXERCÉES PAR LA FILIÈRE « BOIS »

5.3. HOMOGÉNÉISATION DES PAYSAGES FORESTIERS, OCCUPATION ET ARTIFICIALISATION DES SOLS

5.4. INTÉRACTIONS AVEC DES ESPÈCES À RISQUE ÉMERGENT

6 Références régionales

7 Références internationales

Coordination scientifique :
Philippe Deuffic¹ et Hervé Jactel²

Coordination éditoriale :
Théo Rouhette, Cécile Bâcles & Vincent Bretagnolle

1) IRSTEA, Unité ETBX - 33612 Cestas
philippe.deuffic@irstea.fr
2) INRA, UMR BIOGECO, 33612 Cestas
herve.jactel@inra.fr

Rédacteurs :

Luc Barbaro, Xavier Bonnet, Charles-André Bost, Didier Bouchon, Elodie Brahic, Caitriona Carter, Bastien Castagneyrol, Julia Clause, Paul Conchon, Emmanuel Corcket, Philippe Deuffic, Alexis Ducouso, Patrick Duncan, Cyril Eraud, Nicolas Fanin, Brice Giffard, Inge Van Halder, Arndt Hampe, Hervé Jactel, Hervé Lormée, Olivier Lourdaïs, David Pinaud, Frédéric Revers, Arnaud Sergent, Jean-Louis Yengué

1

Le socio-écosystème forestier en Région Nouvelle-Aquitaine

La Région Nouvelle-Aquitaine est une des premières régions forestières d'Europe

Une forêt est un territoire occupant une superficie d'au moins 50 ares avec des arbres capables d'atteindre une hauteur supérieure à cinq mètres à maturité et un couvert arboré de plus de 10% (FAO, 2015b). Les sites momentanément déboisés ou en régénération sont classés comme forêt même si leur couvert est inférieur à 10% au moment de l'inventaire (IGN, 2019). Cette définition distingue les écosystèmes forestiers des autres écosystèmes à strate arborée dominante comme les vergers agricoles ou les aménagements bocagers en plaine agricole.

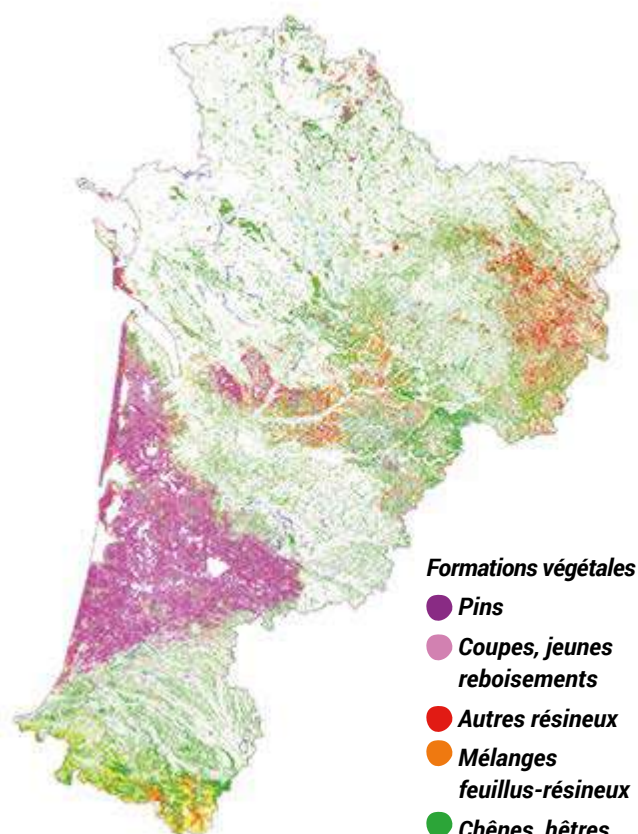
D'après le CRPF (2015), la Région Nouvelle-Aquitaine est l'une des premières régions forestières d'Europe. La surface de la forêt ici est de l'ordre de 2,8 millions d'hectares, soit 17% de la forêt nationale. Les forêts occupent 34% de la surface de la région. Elles se caractérisent par une grande diversité d'essences et de peuplements : les feuillus (Chênes, Châtaignier,...) occupent près de 62% de la surface forestière, soit 1,73 million d'hectares. Les résineux (Pins, Epicéas, Douglas,...) occupent 38% de la surface forestière régionale, soit 1,08 million d'hectares.

Quatre massifs structurent l'identité forestière de la région :

- I) les Landes de Gascogne, la Double et le Landais en Dordogne et le Sud de la Charente, marqués par la présence du pin maritime;
- II) Les plateaux du Haut Limousin constitués de feuillus, de douglas, d'épicéas;
- III) Les massifs feuillus de la Vienne et du Périgord, les coteaux de Chalosse et des Pyrénées-Atlantiques, les zones de faibles altitudes de la Corrèze, Creuse et Haute-Vienne;
- IV) et enfin les peupleraies des plaines alluviales de la Boutonne, la Charente, la Garonne, la Dordogne et l'Adour (Agreste, 2019).

FIGURE
4.1

Carte de la couverture forestière de la Nouvelle-Aquitaine. Le principal massif est le massif landais principalement constitué de pins et de jeunes reboisements. A l'est, le massif du limousin est marqué par des feuillus et d'autres résineux, tandis que les chênes et hêtraies dominent les massifs montagneux (Source, Agreste Nouvelle-Aquitaine 2018)



© IGN BdCarto et BdCarthage

Formations végétales

- Pins
- Coupes, jeunes reboisements
- Autres résineux
- Mélanges feuillus-résineux
- Chênes, hêtres majoritaires
- Châtaigniers
- Autres feuillus
- Lande, friche, pelouse
- Peupleraie

La majorité des écosystèmes forestiers néo-aquitains est détenue par des propriétaires privés qui guident les orientations de gestion sylvicole et la structuration de filières économiques

93% de la surface forestière appartient à des propriétaires privés ce qui représente 21% de la surface de la forêt privée nationale. L'enquête sur la structure de la propriété française (*Maaf-IGN, 2016*) montre que la Nouvelle-Aquitaine compte plus de 250 000 propriétaires forestiers privés de plus d'un hectare et qu'ils gèrent 2,6 millions d'ha. Ce sont à 85% des personnes physiques. Les personnes morales (groupements forestiers, associations, sociétés civiles...) ne représentent que 5% des propriétaires privés mais détiennent de plus grands domaines (en moyenne 41 ha) et leur proportion tend à augmenter depuis une décennie. Plus de 920 000 ha des forêts de Nouvelle-Aquitaine sont couverts par un document de gestion agréé (plan simple de gestion, règlement type de gestion, code de bonnes pratiques sylvicoles), soit plus du tiers des surfaces forestières. Cette proportion, relativement équivalente au niveau national, masque de fortes disparités selon les massifs considérés. Ainsi, dans le massif landais, les propriétés, moins morcelées, sont couvertes pour plus de la moitié

de leur surface par un document de gestion durable. A l'inverse, seules 20% des surfaces forestières de Corrèze, Creuse, Dordogne ou Haute-Vienne, majoritairement feuillues et de taille plus modeste, possèdent un document de gestion agréé.

Quant à la forêt publique, bien que minoritaire, elle couvre une surface non négligeable de 230 000 ha. Elle est surtout présente sur la bande littorale atlantique, pour partie issue de plantations conduites à la fin du XIXe siècle pour contenir l'avancée dunaire. Dans les Pyrénées-Atlantiques, la forêt publique est également présente, de manière plus prégnante en montagne (75% de forêts publiques) que sur le piémont (25%). Sur certains terrains difficiles, on peut noter la présence de boisements domaniaux réalisés dans le cadre des travaux de restauration des terrains en montagne datant de la fin du XIXe siècle pour réduire les risques d'érosion torrentielle ou nivale.



©Philippe Deuffic

Des essences variées mais concentrées par massif

Hors peupleraies, le volume sur pieds de la forêt de production régionale atteint plus de 395 millions de m³ constitué à 38% de résineux et 62% de feuillus (*Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2019*). Les chênes indigènes et le pin maritime sont les essences les plus présentes dans la région (*Figure 4.2*).

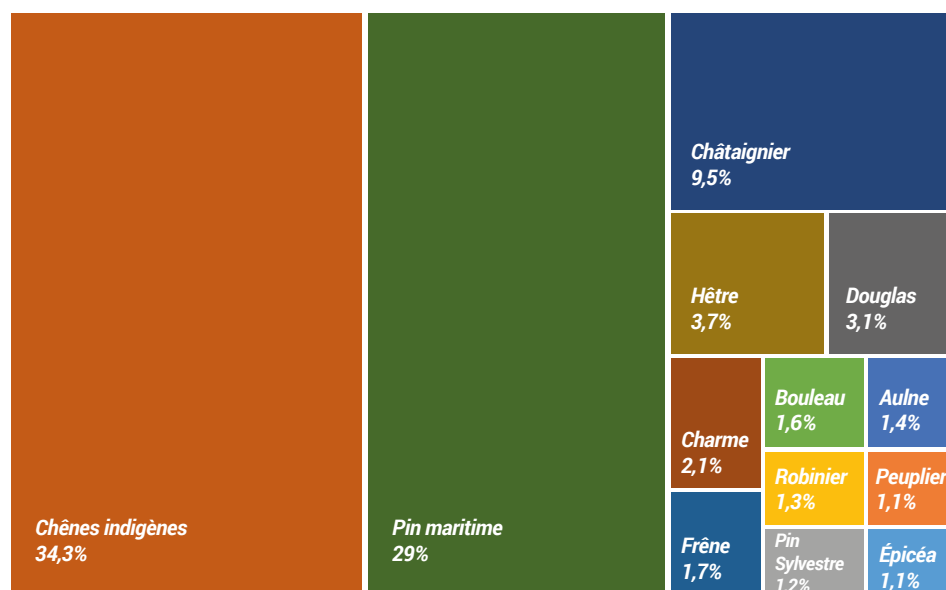
Première essence présente dans la région, les chênes couvrent 34% de la surface forestière et comptent pour 35% du volume sur pied. On retrouve les diverses espèces – chêne pédonculé, sessile, pubescent, tauzin, vert, et rouge – pratiquement partout, des forêts dunaires de Charente-Maritime aux contreforts des Pyrénées ainsi qu'en Dordogne et ex-Limousin. Le pin maritime est surtout présent dans le triangle landais même si sa présence tend à gagner les Charentes et la Dordogne. Essence autochtone et très productive, il est très bien adapté aux sols sableux du massif landais. Pilier de l'économie forestière aquitaine, il représente, à lui seul 23% du volume sur pieds et près de 90% de la récolte nationale pour cette essence. Il place la

Nouvelle-Aquitaine en tête des régions françaises pour la récolte des résineux.

Certains chênes permettent la production de bois d'œuvre (chêne sessile, chêne pédonculé, chêne rouge). Pour d'autres (chêne tauzin, chêne pubescent...) la principale production reste le bois de chauffage. Les chênes représentent 927 000 hectares et 116 millions de m³ sur pied (*IGN 2010 à 2014*). Le châtaignier est la troisième essence la plus présente avec 9% de la surface et 10% des volumes exploités. Souvent issus d'anciens vergers à fruits, les taillis de châtaigniers sont emblématiques de la forêt privée «paysanne» du Périgord-Limousin. Caractéristiques des forêts des plateaux limousins, les épicéas, et plus encore le douglas, couvrent 4% de la superficie forestière et 8% des volumes de bois. Ils contribuent à 13% de la récolte française de conifères rouges (douglas principalement). La récolte de ces résineux est localisée pour neuf dixièmes dans les départements de Haute-Vienne, Creuse et Corrèze.

FIGURE
4.2

Pourcentage de la surface forestière régionale pour les principales essences produites. Les chênes indigènes regroupent le chêne pédonculé, pubescent, tauzin et rouvre (d'après IFN, non publié).



Une production soutenue et majoritairement résineuse

En 2015, **9,9 millions de m³** de bois ont été récoltés dans la région, soit 26,9% de la récolte nationale. Le bois d'œuvre représente 50% de la récolte, le bois de trituration et le bois-énergie respectivement 39% et 11%. Les résineux représentent 86% de la récolte de bois d'œuvre (principalement du pin maritime) et 76% de celle des bois de trituration. En 2014, les scieries de la région ont transformé 2 millions de m³, soit 25% de la production nationale et les sciages résineux représentent 90% du volume produit. Avec 447 millions d'euros de chiffre d'affaires, la Région Nouvelle-Aquitaine participe au quart de la valeur nationale du secteur « sylviculture, abattage, bûcheronnage, débardage ». L'industrie du papier et du carton regroupe quelque 10 000 salariés répartis dans près de 220 établissements. Le secteur de la construction (menuiserie, charpente) et le commerce du bois assurent chacun 20% (soit 1,9 milliard d'euros) du chiffre d'affaires de la filière. Le secteur de la fabrication des meubles emploie quant à lui, près

de 4 800 salariés au sein d'environ 1 800 établissements, générant 546 millions d'euros de chiffre d'affaires (**CRPF Aquitaine, 2015**). La filière biomasse forestière représente un volume important. La première utilisation est le bois de chauffage, le plus souvent en autoconsommation. 80% des propriétaires de plus de 4 ha sont concernés. La deuxième utilisation est la production de plaquettes pour alimenter 8 chaudières couplées à une cogénération électrique qui consomment 60% de volume et 750 chaudières collectives ou industrielles. Le chiffre d'affaires des entreprises de la filière forêt-bois avoisine 10 milliards d'euros, ce qui la situe au deuxième rang des régions françaises. De l'amont (sylviculture et exploitation) à l'aval (produits finis, commerce), la filière forêt-bois joue donc un rôle essentiel pour l'économie et l'emploi local : en Nouvelle-Aquitaine, 28 300 établissements emploient 56 300 salariés, soit plus que l'aéronautique.

Le socio-écosystème forestier néo-aquitain, un espace de production sylvicole privé, partagé et ouvert aux usages multiples fournis par la biodiversité

Il existe une longue tradition de pratiques récréatives et de loisirs dans les forêts de Nouvelle-Aquitaine. 77% des néo-aquitains déclaraient s'y être rendus durant leur temps libre. En termes d'attractivité, la forêt arrive en troisième position, derrière la campagne, la mer et les plans d'eau (plus de 80% chacun). La promenade est citée par 96% des néo-aquitains comme étant leur principale raison d'aller en forêt, activité qui met donc la biodiversité au centre des intérêts trouvés par les usagers à la pratique récréative en forêt. Ces résultats coïncident avec les données nationales (**Dobré et al., 2005**) à l'exception du sport qui semble être sous-représenté en Nouvelle-Aquitaine. Il est intéressant de noter que les activités « traditionnelles » (ramassage du bois, pêche et chasse) n'ont pas nécessairement plus de poids ici qu'ailleurs, puisqu'elles sont citées par un quart

environ des individus seulement. Enfin, les loisirs motorisés concernent moins de 10% des visiteurs. Pour autant, ce sont parmi ceux qui génèrent le plus d'oppositions et de conflits d'usages. Parmi les produits forestiers non ligneux en Nouvelle-Aquitaine, la cueillette de champignons est une activité particulièrement importante et ancrée dans les territoires forestiers. La ressource nectarifère et pollinifère offerte par les milieux forestiers en Nouvelle-Aquitaine, permet aussi l'implantation de ruchers par les apiculteurs pour la production de différents miels (acacia, bourdaine, ronce, châtaignier, tilleul, bruyère cendrée, callune, polyfloral, miellat) (**Figure 4.3**).

FIGURE 4.3

Biodiversité des forêts verticale et horizontale associée à de multiples usages. La présence d'une végétation arbustive en sous-bois (ajonc, bruyère, bourdaine) et d'une strate arborée diversifiée (chêne, châtaignier, pin maritime) constitue un écosystème favorable à la pratique de l'apiculture mais aussi de la chasse ou de la cueillette de produits non ligneux.



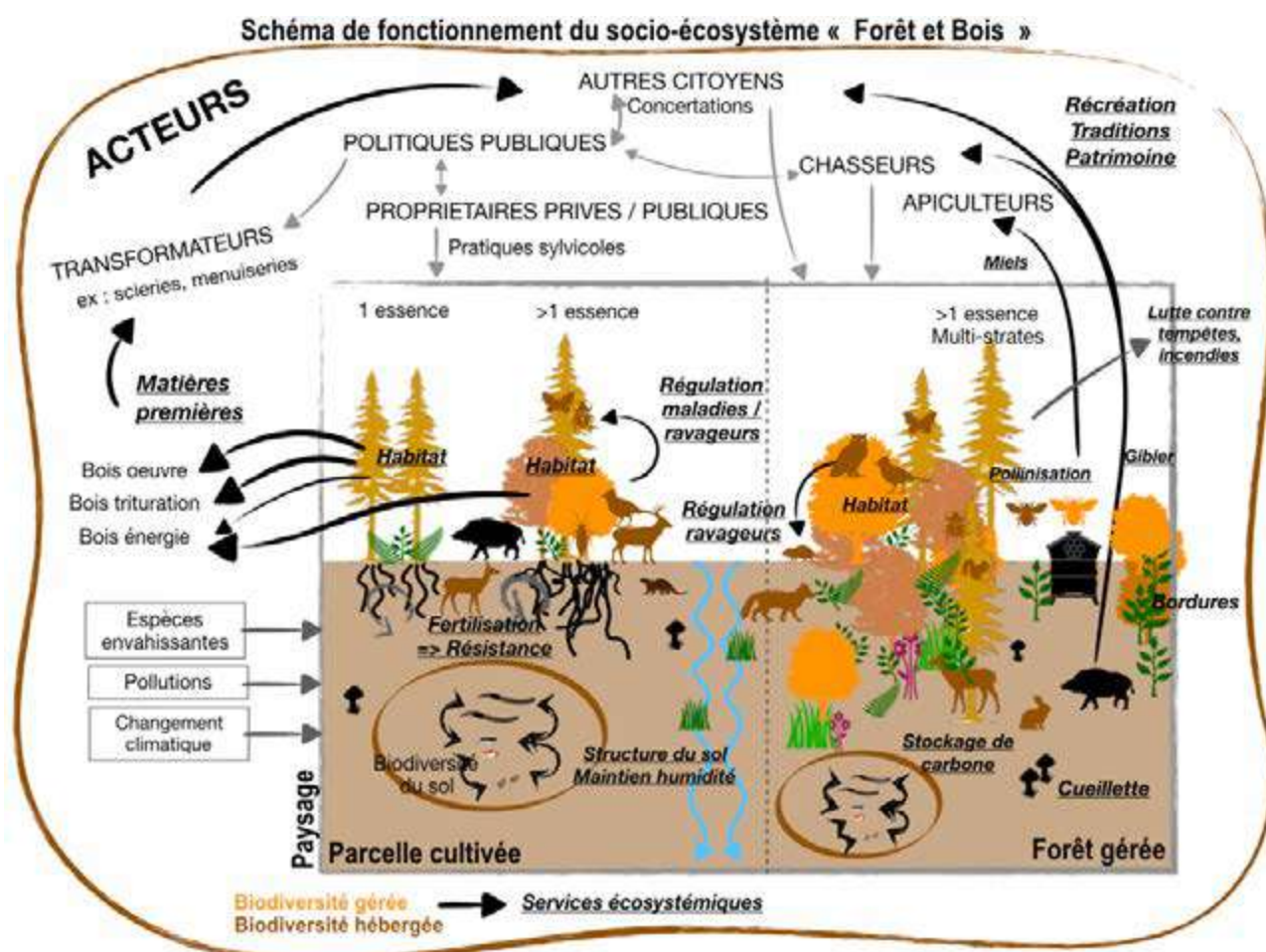
Des pressions et des défis

Si la superficie de forêt a particulièrement augmenté au cours du XXe siècle notamment dû à des politiques de reboisement très volontaristes, en particulier dans les Landes ou sur les plateaux de l'ex-Limousin, cela s'est parfois fait au détriment d'autres espaces naturels riches en biodiversité (lagunes, tourbières, cordon littoral, estives, forêts anciennes, etc...). De plus, ces boisements souvent monospécifiques sont gérés selon des itinéraires de plus en plus courts, où se succèdent une phase de plantation à forte densité, d'éclaircie plus ou moins forte puis de coupe

rase. Ces cycles de production, très productifs mais éloignés des cycles naturels, impactent fortement les niveaux de biodiversité. Qu'il s'inscrive dans une logique de filière, de secteur ou de territoire, l'enjeu du socio-écosystème forestier est donc de concilier les différents usages en lien avec la préservation de la biodiversité dont ils dépendent. Un enjeu qui justifie la démarche de synthèse des connaissances scientifiques sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement du socio-écosystème forestier dans laquelle s'inscrit **Ecobiose**.

FIGURE 4.4

Représentation schématique simplifiée d'un socio-écosystème forestier en Nouvelle-Aquitaine où la biodiversité et la société sont en interaction à la fois à travers le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement de l'écosystème et de la provision de services écosystémiques. Les acteurs du territoire influencent en retour ce fonctionnement par l'exploitation des ressources forestières et les activités socio-culturelles auxquelles ils participent.



2

La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes forestiers en Nouvelle-Aquitaine

La synthèse bibliographique réalisée résumant les connaissances scientifiques régionales sur les relations biodiversité, fonctionnement et fourniture de services écosystémiques en socio-écosystème forestier nous a amené à retenir **167 références bibliographiques** (Figure 4.5) parmi lesquelles figurent des recherches empiriques et expérimentales, notamment réalisées dans le cadre d'infrastructures de recherche régionales dédiées (Encadré 1).

359 RÉFÉRENCES AU TOTAL, DONT :



167 références « régionales »



192 références « internationales »

FIGURE 4.5

Répartition des références régionales par sous-section du chapitre



ENCADRÉ 1**Des infrastructures dédiées aux recherches sur la biodiversité et ses fonctions dans les écosystèmes forestiers de Nouvelle-Aquitaine****Dispositif expérimental ORPHEE (INRA UMR BIOGECO)**

Le dispositif expérimental ORPHEE est dédié à l'analyse des effets de la diversité spécifique et fonctionnelle des espèces d'arbres sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers, en particulier leur productivité, leur résistance aux aléas biotiques et abiotiques et leur résilience aux effets du changement global. Sur une surface de 12ha, un total de 25 600 arbres de cinq essences locales (bouleau, *Betula pendula* ; chêne pédonculé, *Quercus robur* ; chêne des Pyrénées, *Q. pyrenaica* ; chêne vert, *Q. ilex* et pin maritime, *Pinus pinaster*) ont été plantés en 2008. L'expérience est composée de huit blocs, avec 32 parcelles dans chaque bloc correspondant aux 31 combinaisons possibles de 1 à 5 espèces, avec une réplication supplémentaire de la combinaison des cinq espèces. Chaque parcelle contient 10 rangées de 10 arbres plantés à 2 m d'intervalle, soit 100 arbres par parcelle, d'une superficie de 400 m². Les essences d'arbres sont plantées selon un schéma systématique alterné, de sorte que chaque arbre d'une essence donnée est entouré d'au moins un arbre de toutes les autres essences présentes dans une composition donnée. Le site est équipé de capteurs permettant de monitorer le microclimat et la physiologie des arbres, notamment le prélèvement d'eau (via les flux de sève) et l'interception de la lumière. Quatre des huit blocs sont irrigués de mai à octobre de sorte de compenser le déficit hydrique, alors que les quatre autres blocs subissent les sécheresses estivales. C'est le seul dispositif au monde à croiser un gradient de diversité d'arbres avec un niveau de stress hydrique, permettant de tester le rôle fonctionnel de la biodiversité forestière dans l'adaptation au changement climatique.

FIGURE 3.4*Vue aérienne du dispositif Orphée 2018*

Crédits ORPHEE

SUITE ENCADRÉ 1

Dispositif expérimental CommuniTree (INRA UMR BIOGECO)

Le dispositif expérimental CommuniTree est dédié à l'analyse des effets de la diversité génétique des arbres sur le fonctionnement à long terme des forêts de chêne. Ce jardin commun se compose de six blocs randomisés contenant 15 parcelles de 12 plants, correspondant à l'une des 15 combinaisons possibles de une à quatre familles de chêne pédonculé (*Quercus robur*) : quatre monocultures familiales, six mélanges de deux familles, quatre mélanges de trois familles, et un mélange des quatre familles. Les plants des quatre familles ont été plantés selon un motif régulier alterné de sorte que chaque arbre d'une famille donnée est entouré d'au moins un arbre de toutes les autres familles présentes dans une composition donnée. La productivité (tiges et racines) ainsi que la résistance aux herbivores sont régulièrement mesurés. Les dispositifs ORPHEE et CommuniTree appartiennent au réseau international Tree Diversity Network (TreeDivNet) qui est, avec 26 sites et plus d'un million d'arbres plantés, le plus grand réseau mondial d'expérimentations sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (*Paquette et al., 2018*).

SOERE F-ORE-T (GIP ECOFOR)

L'Observatoire de recherche et d'expérimentation en environnement F-ore-t a été créé en 2002 sous l'égide du Groupement d'intérêt public (GIP) Ecofor et labellisé Soere (Systèmes d'observation et d'expérimentation au long terme pour la recherche en environnement) en 2010. Sa mission est de comprendre le fonctionnement des écosystèmes forestiers en analysant les stocks et flux de carbone, d'eau, d'éléments minéraux et les processus biogéochimiques, biologiques, écologiques, physiologiques et démographiques (régénération, croissance, mortalité). Il s'agit aussi d'évaluer la réponse de ces écosystèmes forestiers à des modifications lentes ou rapides, naturelles ou anthropiques (climat, sylviculture, changement d'usage des terres). Ce réseau vise d'abord à structurer l'effort de recherche sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers dans leur complexité et dans le contexte des changements globaux. Il vise ensuite, avec la volonté des pouvoirs publics et des gestionnaires forestiers, à répondre à ces défis planétaires et à assurer la gestion durable d'écosystèmes et de leurs fonctions environnementales. F-ORE-T rassemble 15 sites fortement instrumentés - sites ateliers dont **ECOSYLVE-XYLOSYLVE** et deux réseaux : **RENECOFOR** en France métropolitaine. En ex-Aquitaine, ce réseau compte un site en forêt landaise composé de trois parcelles instrumentées pour évaluer le fonctionnement hydrique de l'arbre au couvert, les flux de carbone, l'effet des pratiques de gestion sylvicole. Il constitue, à ce titre le réseau français de référence dans le domaine de l'analyse des cycles du carbone, de l'eau et des éléments minéraux en forêt. Le partenariat regroupe l'INRA, le Cirad, le CNRS, l'ONF et l'Andra. Plus de 50 unités de recherche participent aux travaux scientifiques entrepris sur le dispositif (dont 15 unités universitaires), 8 appartenant à divers organismes de recherche français et 17 étrangères (dont 10 européennes).

Réseau national RENECOFOR

Créé en 1992, le Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (RENECOFOR) est un réseau de 102 placettes permanentes réparties sur tout le territoire de la France métropolitaine. Il constitue la partie française d'un ensemble de sites permanents de suivi des écosystèmes forestiers installés dans 34 pays européens. Ce réseau a pour mission de détecter d'éventuels changements à long terme dans le fonctionnement d'une grande variété d'écosystèmes forestiers et de mieux comprendre les raisons de ces changements. Les scientifiques y mesurent la réaction des écosystèmes forestiers aux évolutions du climat, le cycle des éléments nutritifs en forêt, notamment en relation avec les dépôts atmosphériques, et l'évolution de la biodiversité. En Nouvelle-Aquitaine, ce dispositif comporte plusieurs sites d'observation dont 3 situés dans des forêts de pin maritime dans les Landes (Vielle-Saint-Girons et Losse) et en Charente-Maritime, dans les forêts de chêne pédonculé (Landes) et de chêne sessile du Poitou-Charentes, dans les hêtraies (forêt d'Ance dans les Pyrénées-Atlantiques) ainsi que dans les forêts de douglas et d'épicéa de l'ex-Limousin.

Plateforme ECOSYLVE-XYLOSYLVE (INRA UE Unité expérimentale forêt)

ECOSYLVE-XYLOSYLVE, situé sur le domaine de l'INRA à Cestas, vise à mettre à disposition des communautés scientifiques, professionnelles et de la formation un laboratoire d'écologie terrestre in situ composé d'un ensemble de parcelles instrumentées pour un suivi à long terme de la biophysique et de la bio-géochimie de ces systèmes. Le suivi est conduit suivant une gamme d'itinéraires sylvicoles innovants et optimisant les fonctions biologiques des écosystèmes pour la production de biomasse (fixateurs naturels d'azote, apports de phosphates naturels, labour

réduit, efficacité de l'eau, efficacité du rayonnement absorbé, mélange d'espèces). Il a pour but d'accompagner une adaptation dynamique de la filière forêt-bois face aux nouveaux enjeux liés au changement climatique, à l'évolution rapide des biotopes et aux exigences de production et de respect de l'environnement.

Ce projet constitue un véritable laboratoire d'écologie fonctionnelle terrestre à ciel ouvert basé sur des mesures et observations biophysiques et biogéochimiques à long terme portant sur des écosystèmes forestiers à croissance rapide. En se référant à la fois aux résultats scientifiques les plus récents, et aux perspectives de développement de la forêt en ex-Aquitaine, ECOSYLVE-XYLOSYLVE permettra d'évaluer les performances sylvicoles et environnementales de différentes options sylvicoles innovantes : mélanges d'espèces, plantes fixatrices, recyclage de rémanents forestiers, etc.

Site Atelier de la vallée du Ciron

(INRA -Université de Bordeaux UMR BIOGECO et UMR ISPA)

En partenariat avec le Syndicat Mixte d'Aménagement du Bassin Versant du Ciron, gestionnaire du site, l'UMR INRA Université de Bordeaux BIOGECO a initié un programme combinant recherche en sciences écologiques et sociales et action de restauration de la continuité écologique de la rivière. Ce programme est soutenu par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, la Région Nouvelle-Aquitaine, l'Agence Nationale de la Recherche et le Laboratoire d'Excellence (Labex) COTE; en collaboration avec l'UR ETBX de l'IRSTEA (site de Bordeaux), le Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique et le Centre Régional de la Propriété Forestière. Le bassin versant du Ciron présente une biodiversité exceptionnelle au niveau régional, français et européen, notamment une hêtraie riparienne ancienne, qui a justifié son classement en site Natura 2000 sur 3 400 ha intégrant le Ciron, ses berges et ses principaux affluents qui irriguent les terroirs de Graves et de Sauternes. Les enjeux de préservation de la biodiversité concernent les écosystèmes, les espèces et les ressources génétiques. Gestionnaires, scientifiques, propriétaires et exploitants co-construisent des projets de recherche-action autour des usages et de la préservation de la biodiversité du site. Suite à un premier travail qui a permis de mieux caractériser l'étendue et l'âge de la hêtraie, évalué à plus de 40 000 ans (*de Lafontaine et al., 2014*) de nouveaux travaux étudient son fonctionnement écologique notamment pour comprendre son rôle sur le microclimat et caractériser la dynamique d'invasion du robinier.

Réserve Biologique Intégrale de la Sylve d'Argenson

(ONF – CNRS/Univ La Rochelle UMR CEBC – ONCFS – CNRS/Univ. Lyon UMR 5558)

Créée en 2006, la RBI de la Sylve d'Argenson s'étend sur 2 579 ha de la partie sud de la Forêt domaniale de Chizé (5 000 ha). Elle est, en France, la plus grande réserve intégrale de feuillus en plaine et parmi les 3 grandes RBI. Cette partie de la forêt correspond à l'emplacement d'un ancien camp de l'OTAN, fermé par une clôture en 1953, puis classé en Réserve nationale de chasse et de faune sauvage. Suite à la création de la RNCFS, le site est devenu un important pôle scientifique en écologie (présence de l'ONCFS et du CNRS) où de nombreux programmes d'études sont en cours, principalement sur la faune. En effet, la coexistence d'une réserve biologique intégrale et d'une forêt gérée au sein du même massif permet de réaliser des études comparant sur le long terme (parfois depuis plus de 30 ans) les effets de la gestion sur les populations animales et végétales. Des suivis sont notamment effectués sur la dynamique des populations des ongulés (chevreuil et sanglier, CNRS & ONCFS), les rapaces (Chouette hulotte, depuis 2009, CNRS), les reptiles (depuis 1992, CNRS), les passereaux (depuis 2005, CNRS & ONCFS), les colombidés et les chiroptères (CNRS, ONCFS). Ces suivis incluent également les paramètres démographiques grâce à des méthodes de capture/marquage/recapture (sur les pigeons, tourterelles, geai des chênes depuis 2011, ONCFS). Le hêtre se trouvant en limite d'aire naturelle du fait de la relative aridité du climat, la RBI de la Sylve d'Argenson est aussi un site privilégié pour l'étude de l'évolution de la hêtraie face aux changements climatiques globaux. Enfin, le massif forestier a connu des épisodes venteux exceptionnels : le 27 décembre 1999, la tempête Martin, avec des vents atteignant 156 km/h, a détruit la majeure partie des hêtraies âgées de plus de 40 ans, et fortement troué les plus vieilles chênaies. Ce site est donc privilégié pour étudier sur le long terme l'impact des variations environnementales (gestion anthropique et climat) sur la biodiversité. La forêt de Chizé est inventoriée en ZNIEFF de type II et se trouve incluse dans le site Natura 2000 «Massif forestier de Chizé-Aulnay», qui s'étend sur 17 315 ha.

3

Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers

Les rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers sont multiples. Tout d'abord, une fonction majeure et évidente de ces écosystèmes est la production de biomasse ligneuse pour la fourniture de services d'approvisionnement, comme le bois pour l'ameublement, le transport (palettes, caissage), la fabrication de pâte à papier, le bois-énergie et la chimie verte. La biodiversité peut agir sur cette fonction de production, soit directement par la diversité des espèces de production, soit indirectement par son rôle dans les fonctions intermédiaires (on parle aussi de fonctions de support, comme la productivité primaire) qui assurent l'intégrité et le fonctionnement de l'écosystème. La biodiversité et les fonctions intermédiaires qu'elle favorise, peuvent améliorer la production via le maintien de la fertilité du sol, ou bien la régulation des perturbations biotiques (ravageurs, maladies) ou abiotiques (incendies, tempêtes) qui affectent le rendement ou la qualité des produits sylvicoles. **L'ensemble des services considérés ici sont donc des services rendus directement aux bénéficiaires de la production de bois, propriétaires ou gestionnaires forestiers.**

Si la production de bois et de produits dérivés sont des activités structurantes du socio-écosystème forestier en Nouvelle-Aquitaine, de nombreuses autres activités, en particulier récréatives comme la chasse, la cueillette de champignons et de plantes, ou la randonnée, sont également influencées par la biodiversité forestière. Les produits forestiers non ligneux représentent un service d'approvisionnement important à l'échelle globale. On les regroupe en trois catégories : les produits alimentaires (gibier, champignons, plantes sauvages comestibles, miel, fruits, plantes aromatiques, etc.), les produits ornementaux (fleurs, mousse, liège, semences et plants forestiers, etc.) et les produits pharmaceutiques et biochimiques (drogues, anesthésiques, des purgatifs, lotions, tanins, etc...). Les écosystèmes forestiers participent, par ailleurs, à la régulation des cycles biogéochimiques comme la séquestration du carbone ou l'épuration de l'eau et de l'air. **Ces catégories de services qui dépassent la dimension de production sylvicole des forêts sont des services rendus à la société dans son ensemble.**

Ci-après, nous présentons un état des lieux des connaissances scientifiques régionales sur le rôle des différentes composantes de la biodiversité sur la fourniture de services d'approvisionnement à valeur marchande (production sylvicole ou secondaires), de régulation, et enfin de services socio-culturels des forêts de Nouvelle-Aquitaine.

3.1. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT DIRECT DE PRODUCTION SYLVICOLE

3.1.1 Diversité des espèces d'arbres et production de biomasse ligneuse



Dans les écosystèmes forestiers, la production de biomasse ligneuse augmente avec le nombre et la diversité des espèces d'arbres présents, relation positive confirmée par les données d'inventaire forestier (Paquette & Messier, 2011; Liang et al., 2016), des comparaisons empiriques entre forêts pures et mélangées dans les forêts tempérées d'Europe (Jucker et al., 2016) et enfin des méta-analyses (Vilà et al., 2013; Zhang et al., 2016; Jactel et al., 2018). Ces études convergent vers une estimation d'un gain d'environ 15% de la biomasse produite en peuplements mélangés de deux ou trois espèces par rapport à la production attendue si on additionnait la production des monocultures correspondantes (overyielding), ou de 2 à 3% de productivité pour une augmentation de 10% en richesse spécifique d'arbres (Liang et al., 2016). Aussi, en moyenne, les forêts mélangées ne sont pas moins productives que la monoculture de l'essence la plus productive du mélange (transgressive overyielding; Jactel et al., 2018). Par ailleurs, des études empiriques (Jucker et al., 2014) ou de modélisation (Morin et al., 2014) montrent que la variabilité temporelle de la production de biomasse

diminue (donc la stabilité augmente) avec la diversité des essences forestières. La stabilité dépend cependant du contexte climatique (Ratcliffe et al., 2017) car l'effet positif de la diversité spécifique des arbres sur la production de biomasse augmente avec les précipitations (Jactel et al., 2018). Ainsi, la levée de la contrainte hydrique permet sans doute une meilleure complémentarité dans l'utilisation de la ressource lumineuse en forêts mixtes. La production de biomasse des forêts associant le chêne pédonculé (*Quercus robur*) avec une autre espèce augmente avec l'écart de tolérance à l'ombre entre *Q. robur* et son espèce compagne (Toigo et al., 2017). Peu d'études ont par contre examiné la relation entre diversité génétique (intraspécifique) présente dans un écosystème forestier et sa productivité, même si leurs résultats convergent vers une absence d'effet, qu'il s'agisse de peuplements monoclonaux vs. polyclonaux de peupliers (DeBell & Harrington, 1993), de peuplements issus de semis versus de plants monoclonaux d'eucalyptus (Boyden et al., 2008), ou des associations d'une à quatre familles de plein frères en milieu subtropical (Zeng et al., 2017).



En Région Nouvelle-Aquitaine, plusieurs études confirment une relation positive entre le nombre et la composition des espèces d'arbres et la productivité des forêts. En Landes de Gascogne, dans le cadre du dispositif expérimental ORPHEE (voir encadré 1), des parcelles pures de chêne pédonculé (*Q. robur*), chêne tauzin (*Q. pyrenaica*), chêne liège (*Q. ilex*), bouleau (*Betula pendula*) et de pin maritime (*Pinus pinaster*), sont comparées à des parcelles combinant de deux à cinq de ces espèces. Un effet modéré mais positif de la diversité spécifique a été trouvé sur la croissance en hauteur des jeunes arbres (Haase et al., 2015). Dans cette même expérimentation, le mélange associant le pin maritime et le bouleau se révèle plus productif (en biomasse terrière) que la moyenne de leurs monocultures respectives (overyielding positif) (Jactel et al., 2018). Par ailleurs, l'addition de bouleaux en interlignes avec du pin maritime planté à 1 250t/ha (densité classique dans la forêt des Landes) ne diminue pas significativement la productivité du peuplement (pas de transgressive overyielding négatif) alors qu'elle permet une réduction des attaques

de processionnaire du pin, de pyrale du tronc et une meilleure décomposition de la litière (voir section 3.1.2; Jactel et al., 2018). Une seconde expérience en jardin commun réalisée in situ en Landes de Gascogne dans le cadre du dispositif expérimental CommuniTree (voir encadré 1), et comparant la croissance juvénile de chêne pédonculé en fonction de la diversité génétique des placettes (de 1 à 4 familles de demi-frères en mélange), confirme l'absence d'effet de la diversité génétique sur la production de biomasse, bien que des différences de croissance existent entre génotypes (Castagnérol et al., 2012).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les données obtenues en Région Nouvelle-Aquitaine confirment les résultats établis internationalement : la productivité est positivement corrélée à la diversité spécifique du peuplement (nombre d'espèces d'arbres). S'il existe des différences avérées de croissance ou de qualité du bois entre génotypes individuels au sein d'une espèce, aucun effet de la diversité génétique des arbres n'a par contre été mis en évidence sur la productivité du peuplement forestier. Cependant, il n'existe pas d'étude régionale en forêt mature, ni plus généralement pour les écosystèmes forestiers de l'ex-Limousin, du Périgord ou des Pyrénées.

[Présomption] : Landes de Gascogne **[Etudes empiriques]** (< 5 études); **[Expérimentations]**

3.1.2 Diversité des arbres et résistance des peuplements aux bioagresseurs



L'augmentation de la biomasse ligneuse due à la diversité des essences (section 3.1.1) peut provenir d'un phénomène de complémentarité de niche (Forrester & Bauhus, 2016) ou d'une meilleure résilience du système écologique aux perturbations, qu'elles proviennent de pathogènes, de bioagresseurs, ou de perturbations climatiques. Dans un contexte où le changement global augmente le niveau de risque sanitaire en forêt (par ex. invasions biologiques d'insectes et de pathogènes), il est prédit une résistance accrue des forêts mélangées par rapport aux monocultures forestières. Effectivement, les essences forestières gérées en peuplements mélangés sont en moyenne moins attaquées par les insectes ravageurs que lorsqu'elles sont gérées en peuplements purs (Jactel & Brockerhoff, 2007; Castagneyrol et al., 2014; Jactel et al., 2017). De même, le niveau de défoliation par les insectes herbivores diminue quand augmente la richesse spécifique en arbres dans les forêts feuillues matures d'Europe (diminution estimée à 30%; Guyot et al., 2016). C'est la « résistance par association » (Barbosa et al., 2009) : une plante entourée de plantes voisines d'espèces différentes est moins exposée aux attaques d'herbivores que celle entourée par ses congénères. Son intensité dans les forêts mélangées augmente avec I) le contraste fonctionnel ou la distance phylogénétique entre les essences associées (typiquement plus forte dans les mélanges feuillus-conifères que dans les mélanges feuillus-feuillus ou conifères-conifères) et II) avec le degré de spécialisation trophique des insectes herbivores (typiquement plus

forte vis-à-vis des insectes spécialistes que généralistes : Jactel & Brockerhoff, 2007; Castagneyrol et al., 2014). Ce phénomène de résistance par association est également observé pour les attaques d'insectes ravageurs exotiques (Jactel et al., 2006; Guyot et al., 2015; Fernandez-Conradi et al., 2018b), d'agents pathogènes ou de mammifères (Stutz et al., 2015; Jactel et al., 2017). Ainsi pour les pathogènes fongiques comme les Armillaires (*Armillaria ostoyae*) et fomès (*Heterobasidion annosum*), on observe une diminution du risque pour les conifères sensibles en mélange avec des feuillus (Jactel et al., 2017), ou pour l'oïdium du chêne quand il est entouré d'arbres d'espèces non hôtes (Hantsch et al., 2013). La réduction des infections en forêt mélangée s'expliquerait surtout par une diminution de la probabilité d'infection, via la dilution de l'essence hôte au milieu d'essences non-hôtes constituant des barrières à la dissémination des spores ou des rhizomorphes. Les attaques de micromammifères peuvent être également réduites en peuplements mélangés mais l'essence cible semble plus consommée par les herbivores de plus grande taille, comme les cerfs. Les dégâts d'abroustissement sont réduits en peuplement mélangé quand les jeunes plants de l'essence cible sont entourés par des plantes piquantes ou anti-appétantes (Jactel et al., 2017).



En Nouvelle-Aquitaine, plusieurs études confirment une résistance aux bioagresseurs par association dans les écosystèmes forestiers. *Guyot et al. (2019)* ont quantifié le niveau de défoliation par les insectes herbivores : il diminue quand la richesse spécifique en arbres augmente dans les forêts de chênes du Sud-Ouest de la France (Figure 4.6).

Des études expérimentales menées in situ en Landes de Gascogne (dispositif ORPHEE) confirment les patrons de résistance accrue en forêts mélangées (*Castagneyrol et al., 2017*). Les chênes peuvent être moins attaqués par leurs insectes défoliateurs et les mineuses quand ils sont en mélange avec du pin maritime ou du bouleau (*Castagneyrol et al., 2013; Castagneyrol et al., 2019*). La présence d'espèces autres que le pin maritime limite la colonisation par la processionnaire du pin (*T. pityocampa*) (Figure 4.7; *Dulaurent et al., 2012; Castagneyrol et al., 2014c*) et la présence de bouleau dans les mélanges en réduit les attaques de façon significative et sur le long terme (recul de 7 ans) sur le pin maritime (*Castagneyrol et al., 2014c; Damien et al., 2016; Castagneyrol et al., 2019*).

Le bouleau agit comme barrière aux attaques de la processionnaire sur le pin maritime, en assurant un masquage visuel et en diffusant des odeurs répulsives (*Jactel et al., 2011*). Des résultats analogues ont été obtenus avec la pyrale du tronc (*Dioryctria sylvestrella*) dont les attaques diminuent sur pin maritime entouré de bouleaux (*Jactel et al., 2018*) ; ainsi que pour le gui (*V. album*) sur les peuplements de pins sylvestres (Figure 4.8). Cependant, les conditions climatiques interagissent avec ces effets : ainsi, pour le bouleau, une augmentation des dégâts d'insecte est mesurée dans les mélanges associant le bouleau au pin maritime ou au chêne pédonculé uniquement en cas de stress hydrique (*Castagneyrol et al., 2018*). Par ailleurs des études (menées en Italie) montrent que les attaques parasitaires du cynips du châtaignier (*Dryocosmus kuriphilus*), espèce d'insecte exotique d'origine asiatique présente en Europe du sud depuis 2002 et en Nouvelle-Aquitaine depuis au moins 2012 (*Landmann, 1997*), sont significativement réduites quand le châtaignier est accompagné d'espèces non hôtes, notamment par des chênes européens (*Guyot et al., 2015; Fernandez-Conradi, 2017*). Il n'existe pas encore d'analyses publiées sur la résistance des arbres en forêts mélangées de Nouvelle-Aquitaine aux infections par les champignons pathogènes (*Field et al., 2019*).

En ce qui concerne l'herbivorie des grands mammifères, leur retour depuis la mise en place des plans de chasse dans les années 1960 a été spectaculaire en France – l'abondance des cerfs, chevreuils et sangliers, par exemple, s'est multiplié par un facteur 10 (*Réseau Ongulés Sauvages, 2011*). Leur impact sur les activités humaines, sylvicoles, agricoles et même viticoles s'est multiplié dans les mêmes grandeurs. L'élément essentiel de la gestion est la limitation de ces populations par la chasse. Le chevreuil, très abondant en Nouvelle-Aquitaine, est un herbivore généraliste mais très sélectif ; préférant les chênes (*Quercus spp.*), les érables (*Acer campestre*), les charmes (*Carpinus betulus*)

FIGURE 4.6

Pourcentage du niveau de défoliation en fonction de la diversité spécifique d'arbres dans une forêt de chênes (d'après *Guyot et al., 2019*).

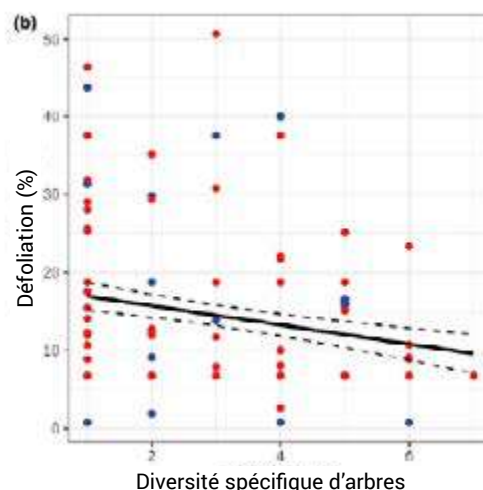
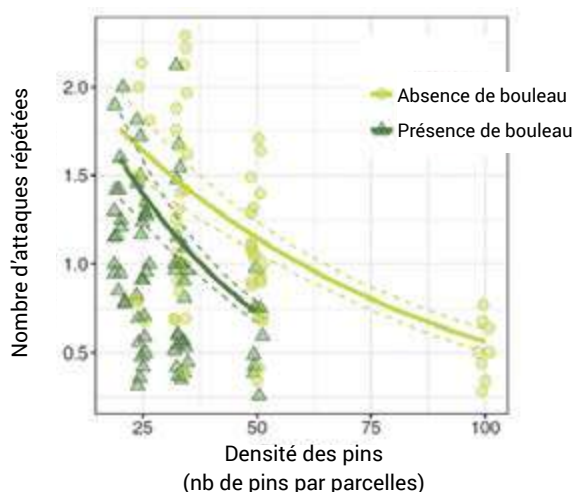


FIGURE 4.7

Effets de la densité de pin et de la présence / absence de bouleau sur la probabilité d'attaques répétées par la processionnaire du pin. Les points représentent des parcelles individuelles en présence (triangle vert foncé) et en absence (rond vert clair) de bouleau dans la parcelle. Les lignes solides et pointillées représentent respectivement les prédictions de modèle linéaire et leur erreur standard (d'après *Castagneyrol et al., 2019*).

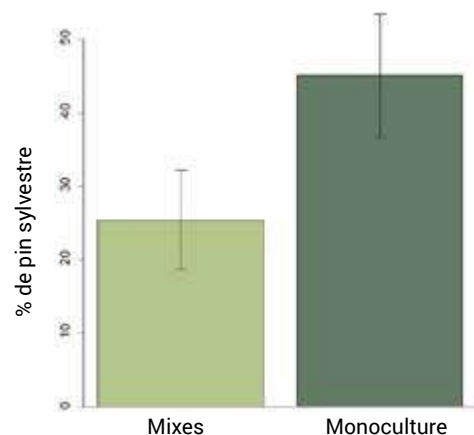




aux hêtres (*Fagus sylvatica*) (Tixier et al., 1997; Verheyden-Tixier et al., 1998, études en Forêt de Chizé). Les recherches ont montré que pour minimiser les dégâts sur les jeunes arbres de ces espèces, les plantes du sous-bois peuvent être utiles, en jouant sur la dilution et la répulsion (ex. par des plantes épineuses, ronces (*Rubus fruticosus*), prunellier (*Prunus spinosa*), aubépine (*Crataegus monogyna*). De nouvelles données sont en cours d'acquisition sur le dispositif de Sore (Landes). Des expériences menées sur le dispositif CommuniTree (voir encadré 1) ont également mis en évidence des effets de la diversité génétique (intraspécifique) des arbres à l'échelle de la parcelle sur leur résistance à l'herbivorie des insectes défoliateurs (Castagneyrol et al., 2012, 2014a; Fernandez-Conradi et al., 2017). La diversité génétique augmente significativement la résistance du chêne pédonculé aux attaques du bombyx disparate (*Lymantria dispar*) en présence de génotypes moins digestes quand la densité de population de chenilles est importante (Fernandez-Conradi et al., 2017).

FIGURE 4.8

Pourcentage moyen ($\pm$ Erreur standard) des pins sylvestres infestés par le gui (*V. album*) dans des parcelles mélangées vs. monocultures (d'après van Halder et al., 2019).



CE QU'IL FAUT RETENIR

En Nouvelle-Aquitaine, le rôle positif de la biodiversité sur l'état sanitaire des arbres a été démontré expérimentalement. Les forêts mélangées, notamment celles associant pin maritime et bouleau, sont moins attaquées par la processionnaire et la pyrale du pin que les plantations pures de pin. Des données sont en cours d'acquisition pour d'autres espèces et pour la résistance aux champignons pathogènes et à l'abrutissement par le chevreuil. Les connaissances sont lacunaires pour les autres écosystèmes forestiers régionaux. Un des mécanismes qui expliquent la résistance par association dans les forêts mélangées par rapport aux monocultures est une réduction de la probabilité pour les ravageurs de localiser puis d'infester l'arbre hôte par dilution de la ressource ou par effet de masquage des stimuli attractifs.

[Fait Établi] : Landes de Gascogne **[Expériences]** (>10 études); **[Expérimentations]**

3.1.3 Diversité des arbres et résistance des peuplements aux perturbations abiotiques



Le vent comme le feu sont des perturbateurs abiotiques qui font partie intégrante de la dynamique naturelle des écosystèmes forestiers (Ulanova, 2000; Wolf et al., 2004; Bond & Keeley, 2005). Le changement climatique global induit un accroissement en fréquence et en intensité d'événements catastrophiques, avec des conséquences dévastatrices en termes socio-économiques et environnementaux (Gardiner et al., 2013; Schröter et al., 2005). La biodiversité peut contribuer à atténuer ces effets, via la diversité de structure (stratification) et de composition des forêts (Cooper-Ellis et al., 1999;

Griess et al., 2012; Jactel et al., 2017). La diversité des essences améliore la stabilité des forêts par une variabilité spécifique de résistance (Hanewinkel et al., 2013), arrêtant par exemple la propagation des dommages pendant une tempête (Dupont et al., 2015). Par ailleurs, la charge de vent sur les feuillus est réduite en hiver (période habituelle des tempêtes en Nouvelle-Aquitaine), en raison de l'absence de feuilles, réduisant la trainée globale (Bonnesoeur et al., 2016), de sorte qu'un mélange avec feuillus est généralement bénéfique à la stabilité des forêts de conifères (Felton et al., 2016;



Valinger & Fridman, 2011). Enfin, lorsque la canopée est stratifiée en raison de l'âge et de la diversité des espèces, l'absorption de la poussée par le vent se produit sur une plus grande profondeur dans la canopée et réduit de façon significative la charge de vent sur les arbres les plus grands (*Gardiner et al., 2005*). La sensibilité des forêts au feu varie grandement selon leur composition en espèces d'arbres (*Catry et al., 2010*) parce que les dommages causés par le feu dépendent de la capacité d'une espèce particulière à protéger les tissus sensibles et donc à survivre au feu (*Dickinson & Johnson, 2004; Michaletz & Johnson, 2007*). Les mélanges de conifères et de feuillus caduques sont moins sensibles au feu que les forêts de conifères pures (*Hely et al., 2000, 2001; Fernandes, 2009*). La structure forestière (distribution en classes d'âge et en dimensions des arbres) contrôle la propagation du feu (*Gonzalez et al., 2007; Silva et al., 2009; Garcia-Gonzalo et al., 2012*), l'intensité (*Fernandes, 2009*), la probabilité d'effet de torche (*Kafka et al., 2001*) et finalement le taux de mortalité au niveau du peuplement (*Gonzalez et al., 2007*). Enfin, les

forêts plus diversifiées ont tendance à être moins affectées par des sécheresses intenses dans les régions tropicales (*Schwendenmann et al., 2015*) et dans les régions tempérées (*Forrester, 2015*). Cependant, dans les biomes forestiers au climat plus rude, comme les forêts méditerranéennes ou de montagne ou boréales, la diversité des arbres n'a eu aucun effet significatif sur la résistance des peuplements à la sécheresse (*Grossiord et al., 2014a,b*). Par ailleurs, la productivité à long terme des forêts mixtes en Europe est moins affectée par les épisodes de sécheresse que celle des forêts pures (*Jucker et al., 2014*). Les différences dans la réponse à la sécheresse entre les forêts pures et mixtes sont probablement dues aux effets d'identité des espèces plutôt qu'à leur diversité. Par conséquent, la réponse des espèces d'arbres à la sécheresse dans les forêts mélangées est très variable, dépendant de la composition du mélange (*Forrester et al., 2016; Jactel et al., 2017*).



Incendies forestiers et tempêtes sont relativement fréquents en Nouvelle-Aquitaine. Sur les trente dernières années, en moyenne 1 600 départs de feux sont enregistrés chaque année en ex-Aquitaine, ce qui en fait la première région de France en termes de fréquence (*GIP Atgeri, 2019a*). Trois tempêtes hivernales majeures ont touché la Nouvelle-Aquitaine, Martin en 1999, Klaus en 2009 et Xynthia en 2010, provoquant des dégâts considérables dans les forêts de la région (*GIP Atgeri, 2019b*). Si les incendies pourraient gagner en fréquence et étendue du fait de l'aggravation observée des sécheresses en Nouvelle-Aquitaine, aucune tendance claire n'est observée pour le rythme des tempêtes (*AcclimaTerra, 2018*). Aucune étude n'a été publiée en Nouvelle-Aquitaine sur le rôle de la diversité des essences forestières dans la résistance aux aléas abiotiques comme les feux de forêt ou les tempêtes hivernales, même si un certain nombre d'études ont abordé l'effet des tempêtes (*Cucchi & Bert, 2003; Rossi et al., 2009*) ou des feux (*Parisien et al., 2018*) sur la forêt en Nouvelle-Aquitaine et sa santé. La tempête de décembre 1999 a surtout détruit la majeure partie des hêtraies âgées de plus de 40 ans de la forêt de Chizé, alors que les vieilles chênaies, plus diversifiées, ont été certes touchées mais sont restées debout (*ONF, 2016*). En forêt de Chizé (forêt de plaine), le hêtre est dans un contexte défavorable (dépérissement) face aux changements climatiques et au manque en ressource hydrique (*Bresson et al., 2011; Lahondière, 1996*). Des études menées dans les Pyrénées (espagnoles) indiquent une meilleure croissance et résistance à la sécheresse du hêtre quand il pousse en mélange avec du pin sylvestre qu'en peuplements purs de hêtres (*González de Andrés et al., 2017, 2018*). Le dispositif ORPHEE est le seul au monde à comparer de façon expérimental l'effet de la diversité des essences forestières sur la survie et la croissance des arbres en

conditions contrôlées de sécheresse, grâce à un équipement d'irrigation. Il fournira bientôt des résultats sur la résistance à la sécheresse des forêts mélangées.



Saint-Martin de Sescas ©Philippe Deuffic

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les études internationales indiquent que les risques de dégâts aux forêts associés aux perturbations comme les incendies, tempêtes ou sécheresses peuvent être atténués en associant des essences feuillues aux peuplements de conifères. Ces résultats demandent à être confirmés dans le contexte de la Nouvelle-Aquitaine.

[Tendances] Forêt de Chizé uniquement **[Etudes empiriques]** (~5 études)

3.2. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION SYLVICOLE

3.2.1 Biodiversité, qualité des sols et recyclage de la matière organique



La biodiversité végétale favorise la biodiversité des microorganismes du sol (bactéries et champignons) en augmentant la quantité et la diversité des ressources (exsudats racinaires et litière de feuilles), le nombre d'hôtes potentiels, les micro-habitats physiques ainsi que les conditions micro-environnementales (Hooper et al., 2000; Wardle, 2006; Millard & Singh, 2010; Eisenhauer et al., 2011; Prober et al., 2015). Ainsi, des modifications ou pertes dans la composition des communautés végétales peuvent impacter la structure, l'activité, et les fonctions des communautés microbiennes du sol (van Der Heijden et al., 2008; Fanin et al., 2018), entraînant des répercussions en cascade sur la décomposition des litières, le recyclage des nutriments ou la formation de la matière organique (Handa et al., 2014; Wagg et al., 2014; Lange et al., 2015; Kallenbach et al., 2016). En outre, la diversité des communautés de champignons saprotrophiques et mycorhiziens diffère selon les espèces

d'arbres en monoculture, change avec le remplacement des peuplements naturels par des plantations monospécifiques, et on observe une corrélation négative entre richesse spécifique des champignons et taux de minéralisation de l'azote (Buée et al., 2011). Réciproquement, les communautés microbiennes peuvent promouvoir la biodiversité végétale en augmentant la quantité de nutriments disponibles (azote et phosphore) ou la résistance des plantes face aux changements climatiques (sécheresse; Zak et al., 2003; Bardgett & van der Putten, 2014; Peter et al., 2016). On estime que plus de 20 000 espèces végétales ont besoin de symbiotes microbiens (mycorhizes ou bactéries fixatrices d'azote) pour se développer et se reproduire (van Der Heijden et al., 2008), soulignant ainsi l'importance de la biodiversité du sol dans la productivité des forêts.



En Région Nouvelle-Aquitaine, une étude sur 54 sols forestiers a montré que la biodiversité des microorganismes du sol était relativement faible et homogène par rapport à l'ensemble du territoire français (Dequiedt et al., 2009). Ceci suggère que les sols acides et sableux des Landes (de type podzol) présentent de fortes contraintes édaphiques sur les communautés microbiennes. Il a été démontré que **53%** du phosphore total des sols forestiers des Landes était immobilisé dans la biomasse microbienne (Ekenler & Tabatabai, 2002). En particulier, le pin maritime pourrait bénéficier de son

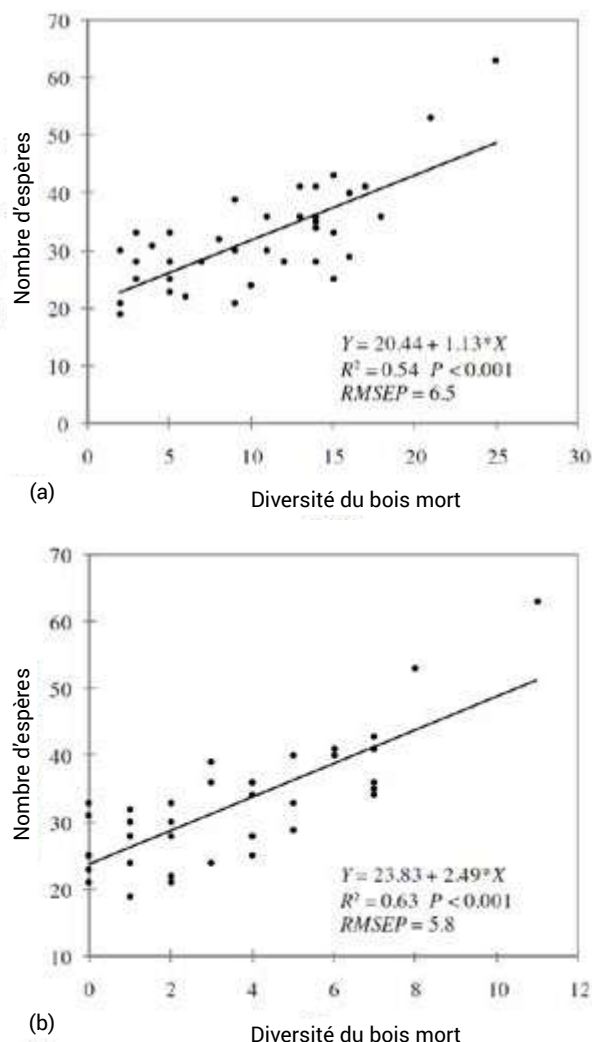
association avec les champignons au travers d'une plus grande exploration du milieu (association avec le champignon mycorhizien *Heleboma cylindrosporum*) ou d'une meilleure efficacité de mobilisation du phosphore par action chimique (association avec le champignon mycorhizien *Rhizopogon roseolus*; Casarin et al., 2004). D'autres interactions symbiotiques entre l'ajonc européen (*Ulex europeus*) présentent spontanément dans la strate arbustive et les bactéries de ces nodosités racinaires contribuent à la fixation de l'azote atmosphérique (avec des taux de fixation de **70% à 85%** en



présence de fertilisation en phosphate) et à sa mise à disposition dans le sol au moment de la décomposition de la litière (Augusto et al., 2005). Ces résultats préliminaires suggèrent que les communautés microbiennes jouent un rôle clé sur la fertilité des sols via les cycles biogéochimiques en forêt tel que le cycle du phosphore (Achat et al., 2010). En particulier, les mélanges d'essences forestières (pin et bouleau) pourraient favoriser l'efficacité d'utilisation des nutriments et l'activité des microorganismes (Maxwell, thèse en préparation), avec en retour des effets bénéfiques sur la croissance des arbres dans des milieux pauvres en nutriments. Des expérimentations en cours basées sur la vitesse de recyclage de la matière organique (à l'aide de sachets de thé, « tea bag experiments » ; Djukic et al., 2018) dans le dispositif de recherche ORPHEE suggèrent une meilleure décomposition des litières dans les forêts mélangées que dans les monocultures de pin maritime (Jacquet et al., 2018; Rahman et al., 2018). Ainsi, en surface, des arthropodes favorisent le recyclage de la matière organique du sol en participant à la dégradation de la litière végétale et à la décomposition du bois mort; en particulier, l'activité de dégradation de la litière végétale par les cloportes peut attendre de **200 à 800 kg/h/an** en forêt de feuillus (Jambu et al., 1988; Mocquart et al., 1987). Les coléoptères saproxyliques décomposent le bois mort mais le maintien de leur habitat et d'une communauté diversifiée dépend de la présence de bois mort et de tailles différentes dans les forêts exploitées (Brin et al., 2011). Sur 40 parcelles, la diversité des types de bois mort plutôt que le volume du bois mort explique 75% de la richesse spécifique des coléoptères saproxyliques en Landes de Gascogne (Figure 4.9; Brin et al., 2009).

FIGURE 4.9

Corrélation positive entre la diversité du bois mort (a : diamètre > 1 cm; b : diamètre > 15 cm) avec la richesse spécifique des coléoptères saproxyliques en Landes de Gascogne (d'après Brin et al., 2009).



CE QU'IL FAUT RETENIR

Les études menées en Région Nouvelle-Aquitaine suggèrent un rôle clé des communautés microbiennes dans la fertilité des sols et le recyclage de la matière organique en milieu forestier. L'activité de ces communautés pourrait bénéficier de la mixité d'essences forestières, tandis que les espèces végétales bénéficient de leur association avec les micro-organismes du sol comme les champignons mycorhiziens.

[Fait établi] [Etudes empiriques] (>5 études) ; [Expérimentations]

3.2.2 Diversité des ennemis naturels et contrôle biologique des agresseurs



La qualité et le rendement de la production de bois dépend de la bonne santé des arbres. En forêt, les interactions complexes qui existent entre espèces végétales, animales, fongiques et microbiennes conditionnent à la fois le niveau de susceptibilité des arbres aux agressions des herbivores et aux maladies, et celui de régulation exercée par d'autres espèces appartenant aux différents niveaux trophiques de l'écosystème forestier. Une régulation de l'herbivorie des insectes est naturellement exercée par les communautés de vertébrés insectivores forestiers, en particulier les chiroptères (chauves-souris) et les oiseaux (Charbonnier et al., 2016). Ainsi plusieurs espèces d'oiseaux et de chauves-souris insectivores sont prédatrices de la processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) à différents stades de son développement (œufs, chenilles,

chrysalides et papillons) qu'elles soient spécialistes comme la Huppe fasciée (*Upupa epops*), le coucou geai (*Clamator glandarius*), le coucou gris (*Cuculus canorus*), l'engoulevent d'Europe (*Caprimulgus europaeus*) ou généralistes comme la mésange charbonnière (*Parus major*), la pipistrelle de Kuhl (*Pipistrellus kuhlii*) ou la sérotine commune (*Eptesicus serotinus*) (Barbaro & Battisti, 2011; Charbonnier et al., 2014). Les interactions entre différents ravageurs peuvent également modifier le potentiel de contrôle biologique des herbivores sur les plantes hôtes. Ainsi, une méta-analyse de plus de 1 000 cas montre que les attaques d'insectes herbivores sont en moyenne réduites sur les plantes déjà infectées par des champignons pathogènes (Fernandez-Conradi et al., 2018a).

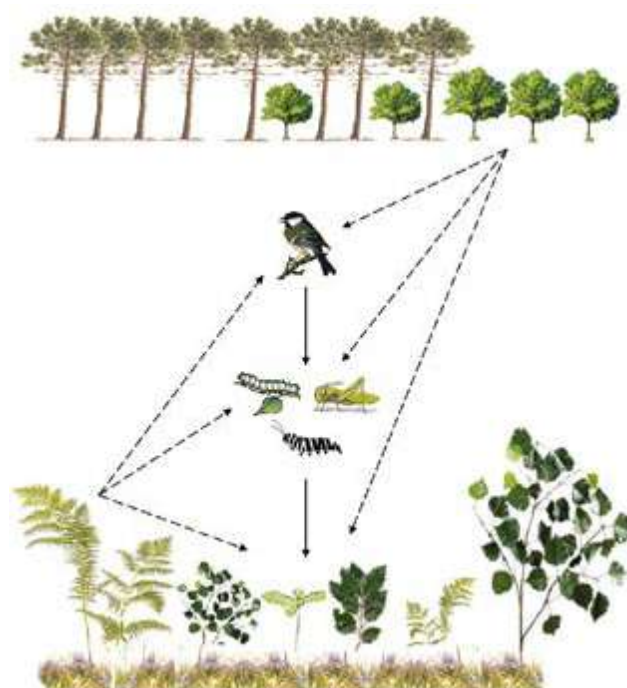


À l'échelle d'une parcelle forestière, outre la diversité génétique et spécifique des essences dominantes, la composition des communautés de plantes herbacées et arbustives influence directement l'herbivorie des insectes et indirectement leur niveau de prédation par les oiseaux. Il s'agit d'une cascade d'interactions entre espèces végétales, insectes herbivores et oiseaux insectivores dont le résultat dépend en particulier du degré de spécialisation trophique à la fois des insectes ravageurs et des vertébrés prédateurs. Ainsi, le type de peuplement forestier et le voisinage végétal herbacé environnant les plantules de chênes et de bouleaux modifient ces cascades trophiques, en diminuant à la fois le niveau de colonisation des plantules par les insectes herbivores spécialistes (mineuses des feuilles) mais aussi la prédation des insectes herbivores défoliateurs par les oiseaux d'environ 40% (voir Figure 4.10; Giffard et al., 2013; Giffard et al., 2012a,b).

Différents résultats expérimentaux obtenus in situ en Landes de Gascogne illustrent le rôle de régulation de l'herbivorie que peuvent jouer les ennemis naturels des insectes herbivores, les oiseaux insectivores en particulier. Ce contrôle biologique dépend étroitement de la diversité végétale horizontale et verticale de la parcelle forestière (hétérogénéité du sous-bois et stratification verticale plus ou moins complexe des peuplements), mais également des effets de lisière entre peuplements forestiers et milieux ouverts adjacents (Barbaro et al., 2014). Ainsi, le taux de mortalité des œufs de processionnaire du pin dû à la prédation a pu être quantifié à hauteur de 20% (Castagnérol et al., 2014b) et celui des chrysalides de processionnaire par la huppe fasciée peut aller jusqu'à 75% (Barbaro & Battisti, 2011). Le taux de prédation des imagos par les chauves-souris

FIGURE 4.10

Dans les Landes de Gascogne, la résistance à l'herbivorie des arbres est favorisée par la biodiversité à différentes échelles, de la parcelle au paysage et en fonction de différents facteurs d'âge et d'environnement des forêts dans un jeu complexe d'interactions entre la composition des communautés végétales, des communautés d'herbivores et de leurs prédateurs hébergés par l'écosystème forestier (illustration d'après Giffard, 2011).





(Charbonnier et al., 2014) et l'engoulement d'Europe reste à quantifier mais il est potentiellement très important localement (Barbaro et al., 2015).

La diversité du paysage a également un rôle dans la capacité des forêts à résister aux attaques de ravageurs. La présence d'un paysage hétérogène avec une mosaïque d'habitats différents permet de conserver la diversité des communautés animales associées (Barbaro et al., 2005; Barbaro et al., 2007; Barbaro & van Halder, 2009; Charbonnier et al., 2016b; van Halder et al., 2008) et de champignons foliaires (Fort et al., 2016). Cette diversité pourrait favoriser la résistance des arbres-cibles aux bioagresseurs (Jactel et al., 2002), notamment via la prédation par des ennemis naturels, insectes, oiseaux ou mammifères (Barbaro et al., 2015; Charbonnier et al., 2014; Charbonnier et al., 2016a). Par exemple, la conservation des populations de huppe fasciée dont

une des ressources alimentaires principales en Landes de Gascogne sont les chrysalides de processionnaire du pin (*T. pityocampa*) nécessite la présence d'îlots de forêt de feuillus à cavités où l'espèce niche ainsi que des zones herbacées rases où elle chasse en lisières de plantations de pin (Barbaro et al., 2007). Par ailleurs l'activité prédatrice des chauves-souris est plus élevée dans les forêts mélangées de chênes et de pin que dans les monocultures de pin maritime (Charbonnier et al., 2014; Charbonnier et al., 2016). Enfin on observe une augmentation significative de l'abondance et de la diversité des coléoptères carabiques prédateurs avec la diversité des arbres et des plantes du sous-bois (Jouveau et al., 2019), ainsi que de la diversité des habitats forestiers à l'échelle de la mosaïque paysagère (Barbaro et al., 2007).

CE QU'IL FAUT RETENIR

En Nouvelle-Aquitaine, les vertébrés insectivores forestiers (oiseaux, chauve-souris) exercent une action de prédation sur les insectes ravageurs (comme la processionnaire du pin) et contribuent ainsi à la régulation de l'herbivorie par les arthropodes. L'abondance de ces ennemis naturels et leur activité de régulation tendent à augmenter avec la diversité végétale à plusieurs échelles, au niveau de la strate herbacée (diversité des plantes du sous-bois), du couvert forestier (mélanges d'essences feuillues et de pin maritime) et du paysage (présence d'îlots de feuillus, notamment de chênes, et effets de lisières avec les habitats ouverts adjacents).

[Fait établi] : Landes de Gascogne [Etudes empiriques] (>10 études) ; [Expérimentations]

3.2.3 Régénération et renouvellement des peuplements forestiers et de la flore associée



En forêt, de nombreux organismes (insectes ou vertébrés) participent à la pollinisation et à la dispersion des graines. En France, trois quarts des forêts sont soumises à une gestion qui favorise la régénération naturelle (Forest Europe, 2015), impliquant un rôle-clé des disperseurs de graines pour le renouvellement de certaines essences forestières majeures comme le chêne ou le hêtre. Par exemple, le geai de chênes (*Garrulus glandarius*) peut récolter des milliers des glands de chêne durant une glandée et les transporter sur plusieurs kilomètres (Pesendorfer et al., 2016). En outre, certaines espèces animales jouent un rôle important dans le maintien des communautés végétales associées aux peuplements (Garcia & Martinez, 2012; Gonzalez-Varo et al., 2013). La richesse locale ou régionale en espèces d'arbres est plus importante en

présence d'une plus grande diversité d'animaux pollinisateurs et disperseurs (Lehouck et al., 2009; Beaune et al., 2013; Bueno et al., 2013), qui permet aussi d'augmenter la complexité de la structure de la communauté végétale forestière (Terborgh et al., 2008; Lehouck et al., 2009; Markl et al., 2012). Enfin, l'action d'herbivorie des cervidés augmente la richesse spécifique végétale en forêt (Bernard et al., 2017; Boulanger et al., 2018; résultats issus du réseau RENECOFOR, dont 9 sites en Nouvelle-Aquitaine).



Même si en Nouvelle-Aquitaine, pratiquement toutes les essences autochtones majeures sont pollinisées par le vent, des espèces d'arbres sub-dominantes, pionnières ou héliophiles et donc plus rares en peuplement forestier mais considérées à forte valeur ajoutée pour leur bois précieux comme l'alisier torminal (*Sorbus torminalis*), le cormier (*S. domestica*) ou encore le merisier (*Prunus avium*), sont pollinisées par des insectes. Peu d'études expérimentales ou empiriques dans la région ont concerné le rôle des interactions plante-animal pour la pollinisation et la régénération des espèces végétales des strates herbacées et arbustives. Celles-ci peuvent avoir un rôle-clé pour le maintien ou l'abondance des auxiliaires, de parasitoïdes ou de prédateurs, à travers la fourniture de pollen et de nectar pour leurs larves, et de leurs sites de nidification ainsi que pour le maintien d'un paysage diversifié, ou encore pour la provision de baies et fruits ou la fertilisation des sols. Ainsi l'ajonc européen (*Ulex europeus*) et le genêt à balais (*Cytisus scoparius*), communs en forêt des Landes de Gascogne, sont pollinisés exclusivement par des bourdons par un mécanisme de pollinisation explosive (Stout, 2000), mais aucune étude n'a porté sur la capacité des espèces de bourdons à maintenir des populations viables dans ce paysage. Des espèces exotiques d'intérêt sylvicole comme les eucalyptus ou le robinier (*Robinia pseudoacacia*) ne peuvent être pollinisées que par des animaux. En Europe, l'abeille mellifère est le principal pollinisateur du robinier (Giovanetti & Aronne, 2013). Cependant l'obtention de plants pour ces es-

pèces se fait généralement par propagation clonale en pépinière sans nécessiter la présence de pollinisateurs. En même temps, une pollinisation efficace augmente le risque d'envahissement par le robinier (ce qui est déjà le cas dans certaines zones).

Les principales espèces de feuillus de la famille des Fagaceae dépendent des oiseaux ou mammifères pour la dispersion de leurs graines. L'analyse de faeces de trois ours brun eurasiens (*Ursus arctos arctos*) réintroduits dans les Pyrénées indique le potentiel de l'espèce comme disperseur des graines à longue distance pour un ensemble d'espèces végétales forestières (Lallero-ni et al., 2017). Les feuillus précieux sont dispersés par les oiseaux et les mammifères frugivores comme par exemple, le merle noir (*Turdus merula*), les grives (*Turdus spp.*) ou le renard roux (*Vulpes vulpes*). Même dans les plantations de pin maritime des Landes de Gascogne, la régénération naturelle de feuillus (principalement des chênes) a fortement augmenté ces dernières années. Ce phénomène profite de deux facteurs: (i) un changement des pratiques de gestion suite à la découverte que la présence de feuillus peut réduire l'impact de la chenille processionnaire sur les plantations de pin (Dulaurent et al., 2012), et (ii) la forte capacité d'expansion des chênes à travers le paysage grâce à une dispersion de glands très efficace par le geai de chênes (Gerzabek et al., 2017).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le renouvellement naturel des peuplements forestiers en Nouvelle-Aquitaine dépend d'une grande variété d'animaux: des insectes pour la pollinisation des espèces d'arbres sub-dominantes, aux oiseaux et aux mammifères pour la dispersion à longue distance des principales espèces de feuillus. Les interactions plante-animal impliquées dans la régénération des forêts restent cependant sous-étudiées à l'échelle régionale.

[Tendance] [Etudes empiriques] (~5 études)

3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION

3.3.1 Biodiversité, qualité des sols et recyclage de la matière organique



À l'échelle mondiale, les forêts représentent un puits de carbone de l'ordre 2,4 +/- 0,4 milliards de tonnes de CO₂ par an (*Pan et al., 2011*) soit environ 30 à 40% des émissions fossiles. Les forêts européennes contribueraient à stocker environ 10% des émissions de gaz liées à l'utilisation des énergies fossiles (*Bellassen & Luyssaert, 2014*). Les écosystèmes terrestres français constituent un puits net de carbone, estimé en France métropolitaine à 4 t CO₂/ha/an soit près de 20% des émissions françaises de 2015 (*EFES, 2019*). Les milieux forestiers représentent une surface conséquente à l'échelle de la France métropolitaine avec environ 16,5 millions d'hectares soit près de 30% de la surface du territoire métropolitain, et donc sans surprise ce puits est principalement constitué des écosystèmes forestiers de métropole qui, en plus de fournir le bois nécessaire à la transition bas carbone, séquestrent près de 90 millions de tonnes de CO₂eq par an (*Citepa, 2017*). Les stocks de

carbone contenus dans les milieux forestiers en France sont cependant hétérogènes du fait des différences de conditions environnementales et notamment pédoclimatiques : ils sont les plus élevés en forêts fermées et feuillues (c. 730 t CO₂eq/ha), tenant compte des flux de séquestration dans la biomasse et de la séquestration de carbone dans les sols et le bois mort présent en forêt (*Martel et al., 2016*). Les forêts âgées stockent également plus de carbone (*IFN, 2005*). Une étude récente a montré une augmentation du stockage de carbone avec l'augmentation de la diversité des essences forestières en mélange dans un peuplement, avec un doublement des stocks de C dans les mélanges de 16 espèces par rapport aux monocultures de ces essences (*Huang et al., 2018*). Ces résultats ont été confirmés dans les forêts tropicales (*Li et al., 2019*).



En Région Nouvelle-Aquitaine, le stock de carbone dans les sols de la forêt des Landes de Gascogne, constituée essentiellement de plantations de pin maritime, est évalué à **50-60 tC/ha** (*IFN, 2005*). L'accumulation de carbone dans la biomasse ligneuse (aérienne) est estimée à + 0,62 MtC/an dans les forêts plus diversifiées, avec davantage de feuillus, de Dordogne et

du Lot et Garonne et de + 0,35 MtC/an dans les plantations de pin maritime. Cependant aucune étude n'a encore testé, en Nouvelle-Aquitaine, l'effet de la biodiversité des espèces d'arbres sur la capacité de séquestration du carbone.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les forêts françaises séquestrent près de 20% des émissions de GES du pays et constituent un puits net de carbone. Bien que la capacité de stockage des écosystèmes forestiers augmente avec la diversité des essences dans les peuplements, aucune étude scientifique n'a étudié cet effet en Région Nouvelle-Aquitaine.

[Projection] Aucune étude en NA

3.3.2 Biodiversité et limitation de l'érosion des sols



De par leur fort ancrage racinaire, leur capacité d'interception de l'eau et du vent, et le dépôt de litières, les forêts contribuent de façon majeure à la lutte contre l'érosion, notamment sur les sols en pente, comme en forêts de montagne (ex. contribution des forêts aux RTM, restauration des terrains en montagne) ou en dunes littorales. Ainsi les sols agricoles perdraient cinq fois plus de sédiments par érosion que les sols recouverts de forêt (*Fiquepron et al., 2013*). Le maintien de forêts diversifiées, gérées en futaies jardinées sur de longues révolutions, seraient particulièrement favorables au maintien de la biodiversité des sols, qui joue sur la porosité des sols, et sur la

fixation des sols instables (*Trum et al., 2011*). Ils n'en reste pas moins que des forêts de plantations pures permettent de lutter efficacement contre l'érosion en milieu littoral, comme le montrent les boisements de pin maritime sur la dune atlantique en Nouvelle-Aquitaine, ou contre l'érosion en montagne, comme en attestent les plantations de conifères dans les RTM. Ce serait donc surtout la faible intensité des exploitations en forêts naturelles mélangées ainsi que l'apport de bois mort au sol qui expliqueraient leur meilleure contribution à la lutte contre l'érosion.



La plus grande partie des dunes de la côte sableuse d'ex-Aquitaine a été fixée par boisement à base de Pin maritime au XIX^{ème} siècle par l'Etat. Proche de l'océan, face à l'avancée des sables dans les plantations, une dune littorale a été érigée deuxième moitié du XIX^{ème} pour protéger la jeune forêt. Aujourd'hui la grande majorité des dunes d'ex-Aquitaine sont gérées par l'Office National des Forêts. Cette gestion qui s'appuie sur les processus dynamiques naturels, permet de conserver la mosaïque de paysages et la biodiversité, tout en contrôlant le degré de mobilité et de perturbation lié aux actions des vagues, du vent (et du piétinement) afin d'éviter une progression trop rapide vers l'intérieur des terres (*Clus-Auby, 2003*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les forêts diversifiées sont favorables à la diversité des sols qui améliore les propriétés biophysiques comme l'infiltration et la porosité, déterminants du risque d'érosion. La faible intensité de l'exploitation et l'apport de bois mort peuvent expliquer la meilleure résistance à l'érosion des forêts naturelles mélangées, mais aucune étude n'a étudié cet effet en Région Nouvelle-Aquitaine.

[Suggestion] Une seule étude en NA

3.3.3 Biodiversité et épuration de l'eau et de l'air



Les forêts exercent un important rôle de régulation de la qualité de l'eau dans les bassins versants où elles occupent la majorité des surfaces. Ce rôle est particulièrement recherché dans les zones de captage des sources d'eau potable, le long des fleuves et rivières (ripisylves), et le long du littoral (forêts dunaires ou de bords de lacs). A l'inverse de certaines forêts de plantation à gestion intensive, les forêts naturelles, riches en essences, ne reçoivent pas d'apports d'intrants chimiques de type engrais ou herbicides; tandis que la pollution de l'eau par des hydrocarbures utilisés lors des travaux sylvicoles en forêts de plantation est possible. Les forêts mixtes assemblant conifères et feuillus seraient plus efficaces dans leur régulation de la quantité de nitrates dans l'eau que les peuplements purs de conifères (*EFSE, 2018*). Enfin, toute ouverture du couvert forestier favorisant les drainages d'éléments minéraux et l'acidification des eaux, la diversité des essences forestières assure un service indirect en réduisant les risques sanitaires (vent,

feu, insectes). Les forêts ont également la capacité de réguler les crues modérées en interceptant une grande partie des précipitations ou en permettant une rétention d'eau dans les sols forestiers. La diversité des forêts permettrait de mieux participer à la régulation du débit d'eau dans les bassins versants en favorisant une meilleure croissance aérienne et racinaire. Les forêts mélangées auraient ainsi une meilleure efficacité de régulation des crues, comme sur le fleuve Yang Tsé en Chine, que les forêts pures (*Guo et al., 2000*). De même, au Panama, *Sprenger et al. (2013)* ont constaté qu'un mélange d'essences d'arbres maintenait un débit d'eau plus régulier que les monocultures forestières (*Thompson et al., 2014*). Par ailleurs, les forêts assurent l'épuration de l'air, notamment des particules toxiques ambiantes. Les polluants atmosphériques tels que l'ozone (O₃) et les particules abiotiques (particules fines) ou biotiques (grains de pollen) constituent un danger pour la santé humaine. Le pollen d'arbres comme le bouleau, le cyprès



et le noisetier sont des allergènes importants. Une étude sur les allergies au pollen (*Cariñanos & Casares-Porcel, 2011*) estime que l'augmentation de la biodiversité des espaces verts en ville pourrait réduire jusqu'à 30% la charge allergénique en pollen. Les arbres et les forêts sont également des filtres efficaces pour l'O₃ et les microparticules (*Bottalico et al., 2017*). L'efficacité des arbres à piéger les particules et le pollen dépend de l'indice de surface foliaire (SLA) et des propriétés de la surface foliaire comme la forme et la rugosité (*Leonard et al., 2016*). L'effet d'épuration de l'air des arbres semble donc dépendre fortement de la structure des feuilles et du couvert végétal, et donc de la diversité des espèces d'arbres et de la diversité de leurs caractéristiques architecturales.



Cependant à notre connaissance aucune étude n'a encore vérifié, en Nouvelle-Aquitaine, l'effet de la biodiversité des espèces d'arbres sur la capacité des forêts à améliorer la qualité de l'eau et de l'air.



©Frank D'amico

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les forêts ont une capacité de régulation et d'épuration importante à la fois pour l'eau et pour l'air. La diversité forestière permet de réduire la concentration de produits chimiques comme le nitrate et de contrôler des crues modérées; tandis qu'elle favorise la filtration des polluants atmosphériques. Cependant, ces effets n'ont fait l'objet d'aucune étude en Nouvelle-Aquitaine.

[Projection] Aucune étude en NA

3.4. BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE ET PROVISION DE RESSOURCES NON LIGNEUSES

3.4.1 Biodiversité hébergée par les écosystèmes forestiers



Les écosystèmes forestiers sont les écosystèmes terrestres qui hébergent le plus grand nombre d'espèces animales et végétales avec près de 80% de la biodiversité terrestre mondiale (*UICN 2019*). Parmi les forêts, les forêts tropicales humides sont les plus riches, avec 77% des espèces d'oiseaux, dont les 2/3 en forêts tropicales (*BirdLife International, 2018; Mikusinski et al., 2018*). C'est également le cas pour les arthropodes qui regroupent la très grande majorité des espèces animales : près de 20 000 espèces/ha dans les forêts tropicales humides (*Basset et al., 2012*). Les forêts tempérées sont moins riches en espèces mais constituent un important réservoir de biodiversité (*Gaston, 1996; Ehrlich, 1996*). Des études conduites sur plusieurs forêts européennes dont certaines situées en France, estiment que les forêts

tempérées peuvent contenir entre 5 000 et 10 000 espèces dont plus de 65% d'animaux, 10 à 20% d'espèces végétales et 15 à 30% d'autres espèces comme les champignons, les lichens ou les algues (*Vallauri & Neyrou-mande, 2009*). Les mammifères, les oiseaux, les reptiles et les amphibiens ne représentent que 3% de la biodiversité forestière. Les forêts françaises abritent 71 des 123 espèces de mammifères, 120 des 357 espèces d'oiseaux, 11 des 38 espèces de reptiles, 13 des 38 espèces d'amphibiens et 1 456 des 6 000 espèces de plantes vasculaires (*Vallauri, 2003*). Cependant on peut noter des variations importantes entre forêts de plantation et forêts naturelles, ces dernières, par la présence d'habitats plus variés et plus complexes, hébergeant une biodiversité plus importante (*Brockerhoff et al., 2008*).



Les forêts de Nouvelle-Aquitaine, du fait de leur diversité, hébergent une biodiversité remarquable : sur le plan des arbres, pas moins de **131** espèces sont ainsi présentes en Nouvelle-Aquitaine. Parmi ces espèces, 80 espèces d'arbres sont indigènes. Avec au total 194 espèces recensées à l'échelle nationale, la région abrite donc plus de deux tiers (**67.5%**) des espèces d'arbres de France. Mais cette biodiversité n'est pas exclusivement inféodée aux forêts matures ou aux essences diversifiées : elle est aussi en partie abritée par des forêts de plantations gérées par des coupes rases, ce qui engendre une biodiversité très particulière, héritage de la période où les landes étaient majoritaires, avec des enjeux de conservation distincts (espèces de milieux ouverts) de ceux de la biodiversité forestière habituelle. Les forêts de plaine sont quant à elles très fragmentées (à part dans les Pyrénées), mais aux enjeux très originaux aussi. Ainsi la Région Nouvelle-Aquitaine a une responsabilité importante vis-à-vis de la conservation de nombreuses espèces principalement abritées par le milieu forestier. Pour ce qui est de la flore, la forêt de Nouvelle-Aquitaine abrite **1 411** espèces de plantes vasculaires en sous-bois (*IGN, 2019*) soit environ **25%** de la flore française (tous écosystèmes confondus).

Le nombre d'espèces de champignons recensés en France dépasse les 20 000 (*Courtecuisse & Duhem, 2007*) dont **75%** vivent en forêt. Il est couramment admis que la diversité des champignons forestiers est positivement corrélée à celle des essences forestières (*Buée et al., 2011; Bonari et al., 2017*). Les forêts composées de plusieurs espèces abritent davantage de champignons saprotrophes (se développant sur les feuilles et les débris ligneux de la litière) et mycorhiziens (en symbiose avec les racines des arbres). Pour ce qui est des animaux, le pic de Lilford (*Dendrocopos leucotos lilfordi*), une sous-espèce du Pic à dos blanc dont une population isolée du reste de son aire de distribution plus orientale, existe dans les forêts des Pyrénées occidentales (*Grangé, 2002; Grangé & Vuilleumier, 2009*). Les forêts de Nouvelle-Aquitaine abritent aussi des parts significatives à très significatives de rapaces diurnes (*Thiollay & Bretagnolle, 2004*), comme l'élanion blanc ou l'aigle botté, classé vulnérable par l'UICN (*UICN France, 2016*) et dont la distribution est relativement limitée en Aquitaine (*Carlou, 1987; Theillout, 2015*); de rapaces nocturnes comme la chouette de Tengmalm (*Theillout & Collectif faune-aquitaine.org, 2015*); d'autres oiseaux comme l'engoulevent d'Europe (*Caprimulgus europaeus, Barbaro et al., 2003*) ou le busard cendré et le busard saint martin, qui trouvent des sites favorables de reproduction dans les landes; des papillons comme le fadet des laïches (*Coenonympha oedippus*) qui se reproduit dans les landes à molinie du massif forestier des Landes de Gascogne (*van Halder et al., 2008; van Halder et al., 2011*) et qui est classé par l'UICN comme espèce en danger (*van Swaay et al., 2010*), ou la Bacchante (*Lopinga achine*) (protégée et vulnérable sur la liste rouge Européenne (*UICN, 2010*); de plusieurs espèces d'amphibiens et de reptiles comme la couleuvre d'Esculape (*Zamenis longissimus*) ou le triton marbré, (*Triturus marmoratus*) (*Le Moigne & Jailloux, 2013*); et enfin de nombreuses espèces de chauve-souris (*Charbonnier et al., 2016a,b*). Concernant ces dernières,

sur les **27** espèces présentes en Nouvelle-Aquitaine (et 34 en métropole), 12 espèces jugées prioritaires au niveau national sont inféodées aux milieux forestiers (pour la reproduction ou pour les sites de chasse) et donc très impactées par les pressions anthropiques et la gestion forestière inadaptée à la biodiversité (*Tapiero, 2011*). Parmi elles, au moins 5 espèces voient leur effectif en Nouvelle-Aquitaine représenter plus de 20% de l'effectif national (*Poitou-Charentes Nature, en prep*). La Région a donc une responsabilité certaine dans la préservation de nombreuses espèces de Chiroptères.

Les milieux forestiers néo-aquitains sont également très importants pour les amphibiens et les reptiles (*Le Moigne & Jailloux, 2013*). Ces deux groupes, actuellement en déclin, ont des besoins hydriques et thermiques spécifiques (*Lelièvre et al., 2010; Dupoué et al., 2015*) et les habitats forestiers sont essentiels pour leur conservation. Ainsi les lisières sont largement utilisées par des espèces avec des besoins thermiques contrastées. En forêt de Chizé, de nombreux travaux ont été réalisés sur ces espèces. Par exemple pour deux espèces de couleuvres (couleuvre verte et jaune et d'Esculape), ils ont souligné l'importance des zones bordières et des lisières (*Lelièvre, 2010; Lelièvre et al., 2011, 2012, 2013*). Les lézards sont aussi bien représentés dans les espaces forestiers et très dépendants des milieux ouverts pour leur reproduction (*Le Hénaff, 2011*). Enfin, les habitats forestiers sont critiques pour de nombreux amphibiens comme la grenouille rousse (*Boissinot et al., 2015*), le triton marbré (*Costanzi et al., 2015*) ou le crapaud commun (*Guillot et al., 2016*) qui exploitent cet habitat lors de la phase terrestre de leur cycle de vie.

Par ailleurs, la diversité du paysage est un facteur important du maintien de la biodiversité forestière. Plusieurs études réalisées dans les Landes de Gascogne montrent que la présence d'un paysage hétérogène avec une mosaïque d'habitats, avec notamment des îlots de feuillus et des habitats ouverts, dans la matrice de plantations de pin maritime, maintient une diversité importante d'oiseaux, de coléoptères carabiques, d'araignées et de papillons associées (*Barbaro et al., 2005; Barbaro et al., 2007; Barbaro & van Halder, 2009; van Halder et al., 2008*). La présence d'habitats diversifiés est généralement importante pour répondre aux besoins écologiques (nidification, alimentation) des espèces. La présence de lisières, d'îlots de feuillus de forêts anciennes relictuelles et de ripisylves offre des habitats de qualité pour maintenir la diversité spécifique des papillons (*van Halder et al., 2008; van Halder, Barbaro & Jactel, 2011*). En forêts de feuillus, la richesse spécifique des communautés d'oiseaux est plus importante qu'en forêts de conifères (*Barbaro et al., 2007; Giffard et al., 2012a*). La forêt des landes de Gascogne héberge de nombreuses espèces de coléoptères carabiques (*Barbaro et al., 2006*). Par ailleurs, la présence de bois mort en forêt est une source de nourriture et d'habitat indispensable pour les coléoptères saproxyliques, qui contribuent eux-mêmes à sa décomposition et au recyclage de matière (*Brin et al., 2011*). Pas moins de **240** espèces de coléoptères saproxyliques ont été identifiées en forêts de pin maritime dans les Landes de Gascogne. Leur diversité augmente avec la diversité du bois mort, en taille



et niveau de décomposition (Brin et al., 2009). La Rosalie des Alpes (*Rosalia alpina*), espèce protégée et vulnérable sur la liste rouge nationale, est présente dans les forêts de Nouvelle-Aquitaine. Enfin, les fragments boisés dans les paysages de plaine céréalière (et probablement viticoles), parfois de quelques hectares seulement, ont également un rôle crucial pour la biodiversité de ces milieux. Par exemple, la plupart des espèces d'oiseaux de plaine habitent des paysages parcourus par les haies, et une bonne partie des espèces d'oiseaux que l'on y rencontre font partie du cortège forestier (Henckel et al., 2019). Des observations similaires sont également réalisées sur les reptiles et les amphibiens dont la richesse spécifique en zone de bocage est fortement associée à la présence de haies et de petits boisements (Boissinot et al., 2014; 2019). D'ailleurs, afin de jouer un rôle refuge de biodiversité, il est important que les espaces forestiers soient connectés fonctionnellement entre eux ou à d'autres composantes du paysage par un réseau de haies ou de lisières riches en espèces végétales (Terraube et al., 2016). L'importance pour la biodiversité animale des haies (i.e. des forêts linéaires) associées à des talus, notamment les reptiles, a été démontrée expérimentalement en lisière de la forêt de Chizé (Lecq et al., 2017). Autre exemple, Pinaud et al., (2018) ont montré en Charente-Maritime que les Grands Rhinolophes chassaient dans les massifs forestiers connectés à leur colonie de mise-bas. A contrario, les boisements non connectés à la colonie n'étaient pas exploités par les individus suivis en radiotracking.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les atlas et listes rouges produits à l'échelle des ex-régions donnent une cartographie de la distribution et du degré de menace de nombreuses espèces forestières. La riche biodiversité régionale implique une responsabilité importante vis-à-vis de leur conservation, pour à peu près tous les groupes taxonomiques. La diversité des paysages contribue au maintien de la biodiversité forestière en fournissant une mosaïque d'habitats, dans les forêts de feuillus comme dans les forêts de conifères.

[Fait établi] Diversité de la flore
[Etudes empiriques] (>10 études)

[Fait établi] Diversité de la faune
[Etudes empiriques] (>10 études)

[Fait établi] Diversité des paysages
[Etudes empiriques] (>10 études)

3.4.2 Rôle de la biodiversité forestière pour la production de ressources autres que sylvicoles



La forêt est source de nombreuses ressources comme les ressources d'intérêt cynégétique (en France près de 30000t/an), de ressources végétales (liège, plants, graines etc.), ou de miel (5 500 et 6 900 t/an) (EFSE, 2018). La quantité de miel issue de fleurs d'espèces forestières est d'ailleurs équivalente à celle issue des grandes cultures, car les miels unifloraux dit «de cru» (miel de châtaignier, robinier (acacia) ou callune) ont une valeur ajoutée de 1€/kg (données 2005 – GEM, 2005). En forêt de feuillus tempérée européenne, les abeilles mellifères peuvent parcourir jusqu'à 6km dans leur recherche de nourriture (Vissher & Seeler, 1982). Les forêts anciennes, riches en espèces et arbres de grande taille peuvent également fournir des habitats pour les colonies sauvages (Kohl & Rutschman, 2018). En Europe,

on retrouve dans la composition floristique des miels, majoritairement des espèces végétales des milieux forestiers (Escuredo & al., 2012; Hawkins et al., 2015) et quelques espèces comme le châtaignier (*Castanea sativa*), le mûrier sauvage (*Rubus fruticosus*) ou l'aubépine (*Crataegus monogyna*) sont butinées préférentiellement (Hawkins et al., 2015). L'intérêt de combiner sylviculture et apiculture est reconnu depuis longtemps (Hill & Webster, 1995) et la composition floristique et physico-chimique des miels polyfloraux et unifloraux de forêts et de landes est bien connue (Persano-Oddo & Piro, 2004; Hawkins et al., 2015).



Les forêts domaniales ou privées de Nouvelle-Aquitaine renferment d'importantes populations d'ongulés sauvages, lesquelles constituent des ressources cynégétiques de premier plan (Andersen et al., 1998). Il s'agit par ordre d'importance du Sanglier, du Chevreuil et du Cerf élaphe (Réseau Ongulés Sauvages, 2011). En dehors des mammifères, deux espèces d'oiseaux font également l'objet de prélèvements importants. Il s'agit du Pigeon ramier qui fait l'objet d'une chasse spécifique dans certains départements (chasse à "la palombière") (Arnau-duc et al., 2011; Lormée & Aubry, 2018) et de la Bécasse des bois (environ 229 000 oiseaux lors de la saison 2013-2014; Ferrand et al., 2017).

Parmi les produits forestiers non ligneux en Nouvelle-Aquitaine, la cueillette de champignons est une activité particulièrement importante et ancrée dans les territoires forestiers qu'il s'agisse du cèpe (*Boletus edulis*) dans les Landes et l'ex-Limousin ou de la truffe (*Tuber melanosporum*) dans le Périgord.

La filière apicole est également développée dans les Landes de Gascogne, les Pyrénées, les forêts Périgourdines et Limousines (ADANA, 2019). La flore de ces massifs forestiers distincts donne une typicité gustative aux miels produits, doux pour le miel d'acacia prove-

nant de la floraison du robinier (*Robinia pseudo-acacia*) présent sur l'ensemble du territoire; corsé pour le miel de châtaignier des Pyrénées et du Périgord, fruités pour les miels «toutes fleurs» de Montagne. A noter en particulier, la spécificité des miels issues des récoltes de nectar des espèces végétales des sous-bois des forêts de Pin maritime des Landes de Gascogne, en particulier la bourdaine, (*Frangula Alnus*), la bruyère cendrée (*Erica cinerea*), et la callune, *Calluna vulgaris* (Hervé, 2012; ADANA, 2014). Malgré l'importance de la flore forestière pour la filière apicole néo-aquitaine tant en termes de diversification et de valorisation de produits apicoles que de disponibilité et de diversité des ressources alimentaires pour les colonies d'abeilles mellifères (Hervé, 2012), peu d'études scientifiques sont disponibles. La callune représente une ressource alimentaire en période de disette, cependant ce régime pauvre en espèces a été envisagé comme une cause possible de faible immuno-compétence des colonies (Louveaux & Albisetti, 1963). Des travaux expérimentaux récents ont montré qu'un régime alimentaire basé sur un mélange pollinique de richesse spécifique élevée favorise les apports protéiques et augmente l'immunocompétence d'*A. mellifera* (Alaux et al., 2010), ce qui reste à confirmer in situ dans le contexte paysager forestier néo-aquitain.



Rucher ©Fabien Vialloux

CE QU'IL FAUT RETENIR

Peu d'études ou d'analyses quantitatives ont été produites sur le rôle support de la biodiversité forestière dans l'octroi aux sociétés humaines de ressources autres que la ressource bois. Des éléments suggèrent cependant que ce rôle est très important (pour les abeilles, pour les champignons etc).

[Présomption] [Etudes empiriques] (<10 études)

4

Les valeurs de la biodiversité forestière : du marchand au non-marchand

La section 3 a recensé les connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes forestiers et la fourniture de services associés. Les bénéfices économiques, environnementaux et culturels que la société retire de ces services dépend des valeurs qui leur sont attribuées, eux-mêmes variant selon la perception des acteurs qui est traité dans cette section. L'existence et la configuration des écosystèmes forestiers reposent, certes, sur le milieu naturel, mais aussi sur les sociétés humaines, avec leurs flux migratoires, leur organisation et le contenu de leur patrimoine culturel (Prud'homme, 2016; Arnould, 2001), ce qui les place à l'intersection de la nature et de la culture et influence la manière dont ils sont perçus.

L'évaluation des bénéfices de la biodiversité forestière constitue un enjeu d'appui à la décision publique en matière de gestion forestière. Une première étape consiste donc à identifier les différentes valeurs qui sont attachées à la biodiversité. La valeur économique totale de la biodiversité se décompose en deux grandes catégories de valeurs (valeurs d'usage et de non-usage), elles-mêmes constituées de plusieurs sous-catégories. Les valeurs marchandes correspondent aux valeurs d'usage direct, et se définissent à travers les biens et les services qui sont commercialisés. La forêt « produit » de nombreux biens marchands (bois, gibier, champignons, etc) et outre ces aspects productifs, elle est aussi à l'origine de services marchands non productifs en lien avec le tourisme (parcours dans les arbres, animations nature, hébergement en forêt...). Les valeurs non-marchandes correspondent aux autres valeurs : valeurs de non-usage, d'option, et certaines valeurs d'usage direct de non-consommation telles que les activités récréatives qui ne seraient pas soumises aux conditions d'un marché, comme la promenade en forêt libre d'accès (Brahic & Terreaux, 2009).

Dans cette section, nous présentons les connaissances sur les bénéfices perçus du rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes forestiers pour les différents biens et ressources produits (section 4.1) et par les différents acteurs (section 4.2), des propriétaires forestiers qui exercent une activité sylvicole aux usagers qui recherchent des activités récréatives, à la société dans son ensemble.

4.1. PERCEPTIONS ET VALEUR INSTRUMENTALE DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

4.1.1 Diversité, production et économie de la filière bois



Au niveau national, la forêt française est composée à 60% de feuillus, 20% de conifères et 10% de peuplements mixtes. En moyenne, pas plus de cinq espèces d'arbres composent cette forêt, mais la diversité est plus élevée au sein des peuplements mixtes (5,6 essences) et de feuillus (5,2 essences) qu'au sein des peuplements de résineux (3,3 essences). Cette richesse moindre s'explique notamment par la proportion de monoculture plus forte en peuplements de résineux : les peuplements monospécifiques représentent au total 8% de la surface forestière métropolitaine, 5% des peuplements feuillus mais près d'un quart (21%) des peuplements résineux. Une tendance à l'augmentation du nombre moyen d'essences dans les forêts métropolitaines semble se dessiner (EFSE, 2018), largement liée à des choix de gestion (sylviculteurs en faveur des essences d'accompagnement, large part laissée à la régénération naturelle, sélection modérée en lien avec la faiblesse des prélèvements de bois en forêt). La valeur économique de ces différences essences est complexe à calculer car elle varie selon le volume, le diamètre, la durée de la rotation très différente d'une essence à l'autre, le type de produit fini et la demande des marchés, très fluctuante selon les cycles économiques. Si, globalement la demande est très forte pour les essences résineuses depuis plusieurs décennies, certains feuillus voient le

prix moyen unitaire augmenter sensiblement, à l'image du chêne, 151 €/m³ en 2017 contre 135 €/m³ en 2015 (France Bois Forêt, 2017), que les usages soient destinés à la charpente, menuiserie, parquets, rénovation, traverse paysagère, tonnellerie. D'autres feuillus comme le hêtre ont vu leur prix s'éroder de 6% en 2016 (45 €/m³ en 2017). Le marché des résineux connaît aussi des variations selon les essences, par exemple 56 €/m³ pour un Douglas de 1.2 m³ de volume unitaire moyen, proche de son plus haut niveau depuis 2007. Quant au prix du pin maritime, il est fortement lié à l'évolution du prix dans le sud-ouest, région majeure de production, où les prix sont liés au marché de la trituration. Mais la pénurie de bois consécutive à la tempête Klaus de 2009 tend à renchérir le prix unitaire moyen qui s'établissait à 30-35€/m³ en 2008 mais atteint désormais 50-55€/m³. La baisse du cours de l'épicéa, constatée depuis 2014, tend à se stabiliser et à revenir à peu près à son cours de 2012 soit 47€/m³, pour un arbre de 0,9 m³ de volume unitaire moyen. Toutefois la disparité régionale reste de mise : les prix offerts dans l'Est de la France sont généralement 30% à 40% plus élevés que ceux d'Occitanie ou du sud du Massif Central pour l'ensemble des résineux.



En Nouvelle-Aquitaine, la part de résineux est plus importante qu'au niveau national avec plus de 35% des surfaces couvertes de résineux au premier rang desquels, le pin maritime, le douglas et l'épicéa (Agreste, 2018). Mais de fortes disparités existent selon les départements. Seuls trois départements sur 12 ont des forêts majoritairement résineuses (33, 40, 47). Sur l'ancienne région Aquitaine, deux-tiers des superficies ne comptent qu'une seule essence, et un quart deux essences. Par rapport à la moyenne nationale, les forêts de l'ex-Aquitaine sont donc relativement moins diversifiées du point de vue des essences de production et gérées en futaies plus régulières puisque la futaie compte pour 68% de la surface totale (Agreste, 2016). En termes de volume sur pied, le chêne est la première essence de la Nouvelle-Aquitaine (35%), avant le pin maritime (23%) le châtaignier (10%), le hêtre (6,5%) et le Douglas (6%). En 2017, 10,2 millions de m³ de bois ont été récoltés soit 26,7% de la récolte nationale (Agreste, 2019). Le bois d'œuvre représente 50% de la récolte, le bois de trituration et le bois énergie respectivement 37% et 13% (Agreste, 2019). Les résineux représentent 86% de la récolte de bois d'œuvre et 76% de celle des

bois de trituration. Ainsi en termes de volumes récoltés, le pin maritime représente le plus gros volume avec 3,3 Mm³ de bois d'œuvre suivi de l'épicéa (0,48 Mm³), du peuplier (0,39 Mm³) et du Douglas (0,6 Mm³). En 2017, les scieries de la région ont produit **2 millions de m³**, soit **24%** de la production nationale et les sciages résineux représentent 90% du volume produit (Agreste, 2019). La filière biomasse forestière représente également un volume de plus en plus important. La première utilisation est le bois de chauffage, le plus souvent en autoconsommation. 80% des propriétaires de plus de 4 ha sont concernés. La deuxième utilisation est la production de plaquettes pour alimenter 8 chaudières couplées à une cogénération électrique qui consomment 60% de volume et 750 chaudières collectives ou industrielles. De l'amont (sylviculture et exploitation) à l'aval (produits finis, commerce), la filière forêt bois compte ainsi 28 300 établissements pour 56 300 salariés. Le chiffre d'affaires total des entreprises du secteur avoisine **10 milliards d'euros** (CRPF Nouvelle-Aquitaine, 2018).



Si la diversité des essences est une richesse écologique (cf. section 3.1.1), l'essentiel des volumes récoltés provient pourtant d'un nombre restreint d'essences, ce qui résulte à la fois des conditions situationnelles et de choix économiques opérés par les acteurs de la filière bois qui ont privilégié depuis plusieurs décennies les essences les plus productives et les plus demandées par le marché. Le cas du pin maritime est à cet égard exemplaire. Les relations entre les industries sont marquées par une forte interdépendance qui s'organise autour des spécificités matérielles de cette essence : « Chaque qualité de matière composant l'arbre trouve une valorisation industrielle spécifique, chaque diamètre de bois, des éclaircies jusqu'à la coupe rase, correspond à un débouché industriel » (Levy & Belis-Bergouignan, 2011). Traditionnellement, les industries liées au bois d'œuvre valorisent les troncs sous la forme de billons de sciages, tandis que les industries liées au bois de trituration valorisent les bois de plus faibles diamètres et les sous-produits des industries du bois d'œuvre (par exemple la sciure). Ainsi, au sein du réseau sociotechnique, les relations industrielles s'organisent via « un jeu subtil d'équilibre intra-sectoriel » qui s'appuie sur l'essence pin maritime; la morphologie de l'arbre définissant la destination des bois et la distribution des usages des sous-produits de l'exploitation des bois (Mora & Banos, 2014). Cela ne veut pas dire que des essences dites secondaires (robinier, chêne rouge, châtaignier, hêtre, sapin, feuillus précieux) ne soient pas valorisables économiquement (Coello et al., 2013) mais elles exigeraient une mobilisation de l'ensemble de la filière pour organiser et structurer les outils de production, de transformation et de commercialisation en fonction des différentes essences visées.

À l'avenir, il est probable que les débouchés économiques de la filière bois impactent la biodiversité, du fait des enjeux et objectifs de la filière biomasse. Celle-ci représente un volume important (plus de 40% des énergies renouvelables produites en 2014, loin devant l'hydraulique). Pour atteindre l'objectif de 32% d'éner-



gies renouvelables (EnR) en 2030, l'État et les acteurs de la politique forestière se sont prononcés en faveur d'une augmentation significative de la mobilisation des ressources ligneuses (12 millions de m³) à l'horizon 2026, soit un accroissement de plus de 20% des prélèvements actuels. Une des solutions envisagées vise à étendre les types de ressources explorées, ce qui peut avoir des effets importants sur la biodiversité (Deuffic & Lyser, 2012; Banos & Dehez, 2017) car ce mode de valorisation mobilise des sous-produits du bois (branches rémanents, souches) susceptibles d'abriter une biodiversité spécifique très importante pour l'équilibre des écosystèmes forestiers (ex. coléoptères saproxyliques), notamment pour le cycle de production de l'humus forestier (Augusto & Bakker, 2009; Landmann et al., 2010; Landmann & Nivet, 2014). Des itinéraires « biomasse » sont envisagés via des peuplements dits « dédiés » à cette vocation énergétique (Brahic & Deuffic, 2017). Ils peuvent être basés sur des peuplements à courtes ou très courtes rotations et constitués d'une diversité relativement restreinte d'essences à croissance rapide telles que le pin maritime, l'eucalyptus, le robinier, les saules, voire le châtaignier.

CE QU'IL FAUT RETENIR

La valeur d'usage économique direct des forêts repose sur quelques essences dites « objectifs » comme le pin maritime, le douglas ou le chêne. La valorisation de ces essences se fait en cascade, le bois d'œuvre apportant le maximum de valeur ajoutée. Mais d'autres produits intermédiaires – les bois dits « d'industrie » – sont également valorisés sous forme de palettes ou de produits-bois composites issus de la trituration. Enfin la filière bois-énergie permet de valoriser les sous-produits. À côté de ces essences très productives, les forêts de Nouvelle-Aquitaine contiennent aussi une grande variété d'autres espèces d'arbres, au potentiel productif non négligeable mais souvent moins bien valorisées.

[Fait établi] [Etudes empiriques] (>10 études)

4.1.2 Évaluation économique de la commercialisation des produits forestiers non ligneux



Les forêts sont pourvoyeuses de nombreuses ressources en plus du bois. Il s'agit de produits forestiers non ligneux que la FAO (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture) définit comme « l'ensemble des biens et services pouvant être vendus, autoconsommés ou utilisés par l'industrie comme sources de matière première et qui proviennent des ressources renouvelables et de la biomasse forestières ». Dès 1991, elle a lancé un vaste programme de promotion et de développement des produits forestiers non ligneux, notamment à destination des pays du sud. C'est alors que la communauté scientifique s'est réellement saisie de la question, en lien avec le développement durable (Aubertin, 2002; Ansel et al, 2016; Hall et al, 1993; Tonga Ketchatang et al, 2017; Tréfon & Cogels, 2007; Lassagne, 2007). Trois catégories de produits sont visés: les produits alimentaires (gibier, champignons, plantes sauvages comestibles, miel, châtaigne, plantes aromatiques, etc.), les produits ornementaux (fleurs, mousse, liège, semences et plants forestiers, etc.) et les produits pharmaceutiques et biochimiques (drogues, anesthésiques, des purgatifs, lotions, tanins, etc.). La plupart des travaux concerne les forêts tropicales, le Canada constituant à cet égard une exception (Turgeon, 2003). En France métropolitaine, la quantité de prélèvement et la valeur monétaire globale des produits forestiers non ligneux comme indicateurs pour la gestion durable des forêts françaises métropolitaines est suivie depuis 1995 (Maaf-IGN, 2016). Le rapport Efese (2018) a permis d'évaluer de façon quantifiée les services écosystémiques rendus par la forêt. Ces ressources économiques recouvrent

par exemple la venaison (28 806 t/an, soit 262 M€), le liège (710 t/an, soit 0,211 M€), les plants (71 millions/an, soit 44 M€), les graines (73 t/an, soit 3 M€), les sapins de Noël (6 millions/an, soit 114 M€), le miel (6 ou 7 t/an, soit 25 à 34 M€). Le rendement de miel issue de fleurs d'espèces forestières est d'ailleurs équivalent à celui issue des grandes cultures, car les miels unifloraux dit « de cru » (miel de châtaignier, robinier (acacia) ou callune) ont une valeur ajoutée de 1 €/kg (données 2005 – GEM, 2005). Les espèces d'ongulés sauvages d'intérêt cynégétique hébergées par les écosystèmes forestiers participent à la contribution de la chasse au total des valeurs produites par la forêt, une part évaluée entre 6-9% en moyenne en France (Berger, 2005; Ballon et al., 2012). Cependant, leur herbivorie sur les plantations conduit à une indemnisation des propriétaires forestiers globalement à hauteur d'environ 2 millions d'euros par an tandis que le bénéfice de la chasse serait estimé à environ 21,5 millions d'euros (Rakotoarison & Point, 2012). Les coûts liés aux collisions entre les ongulés et les véhicules ne sont toutefois pas pris en compte, alors qu'ils peuvent s'avérer très importants (115-180 millions d'euros en France selon Vignon & Barbraureau, 2008). Pour les propriétaires forestiers, la valeur locative de la chasse est une source de revenus parfois importante: en moyenne en France la valeur locative représenterait 19€/ha/an pour la forêt privée et 36 €/ha/an en moyenne pour les massifs domaniaux (Ballon et al., 2012).



Si les pratiques de cueillette de champignon et leurs usages ont été abondamment décrits (Duhart, 2012), peu d'études existent sur l'importance économique de cette filière. Des études exploratoires menées en Haute-Corrèze (Balabanian, 2004) donnent un aperçu des retombées économiques de la vente de produits forestiers non ligneux tels que les cèpes. La cueillette de ce champignon a en effet généré des compléments de revenu individuel saisonnier non négligeable. De la fin des années 60 jusque dans les années 80, le prix des cèpes « à la production » atteignait 120 F/Kg (18,3 euros/kg), la valeur moyenne étant de 10,7-12,2 euros avec des valeurs extrêmes allant jusqu'à 16,8 € (Tableau 4.1). Jusqu'en 1990, le cèpe du Limousin était expédié sur les marchés parisien et de la Côte d'Azur et dans de nombreuses régions françaises – il servait à alimenter nombre de conserveries, en ex-Aquitaine tout spécialement – et même à l'étranger (par exemple en Italie, quand des camions italiens fréquentaient le Plateau de Millevaches). Mais depuis 1990 et la chute du Rideau de fer, la France est devenue un gros importateur de



Cèpe ©Fabien Vialloux



champignons non seulement des pays de l'Est – entre autres Roumanie, Pologne, Serbie, pays baltes, Russie, République tchèque – mais aussi du Royaume-Uni ou d'Espagne. Ces importations ont déstructuré les filières économiques locales mais leur état actuel n'a pas fait l'objet d'évaluations économiques récentes. Concer-

nant la chasse, les retombées économiques au niveau local ou régional de la chasse en forêt sont diverses, souvent liées aux différents postes de dépenses personnelles des chasseurs (alimentation, déplacements, hôtellerie-restauration, armes, chiens : **Vollet, 2013**) mais sont globalement peu ou pas évaluées.

TABEAU
4.1

Évolution de 1965 à 2003 du volume moyen et de la valeur économique (en euros ; valeur 2004) du produit obtenu par un bon ramasseur lors d'une récolte journalière de cèpe en Haute-Corrèze (d'après Balabanian, 2004).

ANNÉE	VOLUME MOYEN DE LA RÉCOLTE JOURNALIÈRE (EN KG)	PRIX MOYEN AU KG (EN EUROS)	PRODUIT TOTALE (EUROS)
1965	70	11,4	800,36
1990	35	10,7	373,5
2003	9	6,1	54,90

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'évaluation économique des services écosystémiques rendus par les produits non-ligneux est encore balbutiante pour les forêts de la Nouvelle-Aquitaine comparé au niveau national. On sait cependant que la valorisation des champignons, l'impact économique des activités cynégétiques ou la production de miel constituent des compléments de revenus et des sources d'emplois souvent saisonniers non négligeables. Mais des études plus spécifiques devraient être menées pour évaluer plus précisément leur impact économique à une échelle territoriale.

[Suggestion] Cueillette de champignon **[Etudes empiriques]** (<5 études)

4.2. PERCEPTIONS ET VALEURS CULTURELLES ET PATRIMONIALES DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

4.2.1 Perceptions des propriétaires fonciers



Émergeant dans la communauté scientifique au milieu des années 1980, le concept de biodiversité a eu quelques difficultés à être approprié par les propriétaires forestiers, en Europe comme en France. Pierre angulaire des mesures de conservation de la biodiversité en Europe, la mise en œuvre de la Directive Habitats, a en effet suscité un mouvement de contestation au milieu des années 1990, ayant peu associé les propriétaires fonciers et les autorités faisant preuve de peu de flexibilité dans l'appli-

cation de cette directive (**de Koning et al., 2014; Blicharska et al., 2016; Blondet et al., 2017**). Cela a eu pour effet de créer dans un premier temps un mouvement de méfiance et de contestation des propriétaires forestiers vis-à-vis de ce concept. Dès 1994, soit à peine deux ans la promulgation de la directive Habitats, les représentants des forestiers privés français se sont ainsi opposés à toute forme de contrainte qui risquait de rendre impossible certaines opérations de gestion forestière (**Alphandéry & Fortier,**



2007; Rameau, 1997). Après avoir réussi à suspendre le dispositif, les représentants des forestiers et des chasseurs ont obtenu à partir de 1998 des modifications substantielles de la démarche : associés à la définition des périmètres et à la rédaction des documents de gestion, ils sont parvenus à diviser par deux la superficie initialement prévue en zones spéciales de conservation (ZSC). Cette hostilité vis-à-vis de Natura 2000 n'exprime pas forcément un rejet en bloc de la notion de biodiversité mais plutôt une incompréhension d'un terme « savant » et « à la mode » (Deuffic et al., 2012). Le dispositif Natura 2000 touche une corde sensible (Alphandéry & Fortier, 2007) : critiqués sur leur façon de gérer le vivant et les espaces non directement productifs voire fragiles, les chasseurs et les forestiers se sont sentis délégitimés dans leur rôle traditionnel de gestionnaires de l'espace rural. En France comme dans d'autres pays européens, beaucoup de propriétaires forestiers préfèrent ainsi ne pas souscrire de

documents de gestion. Mais ils ne le font pas toujours pour les mêmes raisons, les uns préférant ne pas être liés par contrat à une autorité environnementale quelconque, les autres considérant la préservation de la biodiversité comme un acte altruiste, échappant à toute forme de monétarisation (Primmer et al., 2014; Polomé, 2016). Pourtant, depuis 2005, la biodiversité transparait de plus en plus dans les pratiques et les catégories de pensée des chasseurs et des forestiers au point d'intégrer cette notion comme une de leurs attentes en matière de gestion forestière ainsi que le montre l'enquête nationale sur la structure de la forêt privée de (Maaf-IGN, 2016) : la préservation de la biodiversité constitue l'une des deux principales attentes des propriétaires forestiers vis-à-vis de la forêt pour 11% d'entre eux, derrière la production de bois (33%), la constitution d'un patrimoine (34%) et l'attachement affectif (65%).



Comme au niveau européen ou français, l'intégration des enjeux de biodiversité varie considérablement selon les propriétaires forestiers aquitains. Des enquêtes qualitatives menées auprès de forestiers landais entre 2006 et 2010 (Deuffic, 2012) montrent que les représentations de la biodiversité oscillent autour de quatre figures distinctes de la biodiversité :

- **Une biodiversité-contrainte** vue comme un gage insuffisant de rentabilité. Pour ces forestiers soucieux de performance économique, la prise en compte de la biodiversité augmente les coûts d'exploitation. Leur définition de la biodiversité s'arrête souvent à la diversité des arbres productifs. Ils croient peu aux avantages fonctionnels ou à l'intérêt économique à long terme de la biodiversité, d'autant que leur réussite économique n'a jamais eu besoin de prendre en compte cette dimension et que la plupart d'entre eux détient une éco-certification attestant de leur engagement environnemental. De fait, la conservation de la biodiversité est souvent mise en œuvre dans des espaces sans valeur sylvicole (ripisylve, zones humides). Ils ont une déclinaison essentiellement utilitariste de la biodiversité qu'il s'agit de préserver mais pas d'augmenter (Ribereau-Gayon, 2012);

- **Une biodiversité sauvage**, vue comme un symbole de la défaite de l'homme face à la nature. Cette représentation de la biodiversité est plus fréquente chez les forestiers absents, démotivés et peu intégrés dans les réseaux sociaux forestiers. Ayant souvent abandonné toute gestion forestière, ils mobilisent le registre de la saleté et du danger et jettent un regard négatif sur ces espaces considérés comme des zones de relégation, des « espaces sauvages », « impropres », « sales » qu'incarnent les accrus et les friches forestières (Le Floch, 2008; Deuffic, 2009);

- **Une biodiversité ordinaire**, sous-produit de la gestion forestière. Pour ces propriétaires forestiers, la diversité des essences secondaires comme les feuillus précieux, les fruitiers, la strate herbacée, fait partie du système productif même si elles n'en constituent pas les essences «

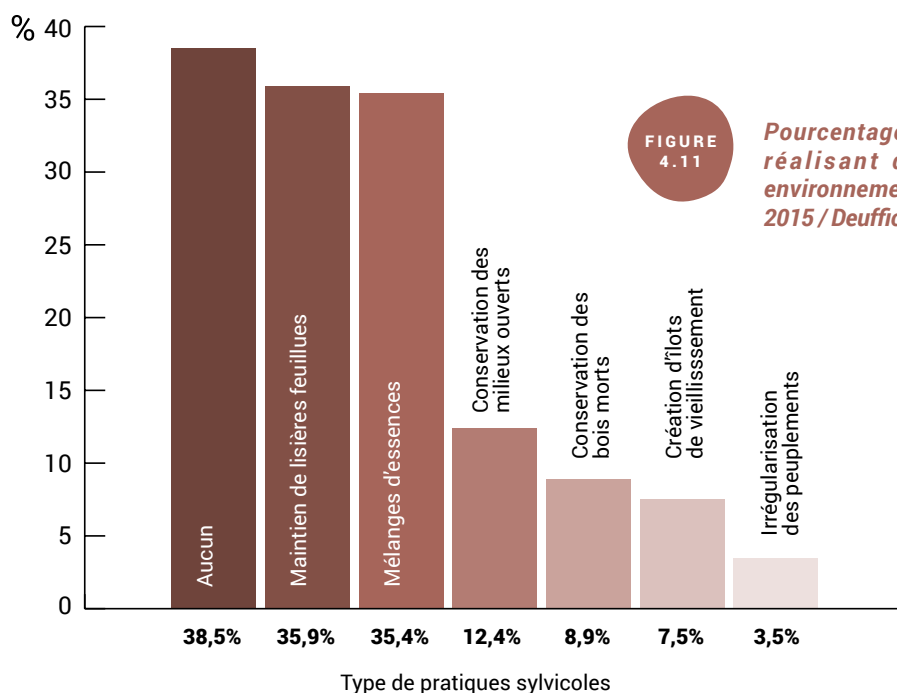
objectifs ». Ils y associent également la diversité des modes de traitements sylvicoles : taillis, taillis-sous-futaie, futaie régulière par bouquets ou par parquets... Combinée à la diversité des classes d'âges et des surfaces, la biodiversité ordinaire se décline donc d'abord en termes de diversité des structures paysagères à l'échelle du massif;

- **Une biodiversité-alliée**, auxiliaire du métier de forestier. Cette représentation est partagée par les forestiers « environnementalistes » qui replacent cette notion dans un ensemble de concepts écologiques comme la fonctionnalité ou la résilience. Pour eux, prendre en compte la biodiversité ne relève pas d'une attention particulière, mais fait partie intégrante du travail du forestier. Cela consiste à diversifier les essences de production, maintenir le sous-étage, préserver des espaces spécifiquement dédiés (îlot de vieillissement, zone en libre évolution, etc.). Ils considèrent également que la préservation rapporte plus qu'elle ne coûte, permettant de limiter les effets des perturbations en rendant leur système plus résilient. 426 propriétaires forestiers landais ont été enquêtés (Figure 4.11; Dehez et al., 2015; Deuffic & Brahic, 2018) : 40% disent ne rien faire de spécial en matière d'environnement, 35% maintiennent des lisières feuillues et favorisent les mélanges d'essences notamment en sous étage mais 9% seulement conservent des bois morts. Parmi les raisons de réaliser ces travaux, la biodiversité arrive en priorité pour 50% des répondants, tant pour des motifs instrumentaux (de protection phytosanitaire des peuplements par exemple) que pour des motifs éthiques (souhait de préserver des espèces emblématiques des forêts aquitaines), suivi par l'idée de favoriser le fonctionnement de l'écosystème et d'améliorer la résistance des peuplements aux aléas. À l'inverse, les raisons avancées pour ne pas réaliser ces actions sont le coût de ces opérations (35% des répondants) et le manque de savoir-faire (Deuffic & Brahic, 2018).



Les arguments hostiles à une évolution plus environnementale des pratiques sylvicoles déclinent face à l'« urgence écologique ». Les forestiers se réapproprient ainsi les référentiels cognitifs et pratiques de l'écologie. Comme chez les chasseurs (*Ginelli, 2012*), l'écologisation des pratiques devient pour les forestiers une ressource leur permettant d'apparaître comme les dépositaires d'un rapport privilégié à la nature en faisant presque oublier le passage obligé qu'est la récolte des arbres. De fait, on

assiste à une multiplication des dispositifs intégrant les enjeux de biodiversité : réseau national de naturalistes et des spécialistes « environnement » à l'ONF et dans les CRPF, mise en œuvre de méthodologies d'estimation de la biodiversité taxonomique des peuplements forestiers, guides pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière (*CRPF Aquitaine, 2004*).



CE QU'IL FAUT RETENIR

La perception de la biodiversité par les propriétaires forestiers en Nouvelle-Aquitaine a récemment évolué. S'ils ont exprimé pendant longtemps une certaine hostilité vis-à-vis de cette notion souvent défendues par les associations naturalistes, 20 ans après le lancement de Natura 2000 et des débuts plutôt chaotiques, les propriétaires forestiers se sont progressivement appropriés le concept. Elle apparaît aujourd'hui pour un certain nombre de forestiers comme un allié potentiel et un facteur de résilience potentiellement très utile au vu des changements climatiques en cours et du risque accru de perturbations biotiques et abiotiques.

[Présomption] [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

4.2.2 Valeurs patrimoniales et récréatives pour les usagers et les habitants



La récréation occupe désormais une place importante dans nos sociétés. À l'échelle européenne, c'est un phénomène qui s'est globalement démocratisé et diversifié ces dernières années (Sievänen et al., 2008; EFSE, 2018). En France ainsi que dans la plupart des pays européens les plus urbanisés et les plus peuplés, les forêts (et les espaces verts) constituent souvent les seuls espaces de nature accessibles à un public de proximité (Simpson et al., 2008). En France métropolitaine, la surface moyenne de forêt par habitant est de 0,26 hectare (EFSE, 2018). Cette valeur est stable depuis 1993 grâce à l'augmentation de la surface forestière en parallèle à l'augmentation de la population. Les forêts font ainsi partie des sites récréatifs préférés des Français (Abildtrup et al., 2012) : une enquête nationale (Peyron et al., 2002) montre que les promenades à la campagne ou en forêt occupent la première place des loisirs des ménages, devant les spectacles, les sorties culturelles ou les parcs d'attraction. Les enquêtes nationales réalisées par l'ONF et l'Université de Caen en 2004, 2010 et 2015 montrent aussi que les forêts font par-

tie des espaces « naturels » les plus fréquentés, après la campagne (Granet & Dobré, 2009). En 2010, un peu plus de sept Français sur dix déclaraient ainsi se rendre en forêt durant leur temps libre (Cordellier & Dobré, 2011). Les forêts accueillent ainsi chaque année des centaines de millions de visiteurs, bien que le rôle de la biodiversité dans cet attrait soit mal connu. Une enquête nationale de 2012 (Brahic & Rambonilaza, 2016) évaluait la valeur que les Français accordent à divers modes de gestion favorables à la biodiversité en forêt publique. Cette étude visait les modes de gestion concernant la structure de la forêt (âge des peuplements), la diversité des essences du peuplement, la présence de rémanents et la présence d'arbres à haute valeur écologique. Les résultats montrent notamment que le public valorise davantage les supports de la biodiversité qui sont les plus connus (structures et diversité des essences) alors que les rémanents sont le support de la biodiversité le moins valorisé par le public (Dobrée et al., 2005; Brahic & Rambonilaza, 2016).



Il existe une longue tradition de pratiques récréatives et de loisirs dans les forêts de Nouvelle-Aquitaine. En 2006, 77% des ex-Aquitains déclaraient s'y être rendus durant leur temps libre (Dehez, 2010). En termes d'attractivité, la forêt arrive en troisième position, derrière la campagne, la mer et les plans d'eau (plus de 80% chacun). La disponibilité locale de la ressource (mesurée par la surface forestière de la commune) est un facteur favorable ainsi que le fait de fréquenter d'autres espaces naturels durant ses loisirs. Les lieux de pratiques ne sont également jamais très éloignés du domicile. Les déplacements pour se rendre en forêt sont assez courts, avec une moyenne de 27 kilomètres (aller-retour) soit un trajet qui dure trois quart d'heure environ. Il semble en outre que le temps passé en forêt (deux heures en moyenne) s'allonge avec l'éloignement, témoignant en quelque sorte d'une volonté « d'amortir » le trajet (Dehez, 2010). Bien que la voiture prédomine, la part des piétons est importante (40% environ). Elle est en tous les cas nettement plus élevée que dans d'autres enquêtes nationales. Les activités pratiquées sont assez classiques : la promenade est citée par 96% des Aquitains, devant le repos (83%), la cueillette (81%) ou encore l'observation de la nature (80%), activité qui met donc la biodiversité au centre des intérêts trouvés par les usagers à la pratique récréative en forêt (Dehez, 2010). Ces résultats coïncident avec les données nationales (Dobré et al., 2005) à l'exception du sport qui semble être sous-représenté en ex-Aquitaine. Il est intéressant de noter que les activités « traditionnelles » (ramassage du bois, pêche et chasse) n'ont pas nécessairement plus de poids ici qu'ailleurs, puisqu'elles sont citées par un quart environ des individus seulement. Enfin, les loisirs motorisés concernent moins de

10% des visiteurs. Pour autant, ce sont parmi ceux qui génèrent le plus d'oppositions et de conflits d'usages (cf section 4.2.3).

Une autre étude, sur la perception de la biodiversité sur le plateau de Millevaches (Brédif et al., 2017) décrit les cinq raisons principales supportant l'importance de la biodiversité sous ces différents aspects pour ce territoire. Certaines sont assez générales (notion de responsabilité, signe de qualité du territoire, composante d'importance de la qualité de vie et du bien-être), mais deux au moins font spécifiquement référence à la forêt : la dimension paysagère, et la perception de la biodiversité comme une ressource avec d'une part des produits (bois de chauffage, bois d'œuvre, champignons, miel, etc.) et des services d'autre part (qualité de l'air, attrait touristique, résilience des peuplements).



Promenade en forêt ©Laurent Mignaux Terra



Enfin l'histoire de la perception des forêts des Landes de Gascogne par ses usagers témoigne des importants changements de l'imaginaire collectif d'un territoire forestier au cours du temps. Du désert landais synonyme de « néant agricole et de marécages abandonnés » à un territoire attirant et attractif en termes aussi bien résidentiels que touristiques, on observe une complexe évolution des valeurs et perceptions associées au milieu ainsi qu'aux qualités attendues par ces usagers (*Mora & Banos, 2014*). Ainsi, la biodiversité, notamment des es-

pèces d'arbres, devient un critère important de l'appréciation socio-culturelle du massif landais, là où « le mélange de variétés d'arbres » est spécialement plébiscité à l'inverse des « arbres plantés de façon régulière » (*Dehez & Lyser, 2013*). Cette transition de la perception du massif forestier reflète dès lors sa 'patrimonialisation', fondée sur des valeurs naturelles, où la forêt landaise se constitue autant comme patrimoine naturel à protéger qu'en tant que forêt de production (*Bouisset & Pottier, 2009*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

À l'inverse des propriétaires forestiers qui craignent les injonctions à prendre en compte la biodiversité, les autres usagers de l'espace rural plébiscitent en général cette notion car elle leur semble participer de l'équilibre et de la qualité des écosystèmes. La diversité des perceptions varie ainsi selon les usagers et habitants, mais aussi dans le temps, selon des critères socio-culturels impactant la construction sociale du milieu forestier.

[Présomption] [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

4.2.3 Multifonctionnalité et conflits entre usages de la biodiversité et les valeurs associées



De nombreux travaux scientifiques montrent que les forêts sont des constructions humaines répondant aux besoins de la société : habitat, bassin de ressources ligneuses renouvelables, source d'énergie et de nourriture, complément de l'agriculture et des élevages, mais aussi et de plus en plus souvent, lieu de détente et espace de loisirs (*Hoogstra, 2017; Beaudet, 2006; Papillon & Dodier, 2012; Urquhart, 2012*). Cette multifonctionnalité de la forêt se matérialise par une médiation entre les trois principaux acteurs de la forêt (*Filot, 2005*) : les personnes qui en retirent un bénéfice de par l'usage qu'elles en font (les « usagers »); les propriétaires, privés ou publics, qui retirent de la forêt des revenus financiers et déterminent, seuls ou en collaboration avec l'administration forestière,

l'aménagement de leur forêt et l'importance relative des différents usages; et enfin les pouvoirs publics, qui élaborent la politique forestière et réglementent les usages et les fonctions. Ces trois acteurs développent une vision utilitaire de la forêt, une nature sous contrôle, fleurie et propre (*Robert & Yengué, 2018*). Mais cette recherche de multifonctionnalité n'est pas sans créer de tensions et de conflits entre propriétaires/gestionnaires de la ressource et usagers, en particulier sur la façon de concilier conservation de la biodiversité et gestion forestière productive en Europe (*Bergseng, 2009; Bonsu, 2019; Blondet, 2017; Eckerberg, 2013; Niemela, 2005; Zachrisson, 2013*) comme en France (*Fortier, 2005; Alphonandéry, 2007*).



Que ce soit dans l'ex-Limousin ou au cœur des Landes, des territoires autrefois désertés sont désormais recherchés pour la qualité de leur cadre de vie. L'attractivité de ces espaces dessine ainsi une pluralité de trajectoires territoriales dont les moteurs sont la périurbanisation, la littoralisation et les nouveaux rapports de nos sociétés aux espaces ruraux. La démarche de prospective

territoriale menée sur le massif landais (*Mora & Banos, 2014*) montre ainsi que les migrations résidentielles concernent tout d'abord les communes situées à proximité d'aires urbaines en croissance (Bordeaux, Bayonne et Mont-de-Marsan). Les communes situées entre Bordeaux et Arcachon ou dans le Sud Landes ont désormais des densités comprises entre 100 et 300 hab/km². La



recherche d'espace et d'un cadre de vie plus proche de la nature et les effets d'éviction du coût du foncier et de l'immobilier ont reporté l'accession à la propriété d'une partie des classes moyennes vers les espaces périurbains tels que le Médoc, le bassin d'Arcachon et le sud-ouest des Landes. Le centre des Landes devient ainsi peu à peu une sorte de périphérie des aires métropolitaines de Bordeaux et Bayonne. Érigées en prototype de l'anti-ville et en archétype du naturel (*Eizner, 1995*), les forêts de Nouvelle-Aquitaine se retrouvent même au centre de toutes les attentions par les espaces de récréations qu'elles offrent et leurs contributions à divers équilibres écologiques, telles que la conservation de la biodiversité, la lutte contre le réchauffement climatique ou la régulation des eaux (cf section 3). Or l'arrivée de nouvelles populations dans les territoires ruraux des Landes de Gascogne se traduit par d'importantes recompositions sociales et des regards nouveaux portés sur les écosystèmes forestiers, leurs composantes et leur gestion. De fait, la forêt des Landes fait fréquemment l'objet de jugements esthétiques négatifs de la part de certains observateurs extérieurs qui évoquent « un champ de pins » (*Arnould et al., 2002*). À l'inverse, les propriétaires et gestionnaires forestiers tentent de justifier la présence du pin maritime, non pas via la mise en avant de la biodiversité forestière (terrain trop « glissant »), mais en mobilisant une autre famille de valeurs pour légitimer l'action du sylviculteur : la valeur culturelle et la valeur économique (*Bouisset & Pottier, 2011*). Dans ce cadre, sont vantés l'ancienneté du pin maritime et son rôle majeur dans le développement d'une économie territoriale. Ces différents regards montrent que les « fonctions sociales » de la forêt landaise, loin de se réduire à quelques activités symboliques et traditionnelles, se renouvellent en impliquant un nombre conséquent d'usagers et une diversité de pratiques. Or, ces fonctions mettent en avant des propriétés sylvicoles qui ne correspondent pas nécessairement aux caractéristiques et aux évolutions actuelles d'une forêt mono-spécifique avant tout fabriquée par les usages sectoriels du bois (*Mora & Banos, 2014*). Les tensions ponctuelles qui peuvent en découler ne sont pas nécessairement nouvelles. Malgré le rappel régulier par les organisations professionnelles (propriétaires et industriels) des risques inhérents à une fréquentation excessive des forêts (incendies, dégradations, engagement de la responsabilité du propriétaire) et leur refus de voir les usagers s'immiscer dans la gestion forestière (*Ribeyreau-Gayon, 2011*), les attentes du public sont relayées et légitimées par divers acteurs institutionnels au sein de multiples arènes, dont les Chartes forestières de territoires (*Candau & Deuffic, 2009*). Même si le pin maritime demeure un marqueur identitaire particulièrement prégnant et la forêt un paysage familier faisant partie intégrante de la vie de nombre d'habitants (*Pottier, 2010*), ces valeurs sont désormais majoritairement portées par des personnes qui vivent davantage dans la forêt que de la forêt. Cela n'est pas sans conséquence sur les attachements construits au quotidien : les associations de riverains et de protection de l'environnement sur certains territoires littoraux et retro-littoraux remettent ainsi en cause certaines activités forestières, et en particulier la pratique des « coupes-rases » (*Bouisset & Pottier, 2009*).

De par leurs impacts paysagers, ces pratiques sont perçues comme des attaques contre l'intégrité d'un cadre de vie ou bien comme des perturbations allant à l'encontre du bon fonctionnement de l'écosystème forestier (*Bouisset & Pottier, 2009*). De surcroît, les préoccupations de ces associations sont de plus en plus relayées par des collectivités qui érigent l'attractivité de leur territoire au rang de priorité. Cela se traduit par une intégration de ces problématiques dans les documents d'urbanisme avec, par exemple, la définition de périmètres et de zonages réglementaires visant à limiter les pratiques forestières intensives et les « coupes rases ». En prise avec les processus globaux d'écologisation (*Mormont, 2009*), les liens tissés par les acteurs non-sectoriels autour des objets de nature concourent également à mettre en exergue une diversité forestière, à la fois biologique et paysagère, bien éloignée des stéréotypes de la pinède monotone de pin maritime (*Deuffic et al., 2010*). Cela est notamment perceptible dans les zonages environnementaux dont la multiplication dans les Landes de Gascogne (Natura 2000, réserves naturelles, arrêtés de biotope...) ces vingt dernières années traduit l'extension des réseaux de patrimonialisation à des espaces tels que les lagunes ou les forêts galeries (ripisylves), et des espèces comme le grand capricorne du chêne, la cistude ou le triton marbré. Comme ces espaces et ces espèces sont souvent situés au cœur de la forêt, on assiste à une imbrication progressive des espaces, ce qui occasionne parfois des contraintes en termes de gestion forestière, et donc des conflits comme dans le cas de Natura 2000 (*Deuffic, 2010*). Les publics participent ainsi à différencier les forêts et les espaces en fonction de qualités « naturelles » : les espaces les plus fréquentés et appréciés sont souvent ceux qui permettent d'appréhender non seulement une mixité de couverts forestiers, mais également une variété de milieux avec notamment la présence d'eau, de clairières ou encore de points de vue (*Dehez & Lyser, 2012*). Ces processus de requalification peuvent induire un renversement de la hiérarchie des valeurs vis-à-vis de la forêt cultivée, voire même une forme de relégation d'une sylviculture de pin maritime qui « limite l'intérêt écologique et favorise l'homogénéité des paysage ». Cette mise sous tension de la forêt cultivée de pin maritime est encore accentuée par des débats sur sa capacité à répondre au développement d'autres enjeux globaux, tels que la production l'énergie ou le stockage carbone (*Mora & Banos, 2014*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

La profonde mutation des territoires ruraux de Nouvelle-Aquitaine conduit à un brassage des populations et notamment une extension des populations urbaines vers ces territoires. Celles-ci portent en elles des valeurs et des attentes différentes de celles des habitants et usagers traditionnels. Cela peut favoriser des changements de pratiques sur ces espaces mais aussi générer des tensions. Pour favoriser cette cohabitation entre usagers, il paraît important de prévoir à terme des actions de médiation, de concertation et de négociation et des instances où débattre collectivement de l'avenir de ces territoires forestiers et notamment de la place réservée à un bien commun tel que la biodiversité.

[Présomption] Landes de Gascogne **[Etudes empiriques]** (<10 études)



Forêt de pin ©Jean Servant

5

État de la biodiversité dans le socio-écosystème forestier

Les sections précédentes ont démontré le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des milieux forestiers ainsi que dans les valeurs esthétiques, économiques et patrimoniales attachées à ce socio-écosystème régional. Ces diverses fonctions ne peuvent être pérennisées que si la biodiversité qui les supporte est présente, protégée et en bon état de conservation. Cependant, comme dans la majorité des écosystèmes, les activités humaines ont un impact majeur sur les milieux forestiers, des forêts tropicales à la forêt boréale, affectant globalement leur biodiversité animale et végétale. Les forêts naturelles ou primitives ont connu de profonds changements, caractérisés par la fragmentation et la destruction des habitats naturels ainsi que la transformation de l'usage des terres.

La déforestation est ainsi devenue une des principales causes du déclin de la biodiversité à l'échelle mondiale : de 2010 à 2015, la forêt naturelle a subi une perte nette de 6,5 millions d'ha par année (FAO, 2015a). Les forêts de plantation sont à 99% des monocultures d'arbres et pourraient représenter 20% de la surface totale des milieux forestiers mondiaux d'ici la fin du siècle (Horák et al., 2019). A ces changements s'ajoutent les effets combinés du changement climatique, de la pollution atmosphérique et des espèces invasives. En France, on observe ainsi une faible proportion de peuplements protégés pour la biodiversité au sens de la conférence ministérielle pour la conservation des forêts en Europe (1,2% de la surface forestière) et une régénération artificielle plus importante que la régénération naturelle (Gosselin et al., 2009).

Or, les forêts sont de par leur structure écologique, leur variabilité et leur étendue, des écosystèmes avec une part considérable de biodiversité, abritant jusqu'à 90% de la biodiversité terrestre mondiale (World Bank, 2013). De nombreuses études montrent cependant un déclin des populations et d'espèces de plantes, insectes, oiseaux et mammifères dans les milieux forestiers (Burrascano et al., 2013; Horák et al., 2019; Lelli et al., 2019). Parmi les causes principales de ce déclin, l'homogénéisation des forêts et la destruction de l'habitat contribuent à accélérer l'extirpation puis l'extinction des populations. En France, on estime qu'une espèce de mammifères sur cinq est menacée d'extinction, et que la moitié demande un effort de conservation (principalement les grands carnivores et les chauve-souris) (Valauri & Neyroumande, 2009). Les connaissances pour définir l'état de la biodiversité forestière en France restent malgré tout relativement limitées, en raison d'un manque de suivis d'espèces représentatives de la situation nationale (Gosselin et al., 2009).

5.1. L'ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ DANS LES SOCIO

ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS : CAS DE LA NOUVELLE-AQUITAINE



La biodiversité forestière, à l'échelle mondiale, est fortement dépendante du mode de gestion de cet écosystème: une méta-analyse a montré que les forêts de plantation peuvent avoir une richesse spécifique locale jusqu'à 40% inférieure aux forêts naturelles, avec des effets moyens différents selon les taxons (Chaudhary et al., 2016). Dans les forêts tempérées d'Europe et d'Amérique du Nord, un changement significatif de la composition d'espèces végétales a été observé sur les espèces des strates herbacées et arbustives : plus d'un tiers des espèces a été remplacé, principalement à cause de préférences de température, reflétant une 'thermophilisation' de ces communautés végétales (De Frenne et al., 2013). En Europe, où les forêts de conifères ont souvent remplacé les feuillus et les forêts mixtes, la diversité végétale a connu une baisse importante d'espèces spécialistes, de lichens et une réduction de la mul-

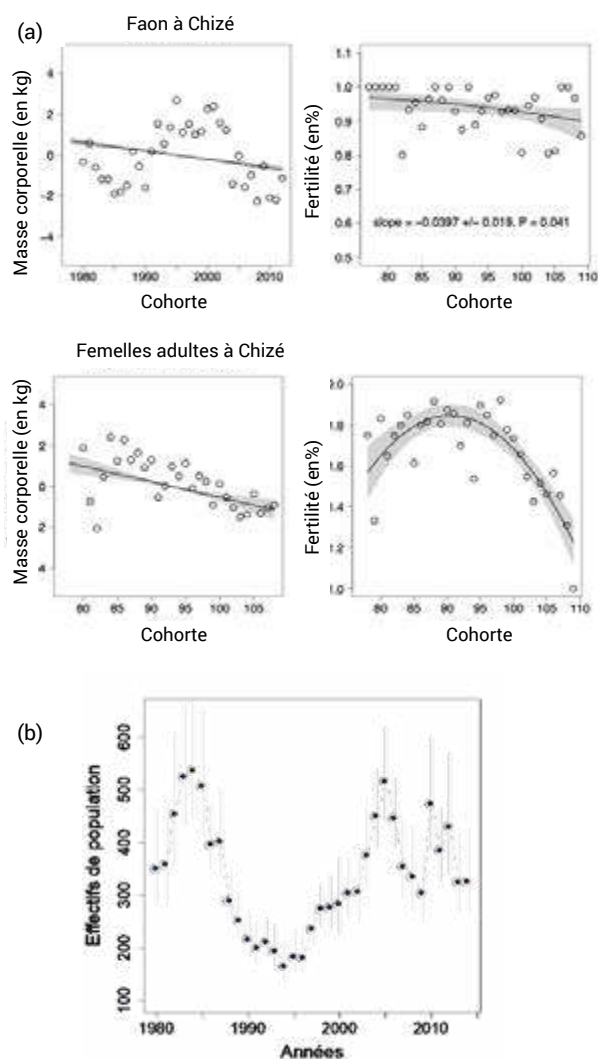
tifonctionnalité à l'échelle du paysage (Keith et al., 2009 ; Reinecke et al., 2014 ; van der Plas et al., 2016). A ces changements et réduction de la diversité végétale s'ajoutent des tendances négatives pour la faune: une baisse de 11% des populations d'oiseaux communs des forêts européennes (163 espèces indexées) a été observée entre 1990 et 2012 (BirdLife International, 2015), tandis que 40% des espèces de coléoptères saproxyliques (dépendant du bois mort) sont en danger et que la majorité des autres est en déclin (Vallauri & Neymourande, 2009). Dans les forêts françaises, le nombre et le taux d'espèces forestières menacées ou disparues varient aussi selon les groupes taxinomiques : on en compte 20% chez les oiseaux, 5% chez les mammifères, et 19% chez les invertébrés (Maaf-IGN, 2016). Pour ce qui concerne les oiseaux, les espèces de milieux forestiers sont stables à l'échelle nationale (Stock CRBPO-MNHN).



En Nouvelle-Aquitaine, il n'existe pas ou peu de suivi à long terme de la biodiversité en milieu forestier, du moins standardisé et à grande échelle. Certains taxons font cependant l'objet de suivis quantitatifs depuis des décennies, comme c'est le cas par exemple du chevreuil (et dans une moindre mesure du sanglier) ou des serpents et des communautés d'oiseaux en forêt de Chizé (Andersen et al., 1998; Lelièvre et al., 2013; Garratt et al., 2015). Le chevreuil est l'espèce de grand mammifère herbivore la plus abondante à l'échelle européenne et son abondance ne cesse de croître depuis les années 1970 en France (Réseau On-gulés Sauvages, 2011). L'ensemble des suivis des animaux marqués au cours du temps (i.e. d'une année à l'autre) donne, depuis 1978, des estimations annuelles fiables des paramètres démographiques (survie et recrutement) et de l'effectif de la population, ainsi que de leur variation dans l'espace et dans le temps (Figure 4.12). Le chevreuil souffre du changement climatique à cause des printemps de plus en plus précoces, qui induit un décalage avec les dates de naissances moyennes du chevreuil qui sont fixes d'une année sur l'autre, et in fine à une diminution du recrutement annuel consécutive à une mortalité accrue des faons au cours des premières semaines de vie (Gaillard et al., 2013). Avec le changement climatique, les années à venir vont être de plus en plus défavorables au chevreuil et donc générer des cohortes successives d'adultes de moindre qualité.

FIGURE 4.12

Déclin des performances individuelles du chevreuil à Chizé au cours du temps (a), et taille de population au cours des 35 dernières années (b) (d'après Duncan & Gaillard, non publié).



CE QU'IL FAUT RETENIR

Aucun suivi à long terme et à grande échelle spatiale n'existe en Nouvelle-Aquitaine sur la biodiversité forestière. Cependant, chez au moins un mammifère et plusieurs espèces d'oiseaux en forêt de Chizé, des déclin et même des extinctions d'espèces ont été enregistrés.

[Tendance] Forêt de plaines **[Etudes empiriques]** (<10 études)

5.2. INTENSIFICATION DES PRATIQUES SYLVICOLES

ET PRESSIONS ÉCOLOGIQUES EXERCÉES PAR LA FILIÈRE « BOIS »



À l'échelle mondiale et européenne, la déforestation laisse place, la plupart du temps, à des zones de grande culture. Pour maintenir la production de bois et alimenter les filières industrielles, de nombreux pays ont recours à une sylviculture fondée sur les forêts de plantations (*Payn et al., 2015*). Leur gestion est dite « intensive », avec pour objectif principal de maximiser la croissance des arbres et donc la productivité des peuplements. Elle combine l'utilisation de la sélection génétique, le labour et la fertilisation des sols, le désherbage (parfois chimique), la mécanisation des opérations sylvicoles comme les éclaircies ou la coupe finale, et donc la rationalisation des itinéraires sylvicoles centrées sur une ou deux espèces très productives. En France, ce mouvement de plantation et d'intensification des pratiques de sylviculture a connu une accélération à la sortie de la Seconde Guerre mondiale. Le déficit chronique de la filière bois

a en effet incité les décideurs publics forestiers à mettre en œuvre une politique de boisement et de modernisation de la forêt dont un des instruments les plus emblématiques fut le Fonds Forestier National créé en 1946. Il s'agissait d'abord de garantir un approvisionnement autonome en papier et soutenir l'effort de construction. A cela s'est ajoutée la demande par le marché de produits ligneux standardisés qui ont à leur tour impacté fortement la conduite forestière. Ce plan a conduit à privilégier les plantations de conifères à croissance rapide (pin, épicéa, douglas), au détriment des feuillus. La diminution du nombre d'essences de production et la simplification de la structure des peuplements a conduit à une baisse de la diversité des forêts et par là même de la biodiversité associée (*Brockerhoff et al., 2008 ; Hartley, 2002*).



Les forêts de Nouvelle-Aquitaine n'ont pas échappé à l'intensification des pratiques sylvicoles avec la mise en place de la ligniculture du pin maritime dans les années 1960 dans le massif landais et l'introduction de l'épicéa puis du Douglas sur les plateaux limousins (*Lesgourgues & Drouineau, 2009*). Les vallées alluviales ont également été impactées par cette intensification avec le développement d'une peupleraie à haute productivité dans les vallées de la Garonne et de la Charente (*Ferron, 2014*). Fondé sur une essence dite « objectif », ce système de production privilégie la régénération artificielle par plantation, conduisant à des peuplements purs et équiens. Ce type de sylviculture conduit à une simplification extrême de la composition (une seule essence dominante) et de la structure (une seule strate arborée) du peuplement forestier qui le rend moins favorable au maintien de la biodiversité floristique et faunistique que des forêts feuillues, plurispécifiques et/ou irrégulières (cf section 3). Les limites du système de monoculture en matière de biodiversité peuvent être aggravées par des opérations sylvicoles qui ont pour objet d'intensifier la productivité de biomasse ligneuse.

- Pour l'installation des nouvelles plantations, des travaux de dessouchage de la rotation précédente devant faciliter le labour sont susceptibles de réduire la biodiversité associée au bois mort des souches (*Brin et al., 2011*), voire de constituer un piège écologique lors de leur stockage temporaire en surface. L'usage de glyphosate pour le désherbage avant plantation entraîne un risque grave pour la faune, notamment de pollinisateurs. Les labours, notamment en plein, réduisent le volume et la longévité du bois mort au sol qui sont des facteurs favorables à la biodiversité des insectes saproxyliques (espèces forestières spécialisées, souvent protégées). L'application d'une fertilisation initiale (phosphore) s'est traduite par une substitution de flore (*Timbal & Maizeret, 1998*). Les derniers insecticides néonicotinoïdes appliqués en forêt (contrôle de l'hylobe du pin) viennent d'être interdits en France en 2018.

- Le choix du matériel génétique de reboisement n'a pour le moment pas d'impact connu sur la biodiversité. Les variétés améliorées de pin maritime et de douglas conservent une grande variabilité phénotypique. L'évolution vers une



sylviculture de peuplements monoclonaux serait plus dommageable, par uniformisation de la structure de la strate arborée;

- Les travaux d'entretien avant éclaircie par passage du rouleau landais, qui écrase la végétation du sous-bois, entraîne une réduction de la biodiversité des plantes vasculaires et de la faune associée;

- Les travaux d'éclaircie, souvent pratiquée « par le bas » (élimination des arbres les plus petits ou mal formés), conduit à une réduction importante de quantité et diversité des dendro-microhabitats connus pour abriter une faune forestière riche et diversifiée (*Larrieu et al., 2018*);

- La récolte finale par coupe rase interrompt brutalement le cycle sylvo-génétique, empêchant la continuité du couvert arboré et le développement de « gros et très gros bois » (arbres de grande dimension) d'âge avancé et la présence de bois mort, qui sont connus comme supports essentiels de

la biodiversité forestière (*Bouget et al., 2013*). Par exemple, en comparant 15 massifs forestiers français en arrêt d'exploitation (dont 1 en Nouvelle-Aquitaine), une méta-analyse a montré que la mise en réserve en tant que telle n'est pas la meilleure explication des différences de biodiversité observées entre peuplements exploités et non exploités, mais d'autres variables, liées au bois mort notamment, expliquent mieux les patrons observés (*Gosselin, 2014*). D'une manière générale, les modes de gestions intensifs, dont la coupe rase, réduisent le volume et la diversité du bois mort et donc celle des insectes, champignons, lichens, mousses etc. ainsi que celle de leurs prédateurs. Un raccourcissement de la rotation forestière amplifie ces phénomènes défavorables (arbres de plus en plus petits et jeunes) Dans la forêt des Landes de Gascogne, il a été montré que le sylvopastoralisme augmentait la richesse trophique des sols tout en favorisant la richesse floristique à des intensités de pâturage intermédiaires (*Richard, 1987*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

La sylviculture intensive du pin maritime, fondée sur des peuplements monospécifiques, de même âge (équienne), avec des interventions sylvicoles fréquentes (éclaircies, entretien du sous-bois) et des interruptions brutales du cycle sylvogénétique (coupes rases précoces, exploitation des rémanents et des souches) se traduit par une diminution générale de la biodiversité en comparaison avec des boisements associant des pins et des feuillus et maintenus sur le long terme.

[Présomption] [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

5.3. HOMOGÉNÉISATION DES PAYSAGES FORESTIERS, OCCUPATION ET ARTIFICIALISATION DES SOLS



Les changements d'usages des forêts, liés aux modes de gestion, impactent l'hétérogénéité des paysages, et par la même la diversité spécifique des groupes taxinomiques qui en dépendent. Dans les forêts de hêtres au Danemark, *Lelli et al. (2019)* ont par exemple montré sur un gradient allant de forêts non-gérées pendant plus de 50 ans à des parcelles gérées de façon intensive, une perte de spécialisation des groupes fonctionnels et une homogénéisation des assemblages d'espèces liée à une augmentation des espèces à stratégies généralistes, notamment chez les plantes vasculaires. Par ailleurs, dans une analyse de 209 parcelles de forêts en Europe, *van de Plas et al., (2016)* ont étudié la relation entre multifonctionnalité et biodiversité à l'échelle paysagère : il apparaît une relation positive entre diversité inter-parcellaire et multifonctionnalité des forêts, indiquant que l'homogénéisation biotique peut avoir des conséquences négatives majeures sur la capacité des



©Laurent Mignaux Terra



forêts à supporter et maintenir de multiples fonctions et services écosystémiques. En France, les vagues de reboisement dès la fin du XIX^e siècle concentrées sur des plantations monospécifiques de conifères ont entraîné une simplification du paysage des forêts de production (Thomas et al., 2017). Ainsi, les peuplements à une seule essence forestière (monospécifiques) constituent la plus importante proportion des forêts de conifères de production (21%)

(Maaf-IGN, 2016). Ces boisements ou reboisements ont augmenté la proportion de forêts « jeunes » (moins de 50 ans) alors que les forêts anciennes, caractérisées par des espèces tolérantes à l'ombre et avec une faible capacité de dispersion et de colonisation, sont connues pour abriter une importante biodiversité tant au plan qualitatif (espèces spécialistes des forêts) que quantitatif (grand nombre de taxons) (Hermy et al., 1999; Dupouey et al., 2013).

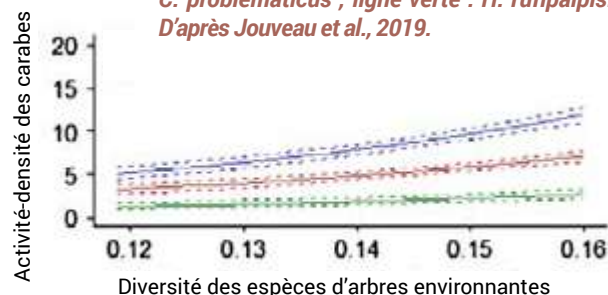


Le maintien des îlots boisés de feuillus (chênes) et des ripisylves dans le paysage de plantation de pin maritime est un atout essentiel pour la conservation de la biodiversité, notamment pour les oiseaux (Barbaro et al., 2007), les papillons (van Halder et al., 2015) et les chauves-souris (Charbonnier et al., 2014, 2016a;b). La structure en mosaïque des paysages, qu'elle provienne de peuplements forestiers de compositions différentes, d'âges de parcelles différents, ou de modes de gestion contrastés, est synonyme de biodiversité plus élevée : ainsi les densités de carabes sont positivement corrélée à la diversité des espèces d'arbres (Figure 4.13). De plus, la pratique des coupes rases (à condition qu'elles ne soient ni trop fréquentes ni trop vastes) est un facteur favorable pour la biodiversité en recréant des milieux ouverts qui sont clés pour de nombreuses espèces de l'espace landais, notamment de plantes, carabes et papillons, qui sont des reliques de l'état antérieur (landes ouvertes, marécages) à l'afforestation massive du XIX^e siècle (Barbaro & van Halder 2009; van Halder et al. 2015).

Un raccourcissement des rotations sylvicoles, tel que recommandé actuellement, devrait conduire de facto à une homogénéisation accrue du paysage forestier par réduction de la diversité des classes d'âge (Brockerhoff et al., 2017).

FIGURE 4.13

Effet de la diversité des espèces d'arbres environnantes sur l'activité-densité des carabes. Ligne bleue : tous les carabes ; ligne rouge : *C. problematicus* ; ligne verte : *H. rufipalpis*. D'après Jouveau et al., 2019.



CE QU'IL FAUT RETENIR

Le maintien d'une hétérogénéité de structure (présence de milieux ouverts et d'habitats boisés) et de composition (différents types de peuplements forestiers, dominés par les conifères, les feuillus ou mixtes) des paysages est gage de préservation de la biodiversité.

[Présomption] [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

5.3. INTERACTIONS AVEC DES ESPÈCES À RISQUE ÉMERGENT



Partout sur le globe, les mouvements d'espèces augmentent à cause du commerce et du transport international (Sardain et al., 2019). Le nombre d'espèces exotiques qui s'établissent puis envahissent les écosystèmes forestiers augmente actuellement de façon exponentielle (Brockerhoff, & Liebhold, 2017) et cette tendance n'est pas prête de s'atténuer (Seebens et al., 2017). Les dégâts causés par ces espèces sur les forêts, notamment de production, ont des

conséquences directes sur la rentabilité économique de la filière bois : aux USA, on estime à plus de \$2 milliards les pertes monétaires annuelles en produits ligneux à causes des espèces invasives comme le bombyx du chêne ou l'agrite du frêne (Pimentel et al., 2000). La vulnérabilité des forêts aux espèces invasives dépend de plusieurs critères, y compris de leur composition et richesse spécifique : les monocultures d'eucalyptus peuvent être infestées par plus



de 150 pathogènes exotiques, ces derniers se propageant plus facilement dans des conditions uniformes (*Rigot et al., 2014; Wingfield et al., 2015*). Au total, 616 espèces exotiques, dont 445 arthropodes (385 insectes et 60 acariens), 158 champignons pathogènes (120 vrais champignons et 38 Oomycota) et 13 nématodes exotiques se sont établis

sur les arbres et dans les forêts européennes entre 1800 et 2011 (*Eschen et al., 2015*). Le rythme des invasions biologiques s'accélère avec l'établissement de 20 nouvelles espèces par an actuellement contre 7 au début du XX^e siècle. Parmi ces 20 espèces, 8 concernent les milieux forestiers (*Roques, 2018*).



On assiste actuellement à une forte accélération du phénomène d'invasions biologiques en forêt, en raison de l'accroissement des échanges commerciaux, notamment avec la Chine (*Liu et al., 2019*). Le changement climatique accentue ce risque car il rend les régions tempérées plus chaudes et donc favorables à l'installation d'espèces exotiques d'origine subtropicale (Asie du sud-est notamment). Ces invasions biologiques peuvent avoir des effets dramatiques sur la biodiversité forestière indigène par remplacement des espèces locales (avantage compétitif), pollution génétique ou destruction des plantes supports. Ainsi par exemple la pyrale du buis est actuellement en train de détruire de vastes boisements de Buis *Buxus sempervirens*, avec un risque d'extirpation de cette essence, et une menace forte pour la biodiversité associée (de nombreux arthropodes et champignons sont strictement inféodés au buis; *Mitchell et al., 2018*). La liste des espèces invasives ou introduites en forêts de Nouvelle-Aquitaine comprend le cynips du châtaignier, le grand capricorne asiatique, la punaise américaine des cônes, la punaise réticulée du chêne, le freon asiatique (il installe ses nids principalement en haut des arbres d'essences feuillues), et divers champignons ou oomycètes pathogènes – oïdium du chêne, chancre et encre du châtaignier, maladie des bandes rouge. De nombreux insectes exotiques (notamment scolytes et

capricornes) sont régulièrement interceptés dans les ports de la Nouvelle-Aquitaine (notamment La Rochelle) car il existe une longue tradition d'importation de bois venant d'Amérique ou d'Afrique.

L'importance de certaines populations d'ongulés sauvages en Région Nouvelle-Aquitaine génère aussi localement des surcoûts liés notamment aux dégâts occasionnés sur les cultures et les plantations (*Ballon et al., 2013; Carnis & Facchini, 2012*). L'impact des ongulés sauvages sur la flore du sous-bois a pu être évalué grâce au dispositif national RENECOFOR, constitué de 102 placettes forestières de suivi expérimental depuis 1995 dont sept font partie de la Région Nouvelle-Aquitaine. En dix ans, la présence d'ongulés sauvages tels que le cerf, le chevreuil et le sanglier a modifié significativement la structure du sous-bois et sa composition floristique (*Boulanger et al., 2018*). Les strates arbustives voient leur recouvrement et leur richesse en espèces végétales diminuer sous l'action des ongulés. La strate herbacée montre quant à elle une richesse végétale accrue, les ongulés sélectionnant l'augmentation d'une flore bien particulière, résistant au broutage et se dispersant sur les poils des herbivores (*Boulanger et al., 2018*).



Grand capricorne ©I. van Halder



Punaise américaine des pins (espèce invasive) ©I. van Halder



Monochamus galloprovincialis, vecteur du nématode du pin (espèce invasive) ©I. van Halder



Scolyte du pin maritime ©I. van Halder

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le commerce mondial et le réchauffement climatique favorisent l'introduction et l'expansion d'espèces invasives. Certains de ces nouveaux ravageurs constituent des menaces graves pour les forêts de Nouvelle-Aquitaine et pour l'économie de la filière bois.

[Tendance] [Etudes empiriques] (~10 études)

6

Références régionales

1. **AcclimaTerra** (2018) *Anticiper les changements climatiques en Nouvelle-Aquitaine*. Région Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux.
2. **Achat et al.** (2010) 'Assessing turnover of microbial biomass phosphorus: Combination of an isotopic dilution method with a mass balance model', *Soil Biology and Biochemistry*, 42(12), pp. 2231–2240.
3. **ADANA** (2014) *Guide de la flore apicole & miels de Landes de Gascogne*. Association de Développement de l'Apiculture en Nouvelle-Aquitaine (ADANA). Mont-de-Marsan.
4. **ADANA** (2019) *Bulletin Technique Juin 2019*. Association de Développement de l'Apiculture en Nouvelle-Aquitaine. Mont-de-Marsan.
5. **Agreste Nouvelle-Aquitaine** (2015) *Mémento de la statistique agricole. Filière forêt-bois*. DRAAF Nouvelle-Aquitaine.
6. **Agreste Nouvelle-Aquitaine** (2019) *Mémento de la statistique agricole : La filière forêt-bois*. DRAAF Nouvelle-Aquitaine.
7. **Agreste Rhône-Alpes** (2010) *Mémento de la statistique agricole : Rhône-Alpes*. DRAAF Rhône-Alpes.
8. **Alaux et al.** (2010) 'Diet effects on honeybee immunocompetence', *Biology Letters*, 6(4), pp. 562–565.
9. **Andersen, Duncan & Linnell** (1998) *The European roe deer: The biology of success*. Scandinavian University Press. Oslo, Norway.
10. **Arnauduc, Anstett & Boos** (2011) 'Les prélèvements de coléoptères par la chasse en France', *Faune sauvage*, 293, pp. 45–49.
11. **Augusto et al.** (2005) 'High rates of nitrogen fixation of *Ulex* species in the understory of maritime pine stands and the potential effect of phosphorus fertilization', *Canadian Journal of Forest Research*, 35(5), pp. 1183–1192.
12. **Augusto & Bakker** (2009) *Les sols forestiers landais : caractéristiques et effets des pratiques de gestion*. INRA-ENITA, Bordeaux.
13. **Balabanian** (2004) 'Les cépes de Haute-Corrèze : un enjeu gastronomique, économique et sociétal'. Actes du 15^{ème} Festival International de Géographie, St-Dié-des-Vosges.
14. **Ballon, Ginelli & Vollet** (2012) 'Les services rendus par la chasse en France : regards croisés en écologie, économie et sociologie', *Revue Forestière Française*, (3).
15. **Banos & Dehez** (2017) 'Le bois-énergie dans la tempête, entre innovation et captation ? Les nouvelles ressources de la forêt landaise', *Natures Sciences Sociétés*, 25(2), pp. 122–133.
16. **Barbaro et al.** (2005) 'Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests', *Écoscience*, 12(1), pp. 110–121.
17. **Barbaro et al.** (2007) 'The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: The role of landscape composition and structure', *Journal of Biogeography*, 34(4), pp. 652–664.
18. **Barbaro et al.** (2008) 'Multi-scale habitat selection and foraging ecology of the Eurasian hoopoe (*Upupa epops*) in pine plantations', in *Biodiversity and Conservation*, pp. 1073–1087.
19. **Barbaro et al.** (2014) 'Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: A transcontinental experiment', *Diversity and Distributions*, 20(2), pp. 149–159.
20. **Barbaro & Battisti** (2011) 'Birds as predators of the pine processionary moth (Lepidoptera: Notodontidae)', *Biological Control*, 56(2), pp. 107–114.
21. **Barbaro et al.** (2006) 'Liste commentée des Coléoptères carabiques (Coleoptera Carabidae) de la forêt des Landes de Gascogne', *Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux*, 34, pp. 197–210.
22. **Barbaro et al.** (2015) 'Numerical and functional responses of predatory birds and bats to the pine processionary moth', in Roques, A. (ed.) *Processionary moths and global change: an update*. Springer, pp. 325–339.
23. **Barbaro & Van Halder** (2009) 'Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes', *Ecography*, 32(2), pp. 321–333.
24. **Boissinot et al.** (2015) 'Small woods positively influence the occurrence and abundance of the common frog (*Rana temporaria*) in a traditional farming landscape', *Amphibia-Reptilia*, 36(4), pp. 417–424.
25. **Bonari et al.** (2017) 'Concordance between plant species, oribatid mites and soil in a Mediterranean stone pine forest', *Arthropod-Plant Interactions*, 11(1), pp. 61–69.
26. **Bost-André** (2019) *La sylvie d'Argenson: la lettre de la réserve biologique intégrale*. ONF.
27. **Bouget et al.** (2013) 'In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests', *Biodiversity and Conservation*, 22(9), pp. 2111–2130.
28. **Bouisset & Poittier** (2011) 'La forêt des Landes de Gascogne entre protection et exploitation - Une "nature" ordinaire "écartelée"', in Lazlaz, L. et al. (eds) *Espaces protégés et territoires. Conflit et acceptation*. Paris: Belin: Mappemonde.
29. **Bouisset & Pottier** (2009) 'Les Landes de Gascogne : de la forêt cultivée au patrimoine naturel ?', in Groupe d'histoire des forêts françaises (ed.) *Colloque international 'Forêts et Paysages'*. Besançon.
30. **Boulanger et al.** (2018) 'Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists', *Global Change Biology*, 24(2), pp. e485–e495.
31. **Brahic & Deuffic** (2017) 'Comportement des propriétaires forestiers landais vis-à-vis du bois énergie: Une analyse micro-économique', *Économie Rurale*, (359), pp. 7–25.
32. **Brédif, Simon & Valenzisi** (2017) 'Stakeholder motivation as a means toward a proactive shared approach to caring for biodiversity: Application on Plateau de Millevaches', *Land Use Policy*, 61, pp. 12–23.
33. **Bresson et al.** (2011) 'To what extent is altitudinal variation of functional traits driven by genetic adaptation in European oak and beech?', *Tree Physiology*, 31(11), pp. 1164–1174.
34. **Brin et al.** (2011) 'Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests', *Journal of Insect Conservation*, 15(5), pp. 653–669.
35. **Brin, Brustel & Jactel** (2009) 'Species variables or environmental variables as indicators of forest biodiversity: a case study using saproxylic beetles in Maritime pine plantations', *Annals of Forest Science*, 66(3), p. 306.
36. **Brockerhoff et al.** (2017) 'Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services', *Biodiversity and Conservation*, 26(13), pp. 3005–3035.
37. **Buée et al.** (2011) 'Influence of tree species on richness and diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand', *Fungal Ecology*, 4(1), pp. 22–31.
38. **Candau & Deuffic** (2009) 'Une concertation restreinte pour définir l'intérêt général des espaces forestiers. Regard sur un paradoxe', *Vertigo*, (Hors série 6).
39. **Carlou** (1987) 'Effectifs, répartition et densité de l'Aigle botté, *Hieraetus pennatus* (Gmelin 1788) dans les Pyrénées-Atlantiques', *Alauda*, 55, pp. 81–92.
40. **Carnis & Facchini** (2012) 'Une approche économique des dégâts de gibier. Indemnisation, prix et propriété - An Economic Approach to Damage Caused by Big Game. Compensation, Price and Property', *Économie Rurale*, (327–328), pp. 126–142.
41. **Casarin et al.** (2004) 'Quantification of ectomycorrhizal fungal effects on the bioavailability and mobilization of soil P in the rhizosphere of *Pinus pinaster*', *New Phytologist*, 163(1), pp. 177–185.
42. **Castagnayrol et al.** (2012) 'Genetic Diversity Increases Insect Herbivory on Oak Saplings', *PLoS ONE*, 7(8).
43. **Castagnayrol et al.** (2017) 'Bottom-up and top-down effects of tree species diversity on leaf insect herbivory', *Ecology and Evolution*.

44. Castagneyrol et al. (2013) 'Plant apparency, an overlooked driver of associational resistance to insect herbivory', *Journal of Ecology*, 101(2), pp. 418–429.
45. Castagneyrol et al. (2014a) 'Effects of plant phylogenetic diversity on herbivory depend on herbivore specialization', *Journal of Applied Ecology*, 51(1), pp. 134–141.
46. Castagneyrol et al. (2014b) 'Egg mortality in the pine processionary moth: Habitat diversity, microclimate and predation effects', *Agricultural and Forest Entomology*, 16(3), pp. 284–292.
47. Castagneyrol et al. (2014c) 'Tree species composition rather than diversity triggers associational resistance to the pine processionary moth', *Basic and Applied Ecology*, 15(6), pp. 516–523.
48. Castagneyrol et al. (2019a) 'Associational resistance to a pest insect fades with time', *Journal of Pest Science*, pp. 1–11.
49. Castagneyrol et al. (2019b) 'Tree diversity effects on leaf insect damage on pedunculate oak: The role of landscape context and forest stratum', *Forest Ecology and Management*, 433, pp. 287–294.
50. Castagneyrol, Jactel & Moreira (2018) 'Anti-herbivore defences and insect herbivory: Interactive effects of drought and tree neighbours', *Journal of Ecology*, 106(5), pp. 2043–2057.
51. Charbonnier et al. (2014) 'Numerical and functional responses of forest bats to a major insect pest in pine plantations e109488', *PLoS ONE*, 9(10), p. e109488.
52. Charbonnier et al. (2016a) 'Bat and bird diversity along independent gradients of latitude and tree composition in European forests', *Oecologia*, 182(2), pp. 529–537.
53. Charbonnier et al. (2016b) 'Deciduous trees increase bat diversity at stand and landscape scales in mosaic pine plantations', *Landscape Ecology*, 31(2), pp. 291–300.
54. Clus-Auby (2003) *La gestion de l'érosion des côtes : l'exemple aquitain*. Presses Universitaires Bordeaux. Bordeaux, France.
55. Coello et al. (2013) *Les feuillus précieux pour la production de bois de qualité : écologie et sylviculture des essences adaptées aux Pyrénées et aux régions limitrophes*. Recueil Fiches techniques - Espèces et sylviculture, *Projet PIRINOBLE*. Gouvernement de la Catalogne, Centre de la propriété forestière.
56. Costanzi et al. (2015) 'Characterization of nine new microsatellite loci for the marbled newt, *Triturus marmoratus*', *Journal of Genetics*, 94(S2), pp. 63–64.
57. Courtecuisse & Duhem (2007) *Champignons de France et d'Europe*. Delachaux.
58. CRPF Aquitaine (2004) *Guides des milieux forestiers en Aquitaine*. Bordeaux.
59. CRPF Nouvelle-Aquitaine (2018) *Les forêts de notre région*. Bordeaux.
60. Cucchi & Bert (2003) 'Wind-firmness in *Pinus pinaster* at stands in Southwest France: influence of stand density, fertilisation and breeding in two experimental stands damaged during the 1999 storm', *Annals of Forest Science*, 60(3), pp. 209–226.
61. Damien et al. (2016) 'Pest damage in mixed forests: Disentangling the effects of neighbor identity, host density and host apparency at different spatial scales', *Forest Ecology and Management*, 378, pp. 103–110.
62. Dehez (2010) 'Les forêts d'Aquitaine : un patrimoine fréquenté', *Sud-Ouest Européen Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, (30), pp. 99–108.
63. Dehez & Lyser (2013) *Les loisirs en forêt d'Aquitaine. 2006-2012, permanences et évolutions. Rapport n° 158*. IRSTEA Centre de Bordeaux.
64. Dehez et al. (2015) *Bois énergie et développement territorial en Aquitaine. Rapport final projet CONSOLE, volet 1*. Irstea Bordeaux et UPPA.
65. Dequiedt et al. (2009) 'Biogeographical patterns of soil bacterial communities', *Environmental Microbiology Reports*, 1(4), pp. 251–255.
66. Deuffic (2009) 'Regards d'habitants sur les paysages du causse de Sauveterre', in Parc national des Cévennes (ed.) *Les grands Causse : terre d'expériences*.
67. Deuffic (2012) 'Du bois mort pour la biodiversité. Des forestiers entre doute et engagement', *Revue Forestière Française*, (1).
68. Deuffic & Brahic (2018) 'La biodiversité, question sociale ? Recherches passées et à venir', in *Colloque « Biodiversité, gestion forestière, changement climatique et politiques publiques*. Bordeaux-Cestas, p. 8.
69. Deuffic, Ginelli & Petit (2010) 'Patrimoine foncier... et naturel ? Les propriétaires forestiers face à l'écologisation des Landes de Gascogne', *Sud-Ouest Européen Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*. Presses universitaires du Mirail, (30), pp. 109–124.
70. Deuffic & Lyser (2012) 'Biodiversity or bioenergy: is deadwood conservation an environmental issue for French forest owners?', *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), pp. 1491–1502.
71. Djukic et al. (2018) 'Early stage litter decomposition across biomes', *Science of the Total Environment*, 628–629, pp. 1369–1394.
72. Dobré et al. (2005) 'La fréquentation des forêts en France : permanences et évolutions', *Rendez-vous Techniques ONF*, 9, pp. 49–57.
73. Duhart (2012) 'Contribution à l'anthropologie de la consommation de champignons à partir du cas du sud-ouest de la France', *Revue d'ethnoécologie*, (2).
74. Dulaurent et al. (2012) 'Hide and seek in forests: Colonization by the pine processionary moth is impeded by the presence of nonhost trees', *Agricultural and Forest Entomology*, 14(1), pp. 19–27.
75. Dupoué et al. (2015) 'Physiological state influences evaporative water loss and microclimate preference in the snake *Vipera aspis*', *Physiology & Behavior*, 144, pp. 82–89.
76. Eizner (1995) 'La forêt, archétype de la Nature', in Meiller, D. and Vannier, P. (eds) *La forêt, les savoirs et le citoyen : regards croisés sur les acteurs, les pratiques et les représentations*. Châlons-sur-Saône: Éditions ANCR, pp. 17–19.
77. Ekenler & Tabatabai (2002) 'Effects of trace elements on b-glucosaminidase activity in soils', *Soil Biology and Biochemistry*, 34(11), pp. 1829–1832.
78. Fraud et al. (2017) 'Estimation des tableaux de chasse de la bécasse des bois en France pour la saison 2013-2014', *Faune sauvage*, 315(1), pp. 15–22.
79. Fernandez-Conradi (2017) *Diversité des arbres et résistance des forêts aux invasions biologiques : application au chataignier et son complexe de bioagresseurs exotiques, chancre (*Cryphonectria parasitica*) et cynips (*Dryocosmus Kuriphilus*), Interactions entre organismes*. Université de Bordeaux.
80. Fernandez-Conradi et al. (2017) 'The effect of tree genetic diversity on insect herbivory varies with insect abundance', *Ecosphere*, 8(1), p. e01637.
81. Ferron (2014) 'Le Douglas, nouvelle ressource nationale', *Revue Forestière Française*, LXVI(3), pp. 289–300.
82. Field et al. (2019) 'Associational resistance to both insect and pathogen damage in mixed forests is modulated by tree neighbour identity and drought (soumis)'.
83. Le Floch (2008) 'L'espace, une propriété des projets collectifs locaux : un exemple sur le plateau de Millevaches', *Espaces et sociétés*, 132–133(1), p. 179.
84. Fort et al. (2016) 'Foliar fungal communities strongly differ between habitat patches in a landscape mosaic', *PeerJ*, 4, p. e2656.
85. Gaillard et al. (2013) 'How does climate change influence demographic processes of widespread species? Lessons from the comparative analysis of contrasted populations of roe deer', *Ecology Letters*, 16, pp. 48–57.
86. Garratt et al. (2015) 'High juvenile mortality is associated with sex-specific adult survival and lifespan in wild roe deer', *Current Biology*, 25(6), pp. 759–763.
87. Gascogne (1994) 'Distribution par habitats des oiseaux nicheurs à enjeu de conservation, en forêt des Landes de Gascogne', *Le Courbageot*, 21/22, pp. 12–23.
88. Gerzabek, Oddou-Muratorio & Hampe (2017) 'Temporal change and determinants of maternal reproductive success in an expanding oak forest stand', *Journal of Ecology*, 105(1), pp. 39–48.
89. Giffard (2011) *Influence des interactions biotiques complexes sur la régénération des essences forestières feuillues*. Université de Bordeaux.
90. Giffard et al. (2013) 'Plant neighbours mediate bird predation effects on arthropod abundance and herbivory', *Ecological Entomology*, 38(5), pp. 448–455.
91. Giffard et al. (2012a) 'Bird predation enhances tree seedling resistance to insect herbivores in contrasting forest habitats', *Oecologia*, 168(2), pp. 415–424.
92. Giffard et al. (2012b) 'Influence of surrounding vegetation on insect herbivory. A matter of spatial scale and herbivore specialisation', *Basic and Applied Ecology*, 13(5), pp. 458–465.
93. Ginelli (2012) 'Chasse-gestion, chasse écologique, chasse durable ... Enjeux d'une écologisation', *Economie rurale*, pp. 327–328.
94. Giovanetti & Aronne (2013) 'Honey bee handling behaviour on the papilionate flower of *Robinia pseudoacacia* L.', *Arthropod-Plant Interactions*, 7(1), pp. 119–124.
95. GIP Atgeri (2019a) *Feu de forêt*.
96. GIP Atgeri (2019b) *Tempête*.
97. González de Andrés et al. (2017) 'Increased complementarity in water-limited environments in Scots pine and European beech mixtures under climate change', *Ecohydrology*, 10(2), p. e1810.
98. González de Andrés et al. (2018) 'Tree-to-tree competition in mixed European beech–Scots pine forests has different impacts on growth and water-use efficiency depending on site conditions', *Journal of Ecology*, 106(1), pp. 59–75.
99. Gosselin (2014) *Rapport final du projet GNB « Gestion forestière, naturalité et biodiversité »*. Programme « Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques », Ministère en charge de l'Environnement. IRSTEA.
100. Grangé (2002) 'Biologie de reproduction du Pic à dos blanc *Dendrocopos leucotos* lilfordi dans les Pyrénées occidentales (France)', *Nos oiseaux*, 49, pp. 199–212.
101. Grangé & Vuilleumier (2009) 'Le Pic à dos blanc *Dendrocopos leucotos*: deux scénarios pour expliquer l'histoire de son peuplement dans le sud de l'Europe et analyse des rapports taxonomiques entre les sous-espèces lilfordi et leucotos', *Nos Oiseaux*, 56, pp. 195–222.
102. Guillot et al. (2016) 'Landscape influences the morphology of male common toads (*Bufo bufo*)', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 233, pp. 106–110.
103. Guyot et al. (2015) 'Tree Diversity Limits the Impact of an Invasive Forest Pest', *PLOS ONE*, 10(9), p. e0136469.
104. Guyot et al. (2019) 'Tree diversity drives associational resistance to herbivory at both forest edge and interior', *Ecology and Evolution*, p. ece3.5450.
105. Haase et al. (2015) 'Contrasting effects of tree diversity on young tree growth and resistance to insect herbivores across three biodiversity experiments', *Oikos*, 124(12), pp. 1674–1685.
106. van Halder et al. (2008) 'Importance of semi-natural habitats for the conservation of butterfly communities in landscapes dominated by pine plantations', *Biodiversity and Conservation*, 17(5), pp. 1149–1169.
107. van Halder et al. (2015) 'Woodland habitat quality prevails over fragmentation for shaping butterfly diversity in deciduous forest remnants', *Forest Ecology and Management*, 357, pp. 171–180.
108. van Halder, Barbaro & Jactel (2011) 'Conserving butterflies in fragmented plantation forests: Are edge and interior habitats equally important?', *Journal of Insect Conservation*, 15(4), pp. 591–601.

109. **Le Hénanff** (2011) *Stratégie reproductrice d'une espèce de lézard à pontes multiples (Podarcis muralis) dans un environnement contraignant*. Université de Poitiers. Physiologie, biologie des organismes, populations, interactions.
110. **Henckel** et al. (2019) 'On the relative importance of space and environment in farmland bird community assembly', *PLOS ONE*, 14(3), p. e0213360.
111. **Hervé** (2012) *Plantes mellifères de la forêt landaise etylviculture du pin maritime*. Synthèse ADAAQ.
112. **IFN** (2005) *La forêt française: un puits de carbone? Son rôle dans la limitation des changements climatiques*. Inventaire Forestier National.
113. **IGN** (2019) *Inventaire forestier national français, calculs personnalisés, campagnes annuelles 2005 à 2018*.
114. **Jactel** et al. (2002) 'Habitat diversity in forest plantations reduces infestations of the pine stem borer *Dioryctria sylvestrella*', *Journal of Applied Ecology*, 39(4), pp. 618–628.
115. **Jactel** et al. (2011) 'Non-host volatiles mediate associational resistance to the pine processionary moth', *Oecologia*, 166(3), pp. 703–711.
116. **Jactel** et al. (2018) 'Additive vs. substitutive design of mixed-species plantations for the delivery of multiple ecosystem services', in *Fourth International Conference on Planted Forests*. Beijing, China.
117. **Jambu** et al. (1988) 'Experimental study of the contribution of *Oniscus asellus* L. to the biotransformation of soil litter in the deciduous forest of *Quercus sessiliflora* of western France', *Pedobiologia*, 32(3–4), pp. 147–156.
118. **Jouveau** et al. (2019) 'Carabid activity density increases with forest vegetation diversity at different spatial scales', *Insect Conservation and Diversity*, p. icad.12372.
119. **de Lafontaine** et al. (2014) 'Cryptic no more: Soil macrofossils uncover Pleistocene forest microrefugia within a periglacial desert', *New Phytologist*, 204(3), pp. 715–729.
120. **Lahondière** (1996) 'Contribution à l'étude de la flore et de la végétation de la Forêt domaniale de Chizé (Deux-Sèvres)', *Bull. SBCO Nouvelle Série*, 27, pp. 237–242.
121. **Lalleroni** et al. (2017) 'Exploring the potential of brown bear (*Ursus arctos arctos*) as a long-distance seed disperser. A pilot study in South-Western Europe', *Mammalia*, 81(1), pp. 1–9.
122. **Landmann** (1997) 'La lettre du DSF', *La lettre du DSF*, 16, pp. 1–13.
123. **Landmann** et al. (2010) 'Produire plus de bois tout en préservant mieux la biodiversité, apports de l'étude « Biomasse et Biodiversité forestières », *Sciences Eaux & Territoires*, 3(3), pp. 50–55.
124. **Landmann & Nivet** (2014) 'Projet Resobio Gestion Des Remanents Forestiers : Preservation Des Sols Et De La Biodiversité', *Rapport final*, p. 243.
125. **Larrieu** et al. (2018) 'Spatial patterns of tree-related microhabitats: key factors and ecological significance for the conservation of the associated biodiversity', in *Proceedings of the 5th European Congress of Conservation Biology*. Jyväskylä: Jyväskylä University Open Science Centre.
126. **Lecq** et al. (2017) 'Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows', *Ecological Indicators*, 72, pp. 615–626.
127. **Lelièvre** (2010) *Stratégies de thermorégulation chez deux colubridés sympatriques, la couleuvre verte et jaune Hierophis viridiflavus et la couleuvre d'Esculape Zamenis longissimus : une approche intégrée de la physiologie à la démographie*. Université de Poitiers. Physiologie, biologie des organismes, populations, interactions.
128. **Lelièvre** et al. (2011) 'Contrasted thermal preferences translate into divergences in habitat use and realized performance in two sympatric snakes', *Journal of Zoology*, 284(4), pp. 265–275.
129. **Lelièvre** et al. (2012) 'Trophic niche overlap in two syntopic colubrid snakes (*Hierophis viridiflavus* and *Zamenis longissimus*) with contrasted lifestyles', *Amphibia-Reptilia*, 33(1), pp. 37–44.
130. **Lelièvre** et al. (2013) 'The thermoregulatory strategy of two sympatric colubrid snakes affects their demography', *Population Ecology*, 55(4), pp. 585–593.
131. **Lesgourgues & Drouineau** (2009) 'Elaboration de nouveaux itinéraires techniques de régénération de la forêt landaise en réponse aux scénarios possibles', *Innovations Agronomiques*, (6), pp. 101–112.
132. **Leturmy** (2018) *Etude de l'impact de la gestion forestière sur la reproduction de la mésange charbonnière (Parus major) et de la chouette hulotte (Strix aluco)*. MASTER 1 Biodiversité, Ecologie, Evolution Université de Lille, Sciences et Technologies (Lille 1).
133. **Levy & Belis-Bergouignan** (2011) 'Quel développement pour une filière fondée sur le partage d'une ressource localisée?', *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (3), p. 469.
134. **Liu** et al. (2019) 'Risks of Biological Invasion on the Belt and Road', *Current Biology*, 29(3), p. 499–505.e4.
135. **Lormée** et al. (2016) 'Turtle Dove *Streptopelia turtur* migration routes and wintering areas revealed using satellite telemetry', *Bird Study*, 63(3), pp. 425–429.
136. **Lormée & Aubry** (2018) 'Estimation des tableaux de chasse de colombidés en France pour la saison 2013-2014', *Faune sauvage*, 318(1), pp. 15–22.
137. **Lormée** et al. (1999) 'Inventaire et conservation des rapaces en forêt de Chizé: une première tentative', *Lirou*, 18.
138. **Louveaux & Albisetti** (1963) 'Observations Préliminaires Sur La Récolte Du Pollen Par Les Abeilles Dans « Les Grandes Landes » De La Forêt Landaise', *Annales de l'Abeille*, 6(3), pp. 229–234.
139. **Maxwell** (no date) *La biodiversité permet-elle d'atténuer les effets négatifs des changements climatiques lors du recyclage des nutriments en forêt? (Thèse en préparation)*. Université de Bordeaux. Sciences et Environnements.
140. **Mitchell** et al. (2018) 'Identifying the ecological and societal consequences of a decline in *Buxus* forests in Europe and the Caucasus', *Biological Invasions*, 20(12), pp. 3605–3620.
141. **Mocquart** et al. (1987) 'Contribution of crustacean Oniscidea to the transformation of soil litter in a deciduous forest of west France', *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 24(3), pp. 311–327.
142. **Le Moigne & Jailloux** (2013) Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles d'Aquitaine. *Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage*, pp.48.
143. **Mora & Banos** (2014) 'La forêt des Landes de Gascogne : vecteur de liens?', *VertigO*, 14(1).
144. **Mormont** (2009) 'Globalisations et écologisations des campagnes', *Études Rurales*, (183), pp. 143–160.
145. **ONF** (2016) *Plan de gestion 2016-2016 de la RBI de la Sylve d'Argenson*.
146. **Parisien** et al. (2018) 'Scénarios de probabilité et puissance potentielle des feux de végétation dans le département des Landes, France', *Canadian Journal of Forest Research*, 48(12), pp. 1587–1600.
147. **Pinaud** et al. (2018) 'Modelling landscape connectivity for greater horseshoe bat using an empirical quantification of resistance', *Journal of Applied Ecology*, 55(6), pp. 2600–2611.
148. **Poitou-Charentes Nature** (no date) *Plan Régional d'Actions en faveur des chiroptères 2018-2025 (en cours de finalisation)*. France Nature Environnement Nouvelle-Aquitaine.
149. **Pottier** (2010) 'Quand la forêt est patrimonialisée : les enjeux du cadre forestier du Bassin d'Arcachon', *Sud-Ouest Européen Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, (30), pp. 125–138.
150. **Rahman** et al. (2018) 'Can tree species richness attenuate the effect of drought on organic matter decomposition and stabilization in young plantation forests?', *Acta Oecologica*, 93, pp. 30–40.
151. **Réseau Ongulés Sauvages** (2011) 'Tableaux de chasse ongulés sauvages : saison 2009-2010', *Grande Faune*, 131, pp. 36–43.
152. **Ribereau-Gayon** (2012) 'Tempêtes sur la forêt landaise - Histoires, mémoires', in *Atelier des brisants (ed.) Tempêtes sur la forêt landaise - Histoires, mémoires*.
153. **Richard** (1987) *Effet du pâturage sur la végétation du sous-bois dans les Landes de Gascogne*. Rennes 1.
154. **Rossi** et al. (2009) 'Multiscale spatial variation of the bark beetle *Ips sexdentatus* damage in a pine plantation forest (Landes de Gascogne, Southwestern France)', *Forest Ecology and Management*, 257(7), pp. 1551–1557.
155. **Simon, Marty & Arnould** (2002) 'Deux siècles d'aménagements forestiers: Trois situations aux marges méridionales de la France', *Eria: Revista cuatrimestral de geografía*, 58, pp. 251–267.
156. **Stout** (2000) 'Does size matter? Bumblebee behaviour and the pollination of *Cytisus scoparius* L. (Fabaceae)', *Apidologie*, 31(1), pp. 129–139.
157. **van Swaay** et al. (2010) *European red list of butterflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
158. **Tapiero** (2011) *Plan national d'action en faveur des Chiroptères (2016-2025)*. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels.
159. **Terraube** et al. (2016) 'Forest edges have high conservation value for bird communities in mosaic landscapes', *Ecology and Evolution*, 6(15), pp. 5178–5189.
160. **Theillout** (2015) *Atlas des oiseaux nicheurs d'Aquitaine*. Edited by LPO Aquitaine & Collectif faune-aquitaine.org. Delachaux et Niestlé.
161. **Thiollay & Bretagnolle** (2004) *Rapaces nicheurs de France. Distribution, effectifs et conservation*. Delachaux. Paris, France.
162. **Timbal & Maizeret** (1998) 'Biodiversité végétale et gestion durable de la forêt landaise de Pin maritime : bilan et évolution', *Revue Forestière Française*, (5), p. 403.
163. **Tixier** et al. (2009) 'Food selection by European roe deer (*Capreolus capreolus*): effects of plant chemistry, and consequences for the nutritional value of their diets', *Journal of Zoology*, 242(2), pp. 229–245.
164. **UICN** (2010) *European red list of butterflies*, *Publications Office of the European Union*. Publications Office of the European Union.
165. **UICN France** (2016) *La Liste rouge des espèces menacées en France métropolitaine*.
166. **Verheyden-Tixier** et al. (1998) 'Selection of hardwood saplings by European Roe Deer: Effects of variation in the availability of palatable species and of understory vegetation', *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*, 53(3), pp. 245–253.
167. **Vollet** (2016) 'Analyse de l'impact économique de la chasse sur l'emploi local en France', *Téoros: Revue de recherche en tourisme*, 32(1), p. 56.

7 Références internationales

1. **Abildtrup et al.** (2012) 'Les déterminants de la valeur récréative des forêts : l'exemple de la Lorraine', *Revue Forestière Française*, (3).
2. **Alphandéry & Fortier** (2007) 'La contestation de Natura 2000 par le groupe des "neuf" : une forme d'agrarisme anti-environnemental dans les campagnes françaises?', in Cornu, P. and Mayaud, J.-L. (eds) *Au nom de la terre. Agrarisme et agrariens en France et en Europe, du 19^e siècle à nos jours*. Boutique d. Paris, pp. 1–11.
3. **Anon** (2013) *Planted forests are a vital resource for future green economies. Summary Report of the 3rd International Congress on Planted Forests. Summary Report of the 3rd International Congress on Planted Forests*. IUFRO, Estoril.
4. **Ansel, Butaud & Raharivelomanana** (2016) 'Principaux taxons ligneux de la cosmétopée tropicale : une analyse bibliographique', *Comptes Rendus Chimie*, 19(9), pp. 1035–1048.
5. **Arnould** (2001) 'Les forêts entre nature et société', *Bull. Assoc. Géogr. Franç.*, 2.
6. **Aubertin** (2002) 'Les « produits forestiers non-ligneux », outil de la rhétorique du développement durable', *Nature Sciences Sociétés*, 10(2), pp. 39–46.
7. **Ballon, Ginelli & Vollet** (2012) 'Les services rendus par la chasse en France : regards croisés en écologie, économie et sociologie', *Revue Forestière Française*, (3).
8. **Barbaro & Battisti** (2011) 'Birds as predators of the pine processionary moth (Lepidoptera: Notodontidae)', *Biological Control*, 56(2), pp. 107–114.
9. **Barbosa et al.** (2009) 'Associational Resistance and Associational Susceptibility: Having Right or Wrong Neighbors', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), pp. 1–20.
10. **Bardgett & van der Putten** (2014) 'Belowground biodiversity and ecosystem functioning', *Nature*, 515(7528), pp. 505–511.
11. **Basset et al.** (2012) 'Arthropod diversity in a tropical forest', *Science*, 338(6113), pp. 1481–1484.
12. **Beaudet** (2006) 'Désir de nature et invention de la forêt en Occident', *Téoros. Revue de recherche en tourisme*, (25–3), pp. 6–13.
13. **Beaune et al.** (2013) 'Doom of the elephant-dependent trees in a Congo tropical forest', *Forest Ecology and Management*, 295, pp. 109–117.
14. **Bellassen & Luyssaert** (2014) 'Carbon sequestration: Managing forests in uncertain times', *Nature*, 506(7487), pp. 153–155.
15. **Berger** (2005) *Les multiples valeurs de la forêt française*. Institut français de l'environnement (IFEN).
16. **Bergseng & Vatn** (2009) 'Why protection of biodiversity creates conflict - Some evidence from the Nordic countries', *Journal of Forest Economics*, 15(3), pp. 147–165.
17. **Bernard et al.** (2017) 'Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase', *Forest Ecology and Management*, 400, pp. 269–277.
18. **BirdLife International** (2015) *The BirdLife checklist of the birds of the world: Version 8*.
19. **BirdLife International** (2018) *State of the world's birds: taking the pulse of the planet*. Cambridge, UK.
20. **Blicharska et al.** (2016) 'Contribution of social science to large scale biodiversity conservation: A review of research about the Natura 2000 network', *Biological Conservation*, 199, pp. 110–122.
21. **Blondet et al.** (2017) 'Participation in the implementation of Natura 2000: A comparative study of six EU member states', *Land Use Policy*, 66, pp. 346–355.
22. **Bond & Keeley** (2005) 'Fire as a global "herbivore": The ecology and evolution of flammable ecosystems', *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), pp. 387–394.
23. **Bonnesoeur et al.** (2016) 'Forest trees filter chronic wind-signals to acclimate to high winds', *New Phytologist*, 210(3), pp. 850–860.
24. **Bonsu, Dhubháin & O'Connor** (2019) 'Understanding forest resource conflicts in Ireland: A case study approach', *Land Use Policy*, 80, pp. 287–297.
25. **Botequim et al.** (2012) 'Modelling wildfire risk in pure and mixed forest stands in Portugal', *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 183(11–12), pp. 238–248.
26. **Bottalico et al.** (2017) 'A spatially-explicit method to assess the dry deposition of air pollution by urban forests in the city of Florence, Italy', *Urban Forestry and Urban Greening*, 27, pp. 221–234.
27. **Boulanger et al.** (2018) 'Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists', *Global Change Biology*, 24(2), pp. e485–e495.
28. **Boyden, Binkley & Stape** (2008) 'Competition among eucalyptus trees depends on genetic variation and resource supply', *Ecology*, 89(10), pp. 2850–2859.
29. **Brahic & Rambonilaza** (2016) *Quelle valeur les Français accordent-ils à la préservation de la biodiversité dans les forêts publiques métropolitaines ?* Ministère de l'écologie, Paris.
30. **Brahic & Terreaux** (2009) *Évaluation économique de la biodiversité, Évaluation Économique De La Biodiversité*. Editions Quæ.
31. **Brockerhoff et al.** (2008) 'Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity?', *Biodiversity and Conservation*, 17(5), pp. 925–951.
32. **Brockerhoff & Liebhold** (2017) 'Ecology of forest insect invasions', *Biological Invasions*, 19(11), pp. 3141–3159.
33. **Buée et al.** (2011) 'Influence of tree species on richness and diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand', *Fungal Ecology*, 4(1), pp. 22–31.
34. **Bueno et al.** (2013) 'Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores', *PLoS ONE*, 8(2).
35. **Burnett et al.** (2018) 'Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(38), pp. 9592–9597.
36. **Burrascano et al.** (2013) 'Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review', *Forest Ecology and Management*, 291, pp. 458–479.
37. **Cariñanos & Casares-Porcel** (2011) 'Urban green zones and related pollen allergy: A review. Some guidelines for designing spaces with low allergy impact', *Landscape and Urban Planning*, 101(3), pp. 205–214.
38. **Castagnayrol et al.** (2014) 'Effects of plant phylogenetic diversity on herbivory depend on herbivore specialization', *Journal of Applied Ecology*, 51(1), pp. 134–141.
39. **Catry et al.** (2010) 'Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal', *Forest Ecology and Management*, 260(7), pp. 1184–1192.
40. **Charbonnier et al.** (2014) 'Numerical and functional responses of forest bats to a major insect pest in pine plantations e109488', *PLoS ONE*, 9(10), p. e109488.
41. **Charbonnier et al.** (2016) 'Bat and bird diversity along independent gradients of latitude and tree composition in European forests', *Oecologia*, 182(2), pp. 529–537.
42. **Chaudhary et al.** (2016) 'Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs', *Scientific Reports*, 6.
43. **CITEPA** (2019) *Rapport national d'inventaire pour la France au titre de la convention cadre des nations unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto, 12^e Séance Plénière*. Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique.
44. **Cooper-Ellis et al.** (1999) 'Forest response to catastrophic wind: Results from an experimental hurricane', *Ecology*, 80(8), pp. 2683–2696.
45. **Cordellier & Dobré** (2016) *Usages Et Images De La Forêt En France*. Observatoire Sociétal de la Forêt. Baromètre Forêt et société.
46. **Debell & Harrington** (1993) 'Deploying genotypes in short-rotation plantations: mixtures and pure cultures of clones and species', *Forestry Chronicle*, 69(6), pp. 705–713.
47. **Deuffic et al.** (2012) 'La biodiversité forestière, un nouveau référentiel pour les forestiers et les chasseurs ?', in Fleury, C. and Prévot-Julliard, A.-C. (eds) *L'exigence de réconciliation. Biodiversité et société*. Fayard. Paris, pp. 129–142.
48. **Dickinson & Johnson** (2004) 'Temperature-dependent rate models of vascular cambium cell mortality', *Canadian Journal of Forest Research*, 34(3), pp. 546–559.
49. **Dobré et al.** (2005) 'La fréquentation des forêts en France : permanences et évolutions', *Rendez-vous Techniques ONF*, 9, pp. 49–57.
50. **Dupont, Pivato & Brunet** (2015) 'Wind damage propagation in forests', *Agricultural and Forest Meteorology*, 214–215, pp. 243–251.
51. **Dupouey et al.** (2013) 'Cartographie de l'occupation des sols des Pyrénées en 1850 et identification des plantes vasculaires indicatrices de l'ancienneté de l'état boisé', *Communication orale au colloque international de botanique pyrénéo-cantabrique*.
52. **Eckerberg** (2013) 'Forest conflicts : A growing research field', *Forest Policy and Economics*, 33, pp. 3–7.
53. **EFSE** (2018) *Les écosystèmes forestiers français*. Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
54. **EFSE** (2019) *La séquestration de carbone par les écosystèmes en France*. Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
55. **Ehrlich** (1996) 'Conservation in temperate forests: What do we need to know and do?', *Forest Ecology and Management*, 85(1–3), pp. 9–19.
56. **Eisenhauer et al.** (2011) 'Plant diversity surpasses plant functional groups and plant productivity as driver of soil biota in the long term', *PLoS ONE*, 6(1).
57. **Eschen, Roques & Santini** (2015) 'Taxonomic dissimilarity in patterns of interception and establishment of alien arthropods, nematodes and pathogens affecting woody plants in Europe', *Diversity and Distributions*. Edited by J. Jeschke, 21(1), pp. 36–45.
58. **Escuredo et al.** (2012) 'Assessing Rubus honey value: Pollen and phenolic compounds content and antibacterial capacity', *Food Chemistry*, 130(3), pp. 671–678.
59. **Fanin et al.** (2018) 'Consistent effects of biodiversity loss on multifunctionality across contrasting ecosystems', *Nature Ecology and Evolution*, 2(2), pp. 269–278.
60. **FAO** (2015a) *Évaluation des ressources forestières mondiales, Burundi*. Food and Agriculture Organisation, Washington, D.C.

61. FAO (2015b) Forest Resources Assessment 2015: Terms and Definitions. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Washington D.C., USA.
62. Felton et al. (2016) 'Replacing monocultures with mixed-species stands: Ecosystem service implications of two production forest alternatives in Sweden', *Ambio*, 45, pp. 124–139.
63. Fernandes (2009) 'Combining forest structure data and fuel modelling to classify fire hazard in Portugal', *Annals of Forest Science*, 66(4), pp. 415–415.
64. Fernandez-Conradi et al. (2018a) 'Fungi reduce preference and performance of insect herbivores on challenged plants', *Ecology*, 99(2), pp. 300–311.
65. Fernandez-Conradi et al. (2018b) 'Plant neighbour identity and invasive pathogen infection affect associational resistance to an invasive gall wasp', *Biological Invasions*, 20(6), pp. 1459–1473.
66. Filot (2011) 'L'usage de la forêt wallonne', *Courrier hebdomadaire du CRISP*, 1892(27), p. 5.
67. Figueprun, Garcia & Stenger (2013) 'Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector', *Journal of Environmental Management*, 126, pp. 113–121.
68. Forest Europe (2015) *State of Europe's Forests*. European Forest Institute & FAO.
69. Forrester (2015) 'Transpiration and water-use efficiency in mixed-species forests versus monocultures: effects of tree size, stand density and season', *Tree Physiology*, 35(3), pp. 289–304.
70. Forrester et al. (2016) 'Drought responses by individual tree species are not often correlated with tree species diversity in European forests', *Journal of Applied Ecology*. Edited by J. Finn, 53(6), pp. 1725–1734.
71. Forrester & Bauhus (2016) 'A Review of Processes Behind Diversity–Productivity Relationships in Forests', *Current Forestry Reports*.
72. Fortier & Alphandéry (2005) 'Négociations autour de la biodiversité : la mise en oeuvre de Natura 2000 en France', in Marty, P. and Vivient, F.-D. et al. (eds) *Les biodiversités. Objets, théories, pratiques*. CNRS Editi. Paris, pp. 227–240.
73. France Bois Forêt (2017) *Indicateur 2017 du prix de vente des bois sur pied en forêt privée*.
74. De Frenne et al. (2013) 'Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(46), pp. 18561–18565.
75. Garcia-Gonzalo et al. (2012) 'Modelling wildfire risk in pure and mixed forest stands in Portugal', *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 183(11–12), pp. 238–248.
76. García & Martínez (2012) 'Species richness matters for the quality of ecosystem services: A test using seed dispersal by frugivorous birds', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1740), pp. 3106–3113.
77. Gardiner et al. (2005) 'The stability of different silvicultural systems: A wind-tunnel investigation', *Forestry*, 78(5), pp. 471–484.
78. Gardiner et al. (2013) *Living with Storm Damage to Forests*. Edited by L. Hetemaki. What Science Can Tell Us 3. European Forest Institute.
79. Gaston (1996) 'Biodiversity–Congruence', *Progress in Physical Geography*, 20(1), pp. 105–112.
80. González-Varo, López-Bao & Gutiérrez (2013) 'Functional diversity among seed dispersal kernels generated by carnivorous mammals', *Journal of Animal Ecology*, 82(3), pp. 562–571.
81. Gonzalez et al. (2007) 'A fire probability model for forest stands in Catalonia (north east Spain)', *Annals of Forest Science*, 64(5), pp. 584–584.
82. Gosselin (2009) 'Etat et les enjeux de biodiversité forestière en France', in Landmann, G., Gosselin, F., and Bonhême, I. (eds) *Biomasse et biodiversité forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière: implications pour la biodiversité et les ressources naturelles?* MEEDDM-Eco. Paris, p. 210.
83. Gosselin & Paillet (2015) *Critère 4 Diversité biologique des forêts*. Institut National de l'information géographique et forestière (IGN).
84. Granet & Dobré (2012) 'Les citadins et la forêt en France', *Revue Forestière Française*, (5).
85. Griess et al. (2012) 'Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce', *Forest Ecology and Management*, 267, pp. 284–296.
86. Grossiord et al. (2014a) 'Does Drought Influence the Relationship Between Biodiversity and Ecosystem Functioning in Boreal Forests?', *Ecosystems*, 17(3), pp. 394–404.
87. Grossiord et al. (2014b) 'Interspecific competition influences the response of oak transpiration to increasing drought stress in a mixed Mediterranean forest', *Forest Ecology and Management*, 318, pp. 54–61.
88. Guo, Xiao & Li (2000) 'An assessment of ecosystem services: Water flow regulation and hydroelectric power production', *Ecological Applications*.
89. Guyot et al. (2015) 'Tree Diversity Limits the Impact of an Invasive Forest Pest', *PLOS ONE*, 10(9), p. e0136469.
90. Guyot et al. (2016) 'Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe', *Biology Letters*, 12(4).
91. Hall & Bawa (1993) 'Methods to assess the impact of extraction of non-timber tropical forest products on plant populations', *Economic Botany*, 47(3), pp. 234–247.
92. Handa et al. (2014) 'Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes', *Nature*, 509(7499), pp. 218–221.
93. Hanewinkel, Albrecht & Schmidt (2013) 'Influence of stand characteristics and landscape structure on wind damage', in European Forest Institute (ed.) *Living with Storm Damage to Forests: What Science Can Tell Us*. Joensuu, pp. 41–47.
94. Hantsch et al. (2013) 'Species richness and species identity effects on occurrence of foliar fungal pathogens in a tree diversity experiment', *Ecosphere*, 4(7).
95. Hartley (2002) 'Rationale and Methods for conserving biodiversity in plantation forests', *Forest Ecology and Management*, 155(1–3), pp. 81–95.
96. Hawkins et al. (2015) 'Using DNA metabarcoding to identify the floral composition of honey: A new tool for investigating honey bee foraging preferences', *PLoS ONE*, 10(8).
97. Van Der Heijden, Bardgett & Van Straalen (2008) 'The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems', *Ecology Letters*, 11(3), pp. 296–310.
98. Hély et al. (2001) 'Role of vegetation and weather on fire behavior in the Canadian mixedwood boreal forest using two fire behavior prediction systems', *Canadian Journal of Forest Research*, 31(3), pp. 430–441.
99. Hély, Bergeron & Flannigan (2000) 'Effects of stand composition on fire hazard in mixed-wood Canadian boreal forest', *Journal of Vegetation Science*, 11(6), pp. 813–824.
100. Hemmy et al. (1999) 'An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation', *Biological Conservation*, 91(1), pp. 9–22.
101. Hill & Webster (1995) 'Apiculture and forestry (bees and trees)', *Agroforestry Systems*, 29(3), pp. 313–320.
102. Hogg et al. (2007) 'Stomatal and non-stomatal fluxes of ozone to a northern mixed hardwood forest', *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(3), pp. 514–525.
103. Hoogstra-Klein, Brukas & Wallin (2017) 'Multiple-use forestry as a boundary object: From a shared ideal to multiple realities', *Land Use Policy*, 69, pp. 247–258.
104. Hooper et al. (2000) 'Interactions between Aboveground and Belowground Biodiversity in Terrestrial Ecosystems: Patterns, Mechanisms, and Feedbacks', *BioScience*, 50(12), p. 1049.
105. Horák et al. (2019) 'Green desert?: Biodiversity patterns in forest plantations', *Forest Ecology and Management*, 433, pp. 343–348.
106. Huang et al. (2018) 'Impacts of species richness on productivity in a large-scale subtropical forest experiment', *Science*, 362(6410), pp. 80–83.
107. IFN (2005) *La forêt française: un puits de carbone? Son rôle dans la limitation des changements climatiques*. Inventaire Forestier National.
108. IFN (2010) *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines*. Paris.
109. Jactel et al. (2006) 'Tree species diversity reduces the invasibility of maritime pine stands by the bark scale, *Matsucoccus feytaudi* (Homoptera: Margarodidae)', *Canadian Journal of Forest Research*, 36(2), pp. 314–323.
110. Jactel et al. (2017) 'Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances', *Current Forestry Reports*, 3(3), pp. 223–243.
111. Jactel et al. (2018) 'Positive biodiversity–productivity relationships in forests: Climate matters', *Biology Letters*, 14(4).
112. Jactel & Brockerhoff (2007) 'Tree diversity reduces herbivory by forest insects', *Ecology Letters*, 10(9), pp. 835–848.
113. Jucker et al. (2014) 'Stabilizing effects of diversity on aboveground wood production in forest ecosystems: Linking patterns and processes', *Ecology Letters*, 17(12), pp. 1560–1569.
114. Jucker et al. (2016) 'Climate modulates the effects of tree diversity on forest productivity', *Journal of Ecology*. Edited by F. Gilliam, 104(2), pp. 388–398.
115. Kafka, Gauthier & Bergeron (2001) 'Fire impacts and crowning in the boreal forest: Study of a large wildfire in western Quebec', *International Journal of Wildland Fire*, 10(2), pp. 119–127.
116. Kallenbach, Frey & Grandy (2016) 'Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls', *Nature Communications*, 7(1), p. 13630.
117. Keith et al. (2009) 'Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1672), pp. 3539–3544.
118. Kohl & Rutschmann (2018) 'The neglected bee trees: European beech forests as a home for feral honey bee colonies', *PeerJ*, 6, p. e4602.
119. De Koning et al. (2014) 'Natura 2000 and climate change-Polarisation, uncertainty, and pragmatism in discourses on forest conservation and management in Europe', *Environmental Science and Policy*, 39, pp. 129–138.
120. Lange et al. (2015) 'Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage', *Nature Communications*, 6(1), p. 6707.
121. Lassagne (2007) *Exploitation forestière, développement durable et stratégies de pouvoir dans une forêt tropicale camerounaise, Exploitation forestière, développement durable et stratégies de pouvoir dans une forêt tropicale camerounaise*. Chicoutimi: J.-M. Tremblay (Classiques des sciences sociales.).
122. Lehouck et al. (2009) 'Habitat disturbance reduces seed dispersal of a forest interior tree in a fragmented African cloud forest', *Oikos*, 118(7), pp. 1023–1034.
123. Lelli et al. (2019) 'Biodiversity response to forest structure and management: Comparing species richness, conservation relevant species and functional diversity as metrics in forest conservation', *Forest Ecology and Management*, 432, pp. 707–717.
124. Leonard, McArthur & Hochuli (2016) 'Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations', *Urban Forestry and Urban Greening*, 20, pp. 249–253.
125. Li et al. (2019) 'Drivers of tree carbon storage in subtropical forests', *Science of the Total Environment*, 654, pp. 684–693.
126. Liang et al. (2016) 'Positive biodiversity–productivity relationship predominant in global forests', *Science*, 354, p. aaf8957.
127. Maaf-IGN (2016) *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines, édition 2015*. Institut de l'Information Géographique et Forestière, Paris, pp. 343.

128. Markl et al. (2012) 'Meta-Analysis of the Effects of Human Disturbance on Seed Dispersal by Animals', *Conservation Biology*, 26(6), pp. 1072–1081.
129. Martel et al. (2017) *Forêt et carbone. Comprendre, agir, valoriser*. Broché.
130. MCPFE (2015) 'Summary for Policymakers', in Intergovernmental Panel on Climate Change (ed.) *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 1–30.
131. Michaletz & Johnson (2007) 'How forest fires kill trees: A review of the fundamental biophysical processes', *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22(6), pp. 500–515.
132. Mikusiński (2018) *Ecology and Conservation of Forest Birds*. Cambridge University Press.
133. Millard & Singh (2010) 'Does grassland vegetation drive soil microbial diversity?', *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 88(2), pp. 147–158.
134. Morin et al. (2014) 'Temporal stability in forest productivity increases with tree diversity due to asynchrony in species dynamics', *Ecology Letters*. Edited by M. Rejmanek, 17(12), pp. 1526–1535.
135. Niemelä et al. (2005) 'Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe', *Forest Policy and Economics*, 7(6), pp. 877–890.
136. Pan et al. (2011) 'A large and persistent carbon sink in the world's forests', *Science*, 333(6045), pp. 988–993.
137. Papillon & Dodier (2012) 'Les forêts périurbaines : des usages récréatifs à l'espace phytoactique', *Revue de géographie alpine*, (99–3).
138. Paquette & Messier (2011) 'The effect of biodiversity on tree productivity: From temperate to boreal forests', *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), pp. 170–180.
139. Payn et al. (2015) 'Changes in planted forests and future global implications', *Forest Ecology and Management*, 352, pp. 57–67.
140. Persano Oddo & Piro (2004) 'Main European unifloral honeys: descriptive sheets', *Apidologie*, 35(Suppl. 1), pp. S38–S81.
141. Pesendorfer et al. (2016) 'Scatter-hoarding corvids as seed dispersers for oaks and pines: A review of a widely distributed mutualism and its utility to habitat restoration', *The Condor*, 118(2), pp. 215–237.
142. Peter et al. (2016) 'Ectomycorrhizal ecology is imprinted in the genome of the dominant symbiotic fungus *Cenococcum geophilum*', *Nature Communications*, 7(1), p. 12662.
143. Peyron et al. (2002) *National survey on demand for recreation in French forests*. EUROSTAT.
144. Pimentel et al. (2006) 'Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States', *BioScience*, 50(1), p. 53.
145. Van der Plas et al. (2016) 'Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(13), pp. 3557–3562.
146. Polomé (2016) 'Private forest owners motivations for adopting biodiversity-related protection programs', *Journal of Environmental Management*, 183, pp. 212–219.
147. Primmer et al. (2014) 'Forest owner perceptions of institutions and voluntary contracting for biodiversity conservation: Not crowding out but staying out', *Ecological Economics*, 103, pp. 1–10.
148. Prober et al. (2015) 'Plant diversity predicts beta but not alpha diversity of soil microbes across grasslands worldwide', *Ecology Letters*, 18(1), pp. 85–95.
149. Prud'homme (2016) 'Forêt (des arbres & des hommes)', *Le Portique. Revue de philosophie et de sciences humaines*, pp. 37–38.
150. Rakotoarison & Point (2012) 'Valeur économique de la chasse au grand gibier. La méthode de transfert des bénéfices appliquée à la Région Aquitaine', *Économie Rurale*, (327–328), pp. 93–113.
151. Rameau (1997) 'La directive "Habitats" : analyse d'un échec, réflexions pour l'avenir', *Revue Forestière Française*, 5.
152. Ratcliffe et al. (2017) 'Biodiversity and ecosystem functioning relations in European forests depend on environmental context', *Ecology Letters*, 20(11), pp. 1414–1426.
153. Reinecke, Klemm & Heinken (2014) 'Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr', *Journal of Vegetation Science*, 25(1), pp. 113–121.
154. Rigot, van Halder & Jactel (2014) 'Landscape diversity slows the spread of an invasive forest pest species', *Ecography*, 37(7), pp. 648–658.
155. Robert & Yengué (2018) 'Les citadins, un désir de nature « sous contrôle », « fleurie et propre »', *Métropoles*, 22(22).
156. Roques (2018) 'État actuel des introductions et de la propagation en Europe des bioagresseurs exotiques liés aux plantes ligneuses (Résumé)', *Revue Forestière Française*, (6), p. 595.
157. Sardain, Sardain & Leung (2019) 'Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050', *Nature Sustainability*, 2(4), pp. 274–282.
158. Schröter et al. (2005) 'Ecology: Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe', *Science*, 310(5752), pp. 1333–1337.
159. Schütz et al. (2006) 'Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture', *European Journal of Forest Research*, 125(3), pp. 291–302.
160. Schwarzbauer, Stern & Ettwein (2014) *Future of the European Forest-Based Sector: Structural Changes Towards Bioeconomy*. What Science Can Tell Us. Future of the European Forest-Based Sector: Structural Changes Towards Bioeconomy. EFI, Joensuu, Finland.
161. Schwendenmann et al. (2015) 'Tree water uptake in a tropical plantation varying in tree diversity: interspecific differences, seasonal shifts and complementarity', *Ecophysiology*, 8(1), pp. 1–12.
162. Seebens et al. (2017) 'No saturation in the accumulation of alien species worldwide', *Nature Communications*, 8(1), p. 14435.
163. Sievänen et al. (2008) *Forest Recreation Monitoring – a European Perspective*. Finnish Forest Research Institute.
164. Silva et al. (2009) 'Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal', *Plant Biosystems*, 143(3), pp. 597–608.
165. Simpson et al. (2008) *The Economic and Social Values of Forests for Recreation and Nature Tourism: a research overview*. COST Action E33: Forests for Recreation and Nature Tourism (FORREC). European Commission, COST and European Science Foundation.
166. Sprenger et al. (2013) 'Tree species and diversity effects on soil water seepage in a tropical plantation', *Forest Ecology and Management*, 309, pp. 76–86.
167. Stutz et al. (2015) 'Herbivore search behaviour drives associational plant refuge', *Acta Oecologica*, 67, pp. 1–7.
168. Terborgh et al. (2008) 'Tree recruitment in an empty forest', *Ecology*, 89(6), pp. 1757–1768.
169. Thomas et al. (2017) 'Changements à long terme des paysages forestiers dans cinq parcs nationaux métropolitains et le futur parc national des forêts de Champagne et Bourgogne', *Revue Forestière Française*, (4), p. 387.
170. Thompson et al. (2014) 'Biodiversity and ecosystem services: Lessons from nature to improve management of planted forests for REDD-plus', *Biodiversity and Conservation*, 23(10), pp. 2613–2635.
171. Toigo et al. (2018) 'Difference in shade tolerance drives the mixture effect on oak productivity', *Journal of Ecology*, 106(3), pp. 1073–1082.
172. Tonga Ketchatang et al. (2017) 'Disponibilité des produits forestiers non ligneux fondamentaux à la périphérie du Parc national de Lobeke', *VertigO*, 14(3).
173. Trefon & Cogels (2007) 'La Gestion des Ressources Naturelles dans les Zones Périurbaines d'Afrique Centrale : une approche privilégiant les parties prenantes', *Cadernos de Estudos Africanos*, (13/14), pp. 101–126.
174. Turgeon (2003) 'Aperçu des produits forestiers non ligneux (PFNL)', *Ministère des ressources naturelles, de la faune et des parcs*, pp. 1–11.
175. UICN (2019) *Reforestation for the climate of tomorrow*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Switzerland, pp. 82.
176. Ulanova (2000) 'The effects of windthrow on forests at different spatial scales: A review', *Forest Ecology and Management*, 135(1–3), pp. 155–167.
177. Urquhart, Courtney & Slee (2012) 'Private woodland owners' perspectives on multifunctionality in english woodlands', *Journal of Rural Studies*, 28(1), pp. 95–106.
178. Valinger & Fridman (2011) 'Factors affecting the probability of windthrow at stand level as a result of Gudrun winter storm in southern Sweden', *Forest Ecology and Management*, 262(3), pp. 398–403.
179. Vallauri (2003) *Livre blanc sur la protection des forêts naturelles en France. Forêts métropolitaines*. Tec & Doc. World Wildlife Fund.
180. Vallauri & Neyroumande (2009) 'Les forêts françaises : une biodiversité à la fois riche et menacée La forêt représente un refuge et un réservoir de biodiversité d' autant plus impor-', *Responsabilité & environnement*, 53, pp. 75–82.
181. Vignon & Barbraureau (2008) 'Collisions entre véhicules et ongulés sauvages : quel coût économique ? Une tentative d' évaluation', *Faune Sauvage*, 279, pp. 31–35.
182. Vilà et al. (2013) 'Disentangling Biodiversity and Climatic Determinants of Wood Production', *PLoS ONE*, 8(2).
183. Visscher & Seeley (1982) 'Foraging strategy of honeybee colonies in a temperate deciduous forest', *Ecology*, 63(6), pp. 1790–1801.
184. Wagg et al. (2014) 'Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(14), pp. 5266–5270.
185. Wardle (2006) 'The influence of biotic interactions on soil biodiversity', *Ecology Letters*, 9(7), pp. 870–886.
186. Wingfield et al. (2015) 'Planted forest health: The need for a global strategy', *Science*, 349(6250), pp. 832–836.
187. Wolf et al. (2004) 'Storm damage and long-term mortality in a semi-natural, temperate deciduous forest', *Forest Ecology and Management*, 188(1–3), pp. 197–210.
188. World Bank (2013) *Biodiversity and forests at a glance*.
189. Zachrisson & Beland Lindahl (2013) 'Conflict resolution through collaboration: Preconditions and limitations in forest and nature conservation controversies', *Forest Policy and Economics*, 33, pp. 39–46.
190. Zak et al. (2003) 'Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: Are there any links?', *Ecology*, 84(8), pp. 2042–2050.
191. Zeng, Durka & Fischer (2017) 'Species-specific effects of genetic diversity and species diversity of experimental communities on early tree performance', *Journal of Plant Ecology*, 10(1), pp. 252–258.
192. Zhang, Chen & Reich (2012) 'Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: A global meta-analysis', *Journal of Ecology*, 100(3), pp. 742–749.

An aerial photograph of a historic city, likely Strasbourg, showing a dense cluster of buildings with red-tiled roofs. In the background, a tall, slender cathedral spire (the Strasbourg Minster) rises above the city skyline. The sky is clear and blue. A large, semi-transparent white circle is overlaid on the center of the image, containing the chapter title and page number.

CHAPITRE

Socio-écosystème des territoires urbains & artificialisés

● 5 ●

Évaluation régionale des connaissances sur les services rendus par la biodiversité au fonctionnement des socio-écosystèmes dans les territoires urbains et artificialisés

• • • • • Ce chapitre propose un état des lieux des connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes des territoires urbains et artificialisés de la Région Nouvelle-Aquitaine. Bien que par définition, les socio-écosystèmes urbains et artificialisés présentent une forte proportion de surfaces imperméabilisées, peu propice à l'installation durable de la biodiversité, un certain nombre d'espèces animales et végétales ont réussi à s'y adapter et les espaces verts sont devenus des espaces de vie pour les populations de ces territoires. Au-delà du bienfait du végétal pour le bien-être des habitants ou la création d'espaces récréatifs, la biodiversité est devenue un support direct de l'agriculture urbaine en plein essor. Ces pratiques très diversifiées à la fois par le nombre important d'espèces cultivées ou élevées et par les modes d'organisation et de fonctionnement sont à l'origine de processus créant des liens sociaux et offrant de meilleures conditions de vie aux populations urbaines. La biodiversité des systèmes urbains et artificialisés procure également des services de régulation, notamment de la température, de la pollution de l'air, du sol et de l'eau. Les bénéfices économiques, environnementaux et culturels que la société retire de ces services fournis par la biodiversité ont à la fois des valeurs marchandes et non marchandes. Les agglomérations tendent ainsi à intégrer d'avantage d'espaces verts, naturels ou créés par l'Homme, dans l'aménagement de leur territoire et aussi à mieux connaître la biodiversité hébergée et la diversité paysagère. Cependant, l'urbanisation reste un facteur ayant un impact très négatif sur les milieux naturels et la biodiversité. A cela s'ajoutent les facteurs concomitants tels que les divers types de pollution (chimique, lumineuse, sonore) et d'infrastructures (bâtiments, infrastructures de transport, etc) qui participent aussi au déclin de la biodiversité.

1 Les socio-écosystèmes urbains et artificialisés en Région Nouvelle-Aquitaine

2 La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes urbains et artificialisés en Nouvelle-Aquitaine

3 Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes urbains et artificialisés

3.1 LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT DIRECT DE PRODUCTION

- 3.1.1. Agriculture urbaine
- 3.1.2. Production apicole

3.2. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION AGRICOLE : POLLINISATION, CONTRÔLE BIOLOGIQUE ET RECYCLAGE DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION

- 3.3.1. Biodiversité, qualité et épuration de l'eau
- 3.3.2. Biodiversité, qualité et épuration de l'air
- 3.3.3. Biodiversité et remédiation des sols
- 3.3.4. Biodiversité et création d'îlots de fraîcheur

3.4. BIODIVERSITÉ ET PAYSAGES EN MILIEUX URBANISÉS ET ARTIFICIALISÉS

- 3.4.1. Biodiversité hébergée par les milieux urbains et artificialisés
- 3.4.2. Diversité des écosystèmes et des paysages en milieu urbain

4 Les valeurs de la biodiversité des socio-écosystèmes urbains et artificialisés

4.1. VALEUR ÉCONOMIQUE DE LA BIODIVERSITÉ DES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES URBAINS

4.2. RÔLE DE LA BIODIVERSITÉ URBAINE DANS LA SANTÉ ET LE BIEN-ÊTRE DES HABITANTS

5 État de la biodiversité dans les socio-écosystèmes urbains et artificialisés

5.1. IMPACTS DE L'URBANISATION ET DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS SUR LA BIODIVERSITÉ

5.2. MORTALITÉ LIÉE AUX COLLISIONS AVEC DIVERSES INFRASTRUCTURES

5.3. EFFETS DES SOURCES DE POLLUTIONS SUR LA BIODIVERSITÉ

5.4. IMPACTS DE LA CONTAMINATION DES SOLS SUR LA BIODIVERSITÉ

6 Références régionales

7 Références internationales

Coordination scientifique :
Frédéric Revers, Yohan Sahraoui, Jean-Louis Yengué

Coordination éditoriale :
Théo Rouhette

Rédacteurs :
Didier Alard, Frédéric Angelier, Frédéric Barraquand, Nicolas Bech, Vincent Bretagnolle, Yves Brunet, Julia Clause, Pascale Garcia, Yvonnick Guinard, Sylvie Houte, Lilian Marchand, Rambonilaza Mbolatiana, Michel Mench, David Pinaud, Thierry Polard, Frédéric Revers, Yohan Sahraoui, Mohamed Taabni, Jean-Louis Yengué

1

Les socio-écosystèmes urbains et artificialisés en Région Nouvelle-Aquitaine

Selon l'UICN, l'écosystème urbain concerne l'ensemble des zones où des constructions humaines ont été réalisées et où la surface de ces infrastructures est supérieure à celle des zones naturelles présentes dans le périmètre. Il contient l'ensemble des zones construites, les réseaux (routiers, ferroviaires, etc) mais aussi les espaces verts créés par l'Homme (*UICN France, 2013*). Selon l'INSEE, la notion d'unité urbaine repose sur la continuité du bâti et le nombre d'habitants et se définit comme une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continue (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions) qui compte au moins 2 000 habitants (seuils adoptés au niveau international). L'INSEE définit l'artificialisation des sols ou zone artificialisée comme une perte du caractère naturel ou agricole d'un espace, au profit de zones urbaines, industrielles et commerciales, d'infrastructures de transport, de carrières, décharges et chantiers, ainsi que les espaces verts artificialisés (espaces verts urbains, équipements sportifs et de loisirs) (*INSEE, 2019*).

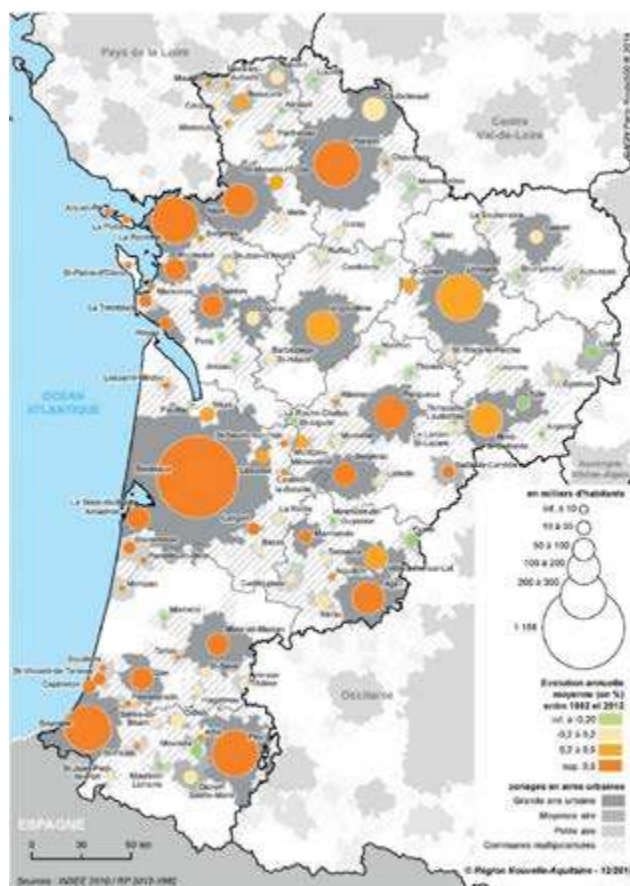
Les territoires urbains et artificialisés connaissent une forte croissance et concentrent la population régionale

En Nouvelle-Aquitaine, les territoires artificialisés représentaient 9,3% de la surface totale régionale en 2014. Cette surface a augmenté de 12% entre 2006 et 2014 (*ARBNA, 2018; INSEE, 2019*). Il existe par ailleurs une forte disparité du taux d'artificialisation entre les 12 départements de Nouvelle-Aquitaine. Par exemple, de 2006 à 2014, la Creuse a connu un taux d'artificialisation négatif (-3,9%) alors que la Gironde et les Pyrénées-Atlantiques ont connu un taux d'artificialisation respectivement de 17,1% et de 18,6% (*ARBNA, 2018*). Ceci est corrélé à l'évolution de la population dans les différents départements de la Région (taux entre 2009 et 2014) : Pyrénées-Atlantiques (+2,6%), Charente-Maritime (+ 3,3%), Landes (+ 5,6%), Gironde (+ 6,4%), Creuse (- 2,4%), Corrèze (- 0,8%) (*ARBNA, 2018*).

Les milieux urbains concentrent les deux tiers des 5,9 millions d'habitants que compte la Région. Cette population urbaine augmente de 0,7% par an depuis 1982, ce qui se traduit par une augmentation des surfaces artificielles notamment au niveau des grandes aires urbaines. La Région Nouvelle-Aquitaine compte onze agglomérations urbaines de plus de 100 000 habitants (Bordeaux, Bayonne, Limoges, Poitiers, Pau, La Rochelle, Angoulême, Niort, Agen, Périgueux, Brive-La-Gaillarde; *Figure 5.1*). Le *Tableau 5.1* présente la population des grandes aires urbaines régionales et son taux de variation entre 2011 et 2016.

FIGURE 5.1

Carte de la distribution des principales villes de Nouvelle-Aquitaine et de l'évolution du nombre d'habitants entre 1992 et 2012 (source : Atlas Région Nouvelle-Aquitaine 2018)



Au cœur de ces territoires urbains se trouvent également des espaces naturels. Même s'il est difficile d'appréhender leur nombre et leur superficie, la tendance est au développement et à l'amélioration de ce patrimoine naturel, au moins végétal, dans les villes de Nouvelle-Aquitaine. Le classement de l'Observatoire des Villes Vertes¹ place les villes de Limoges et Bordeaux dans le top 5 des villes françaises les plus investies sur cette question, même si seule Limoges apparaît pour l'instant dans le top 10 des villes françaises les plus vertes, Bordeaux devant rattraper son retard. En plus des agglomérations, d'autres surfaces artificialisées marquent le territoire régional, telles que des infrastructures de transports avec plus de 173 000 km de routes, 3 500 km de voies ferrées, 10 aéroports et 4 ports de commerce (*DRAAF, 2018*) ainsi que de nombreuses zones commerciales et industrielles.

¹Observatoire des Villes Vertes : <http://www.observatoirevillesvertes.fr/>

TABLEAU
5.1

Population 2016 et taux de variation annuel de la population des grandes aires urbaines de Nouvelle-Aquitaine entre 2011 et 2016 (source : INSEE)

Grande aire urbaine	Population 2016	Taux de variation annuel de la population 2011-2016
Bordeaux	1 232 550	1,6%
Bayonne	301 224	1,2%
Limoges	283 557	0,0%
Poitiers	261 795	0,6%
Pau	243 901	0,2%
La Rochelle	215 503	0,9%
Angoulême	182 675	0,2%
Niort	157 166	0,5%
Agen	113 223	0,4%
Périgueux	103 421	0,3%
Brive	102 382	0,1%

Les socio-écosystèmes urbains et artificialisés, des espaces denses et aux multiples usages de la biodiversité

Des synthèses bibliographiques récentes mettent en évidence trois catégories de bienfaits qu'apporte la nature en ville (Tableau 5.2) : (i) pour les humains en termes de santé et de bien-être, (ii) pour les équilibres naturels tels que la conservation de la biodiversité ou la régulation de variables physico-chimiques de l'environnement urbain (régulation thermique, de la qualité de l'air, de l'eau et du sol), (iii) pour l'économie en termes notamment de valorisation du bâti, d'attractivité des territoires urbains ou encore de potentialités liées à l'agriculture et l'apiculture urbaines (Laille et al., 2013; Konijnendijk et al., 2013; Yengué, 2017; Yengué & Robert, sous presse).

TABLEAU
5.2

Bienfaits du végétal en ville. Les bienfaits ont été classés en trois catégories (colonne de gauche). Les bienfaits mentionnés ont été évalués selon le niveau de preuves apportées par les travaux scientifiques (tangibilité et de robustesse, colonne de droite). Une forte tangibilité est associée aux bienfaits ayant fait l'objet de nombreuses études et de mesures précises sur le terrain pour évaluer l'impact de la présence de végétaux. Une faible tangibilité est associée aux bienfaits pour lesquels peu de travaux existent actuellement, et qui sont encore peu étudiés via la modélisation ou des enquêtes qualitatives (d'après Laille et al., 2013; Konijnendijk et al., 2013).

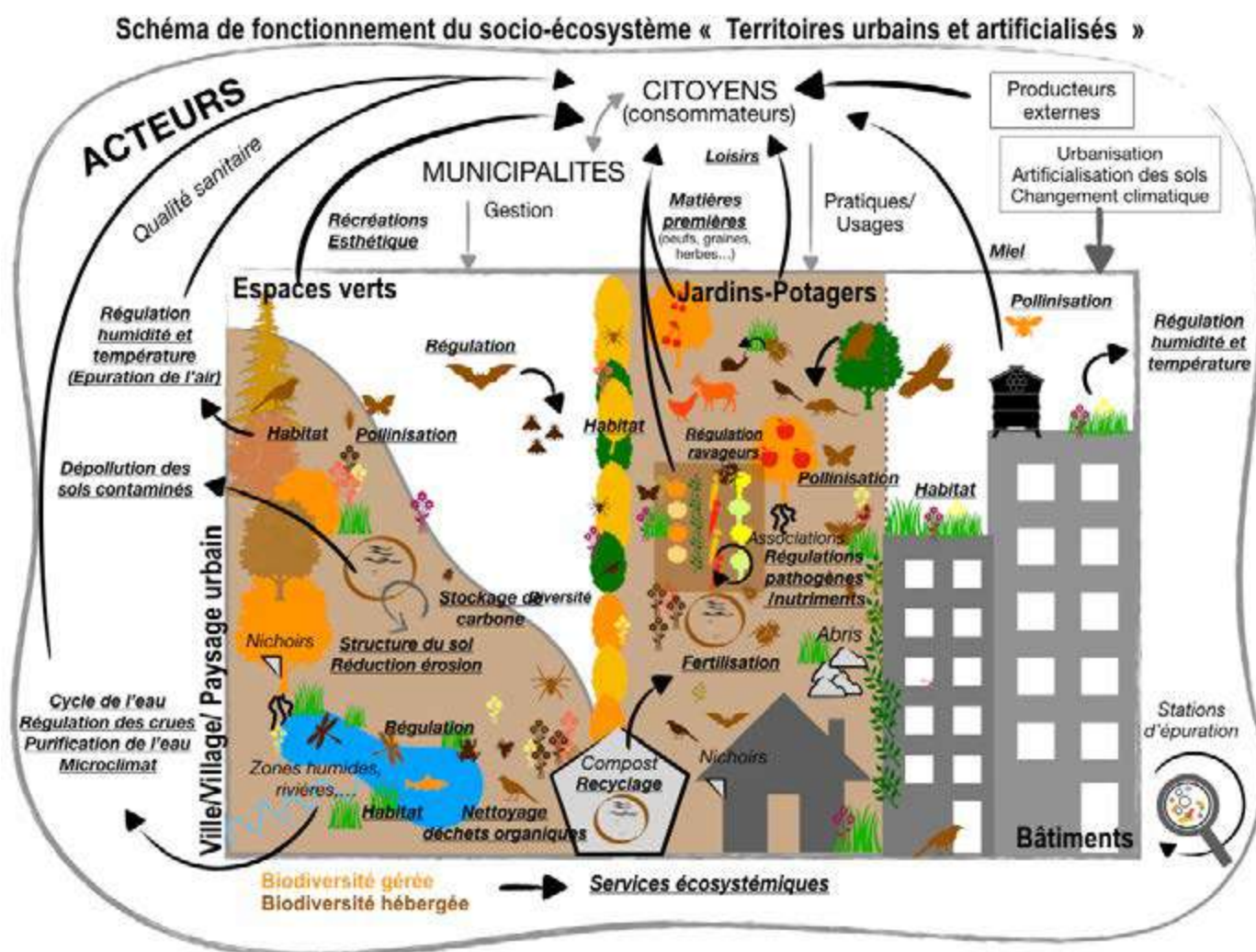
Catégorie	Bienfait	Tangibilité, robustesse
Pour les humains	Santé physique	Forte
	Santé psychologique	Modérée
	Lien social	Faible
Pour les équilibres naturels	Biodiversité	Forte
	Régulation thermique	Modérée à forte
	Qualité de l'air	Faible à modérée
	Écoulement des eaux	Faible
Pour l'économie	Valorisation du bâti	Modérée à forte
	Tourisme et attractivité	Faible

Le fonctionnement des socio-écosystèmes urbains ne se caractérise pas par une logique productiviste qui prédomine dans d'autres socio-écosystèmes traités dans le cadre d'*Ecobiose*. Il est au contraire marqué par une dualité entre le besoin d'accueillir toujours plus de personnes sur un territoire restreint et celui de donner un cadre de vie de qualité aux habitants en s'appuyant en particulier sur les fonctions récréatives et de régulation apportées par la biodiversité. De manière générale, de nombreux processus écologiques interviennent au sein du socio-écosystème urbain. La biodiversité y joue un rôle majeur, en permettant notamment la fourniture de services écosystémiques aux habitants (Figure 5.2).

Les espaces semi-naturels, qui peuvent comprendre des habitats diversifiés tels que des zones humides ou des espaces forestiers, permettent par exemple la régulation du climat, la réduction de l'érosion, le stockage du carbone, ou encore une possibilité d'usage récréatif par les citoyens. L'agriculture urbaine, au sein de jardins et potagers en passant par la mise en place de ruches, permet de fournir des services de pollinisation ou de fournir des matières premières pour l'alimentation. Les bâtiments peuvent également être des supports pour la fourniture de services d'habitat, par la végétalisation des toits et façades, pour la nidification des oiseaux, ou encore pour la régulation de l'humidité et de la température ainsi que l'épuration de l'air.

FIGURE 5.2

Schéma du fonctionnement du socio-écosystème urbain. Le paysage urbain (cadre gris) au sein des « Territoires Urbains (TU) » est hétérogène. Il est composé majoritairement d'espaces verts, des jardins et potagers (ou micro-fermes) et d'espaces minéralisés, représentés ici par des bâtiments. Au sein de chaque espace, la diversité dans les tons oranges est une diversité gérée (ou choisie), alors que celle dans les tons marrons est une diversité hébergée, c'est-à-dire qui se développe naturellement dans l'environnement suite à des pratiques de gestion. L'activité biologique de ces deux catégories de biodiversité résulte en la fourniture de services écosystémiques.



Biodiversité en ville et aménagement du territoire : défis et enjeux régionaux

De premier abord, on pourrait considérer que les territoires urbains, du fait de leur forte artificialisation, sont pauvres en biodiversité. En effet ces milieux très minéraux n'offrent que peu de ressources aux espèces tant pour leur alimentation que pour leur reproduction. Ils sont aussi caractérisés par une importante densité de population humaine, source de dérangement pour les espèces animales et végétales, un niveau élevé de pollution (pollutions chimique, lumineuse et sonore) et des conditions de température plus élevées qu'ailleurs (EFESE, 2018). Cependant, l'intégration d'espaces de nature en ville est devenue ces dernières décennies un enjeu majeur pour le bien-être des populations urbaines en leur offrant un cadre de vie de meilleure qualité. Ainsi dans les années 90, l'écologie urbaine est apparue comme une discipline dédiée à une meilleure connaissance des écosystèmes urbains tant sur la dimension écologique qu'humaine (McDonnell & MacGregor-Fors, 2016). Au fil du temps, les études de la biodiversité, des processus écologiques et des services écosystémiques en milieu urbain ont été progressivement intégrées dans les politiques d'aménagement et de gestion de ces territoires

artificialisés pour fournir principes, concepts et outils au développement de villes durables (McDonnell & MacGregor-Fors, 2016). La biodiversité des territoires artificialisés est ainsi devenue un objet d'étude à part entière, mobilisant les laboratoires de recherche aux échelles nationale et internationale, mais également un centre d'intérêt pour les nombreux acteurs de ces territoires (collectivités, associations, citoyens, etc). Ainsi, le ministère de la Transition Ecologique et Solidaire dans le cadre de l'évaluation française des écosystèmes et services écosystémiques (EFESE) a considéré l'écosystème urbain comme un écosystème à part entière et lui a consacré un rapport d'évaluation détaillé (EFESE, 2018). L'enjeu pour les socio-écosystèmes urbains est donc de trouver un équilibre durable entre l'aménagement du territoire et le maintien des fonctions écologiques assurées par la biodiversité, enjeu qui justifie cette démarche de synthèse des connaissances scientifiques sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement du socio-écosystème urbain dans laquelle s'inscrit *Ecobiose*.



Remparts sud Angoulême ©Thierry Degen

2

La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes urbains et artificialisés en Nouvelle-Aquitaine

La synthèse bibliographique réalisée résumant les connaissances scientifiques régionales sur les relations biodiversité et le fonctionnement d'une part, et la fourniture de services écosystémiques en socio-écosystème urbain et artificialisé d'autre part, nous a amené à retenir 104 références bibliographiques régionales (Figure 5.3) parmi lesquelles figurent des recherches empiriques et expérimentales réalisées dans le cadre d'infrastructures de recherche régionales dédiées (Encadré 1).

318 RÉFÉRENCES AU TOTAL, DONT :



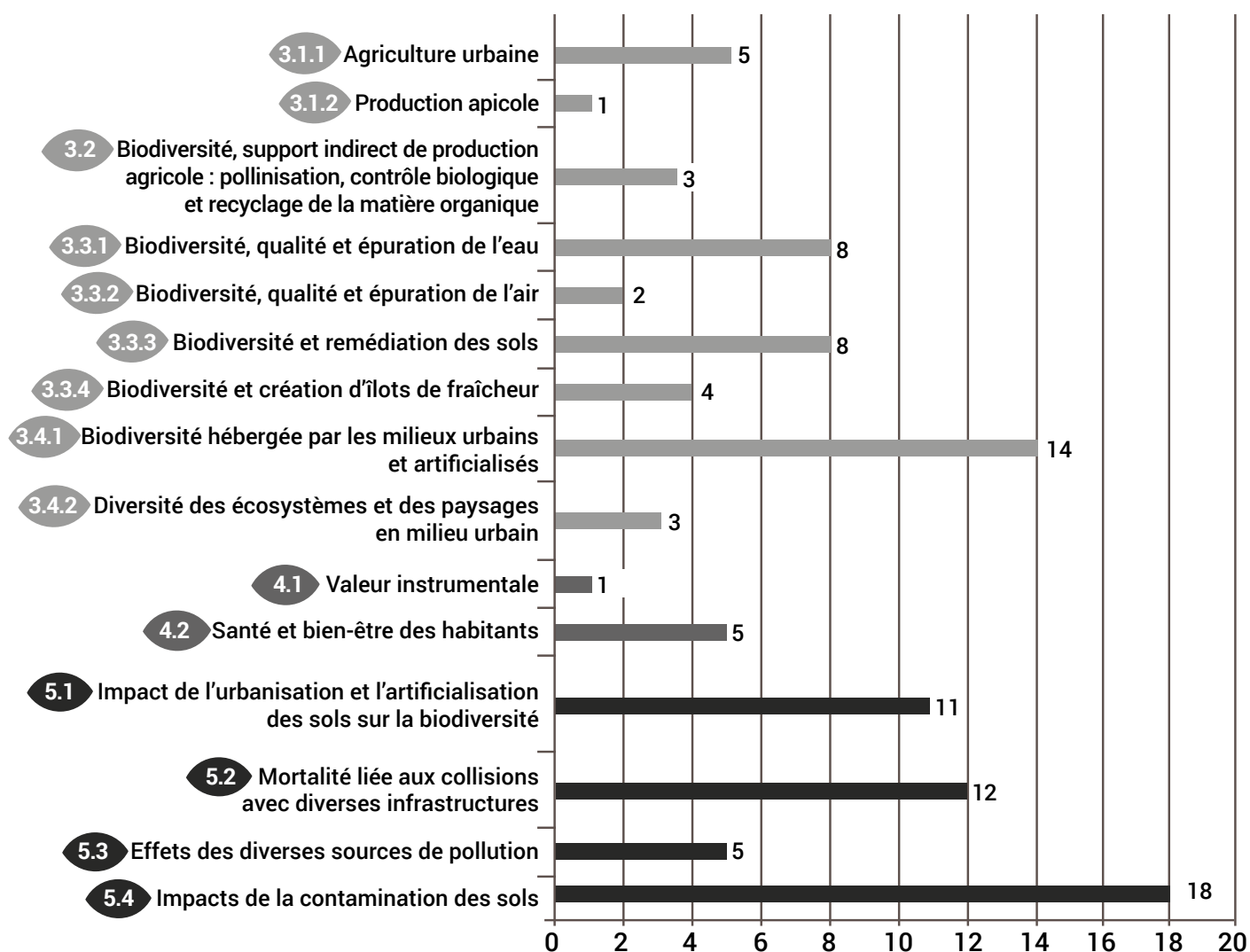
104 références « régionales »



214 références « internationales »

FIGURE 5.3

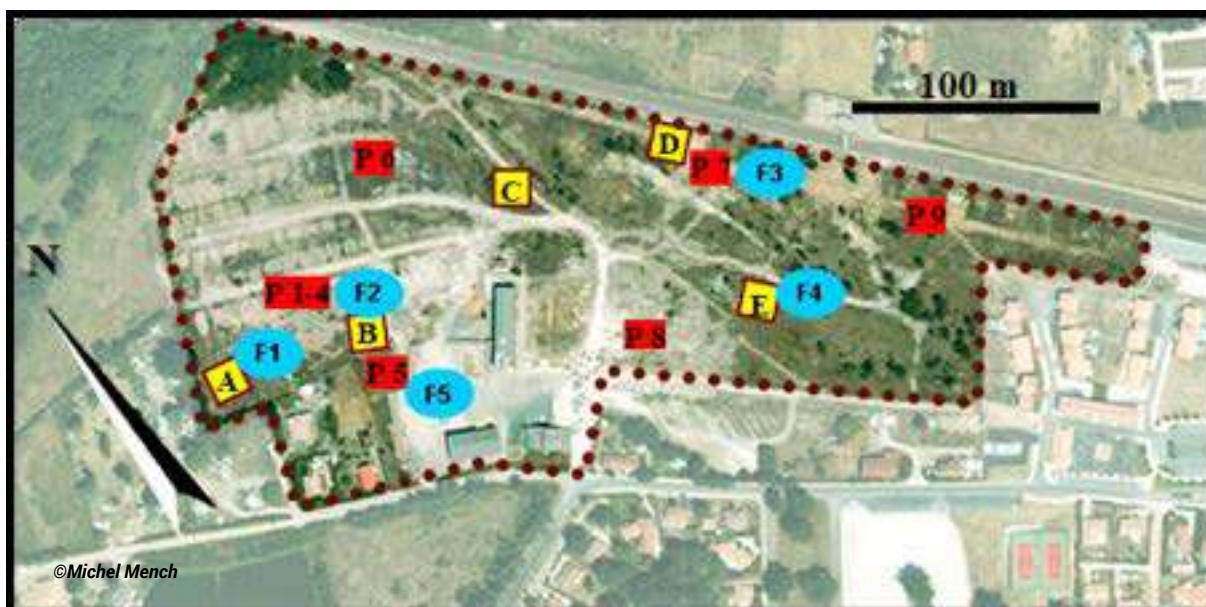
Répartition des références régionales par sous-section du chapitre



ENCADRÉ 1**Des infrastructures dédiées aux recherches sur la biodiversité et ses fonctions dans les écosystèmes urbains et artificialisés de Nouvelle-Aquitaine****Plateforme de phytomanagement de Saint-Médard d'Eyrans**

La plateforme de phytomanagement de l'UMR Biogeco à Saint-Médard d'Eyrans est un dispositif de long terme, étudié depuis 2005, qui a pour objectif l'étude des processus et fonctions écologiques liés à la biodiversité pour remédier des sols artificialisés / contaminés et leurs services écosystémiques. Installée sur un ancien site périurbain de traitement du bois (6 ha), elle a été soutenue par la société propriétaire (Lyonnet SA), l'ADEME, la Région Nouvelle-Aquitaine, la Commission européenne (FP5, FP7, Interreg SUDOE) et l'ANR. La plateforme rentre aussi dans le programme Euzkampus entre les universités de Bordeaux et du Pays Basque (Espagne). Plusieurs assemblages de végétaux et microorganismes associés sont étudiés, dont leur influence sur les cycles biogéochimiques, les liens de contamination (métaux, HAPs), le stockage de la matière organique (séquestration du C), les émissions de gaz à effet de serre, le lessivage d'éléments, les interactions biotiques, la biodiversité et le gain en complexité des écosystèmes remis sur une trajectoire écologique. Les assemblages sont basés sur des rotations de cultures annuelles aux phénotypes accumulateurs ou d'exclusion de métaux, des taillis à courte rotation, des herbacées pérennes, des plantations d'arbres; ils sont aussi choisis pour coupler la production de biomasses avec la bioéconomie. La faisabilité et résilience des options (e.g. phytoextraction, immobilisation in situ et phytostabilisation, rhizodégradation, etc) face au changement climatique sont prises en compte. Des modalités de gestion sont évaluées (e.g. amendements, cultures intercalaires ou dérobées). Le dispositif est ouvert aux communautés scientifiques régionales, nationales et internationales, avec l'accord du propriétaire du site et du gestionnaire des essais.

Vue aérienne du dispositif



SUITE ENCADRÉ 1

Dispositif du Parc des Angéliques

Le dispositif de long-terme du Parc des Angéliques est la propriété de Bordeaux Métropole. L'UMR Biogeco intervient sur plusieurs essais (i.e. parcelles Chaban-Delmas et Borifer). Cette friche périurbaine correspond à un ancien quai du port, avec diverses activités dans le passé. Depuis 2012, la ville de Bordeaux a décidé de convertir ce site en parc urbain. Le technosol développé sur les remblais présente une texture sableuse avec plusieurs contaminants, i.e. métaux, métalloïdes, HAPs, hydrocarbures (*Marchand et al., 2016*). La phytotoxicité des sols est faible pour les parcelles Chaban-Delmas malgré leur contamination. L'artificialisation et l'écotoxicité des sols sont plus fortes sur les parcelles Borifer. Des solutions de remédiations écologiques, utilisant la biodiversité, notamment celle des couverts végétaux, sont étudiées pour restaurer les processus et fonctions écologiques des sols. Les recherches portent sur l'influence des assemblages de végétaux et microorganismes associés sur les cycles biogéochimiques, les liens de contamination (métaux, métalloïdes, HAPs) dont la composition des parties aériennes des végétaux, le stockage de la matière organique (séquestration du C), la régulation de l'eau, les interactions biotiques, la biodiversité et le gain de complexité des écosystèmes. Les assemblages sont basés sur des herbacées (graminées à phénotype d'exclusion, luzerne, etc.) et des arbres (i.e. peupliers noirs). La faisabilité et résilience des options face au changement climatique sont prises en compte. Des modalités de gestion sont évaluées (e.g. amendements, transfert de foin). Tout comme la plateforme de Saint-Médard d'Eyrans, les essais ont été soutenus par Bordeaux Métropole, l'Ademe, la Région Nouvelle-Aquitaine, la Commission européenne (FP7, Interreg SUDOE) et l'ANR. Ce site contribue aussi au programme Euzkampus entre les Universités de Bordeaux et du Pays Basque (Espagne). Le dispositif est ouvert aux communautés scientifiques régionales, nationales et internationales, après l'accord de Bordeaux Métropole.

Parcelles au site Chaban-Delmas
La Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre-Plateforme Villages (CEBC CNRS & Université de La Rochelle; INRA)

La Zone Atelier « Plaine & Val de Sèvre » (ZA PVS) est une plaine céréalière au sud de Niort (Deux-Sèvres) qui s'étend sur 450 km² comprenant environ 450 exploitations agricoles, 16 000 parcelles agricoles, dont l'occupation des sols exhaustive a été inventoriée depuis 25 ans. Une quarantaine de villages, pour un total de près de 30 000 habitants, habitent sur la ZA-PVS. En bordure nord-ouest, la ville de Niort (dont près du tiers de la Zone Atelier se situe dans la CAN, Communauté d'Agglomération de Niort), entre seulement en partie dans la ZA-PVS. La ZA PVS engage une collaboration entre les acteurs de la recherche, les agriculteurs en grandes cultures ou polyculture-polyélevage et les apiculteurs et l'ensemble des citoyens via une démarche de sciences citoyennes réfléchissant au rôle de la biodiversité dans l'expression et le maintien de certains services écosystémiques (*Bretagnolle et al., 2018*). Deux programmes de Sciences participatives avec les citoyens et les habitants se sont succédés : des nichoirs dans la Plaine (depuis 2007) et « Mon village, espace de biodiversité » (depuis 2012). Actuellement, un grand projet de recherche action est déployé autour de l'alimentation, l'agriculture, les territoires et les habitants : ALIMENT'ACTION.

3

Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes urbains et artificialisés

Les rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes urbains et artificialisés sont de nature multiple bien que distincts des rôles qui ont été identifiés pour les autres SES traités dans les chapitres précédents du rapport *Ecobiose*. En effet, les socio-écosystèmes urbains ne sont pas des systèmes de production comparés aux autres SES, même si l'agriculture urbaine que nous aborderons brièvement est de moins en moins anecdotique depuis plusieurs années. Si la présence de la biodiversité au travers de l'existence d'espaces verts, qu'ils soient naturels ou créés par l'Homme, joue un rôle majeur dans cet écosystème en terme de bien-être humain (voir section 4), il a été montré que la biodiversité supporte également des services d'approvisionnement et de régulation. L'agriculture urbaine est une agriculture très diversifiée et développée sur des surfaces réduites qui s'appuie beaucoup sur la biodiversité des espèces cultivées. La diversité floristique des espaces verts aménagés, des potagers ou encore des espaces naturels persistant en milieu urbain offre également des ressources florales pour de nombreux insectes, en particulier les pollinisateurs, que ce soient les pollinisateurs sauvages ou l'abeille domestique. La biodiversité assure également en milieu urbain un rôle important dans les services de régulation, améliorant les conditions de vie des citoyens. De nombreux travaux montrent les effets bénéfiques de la biodiversité, notamment végétale, sur plusieurs services incluant l'épuration de l'eau, de l'air et des sols ainsi que l'atténuation des îlots de chaleur.

3.1. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT DIRECT DE PRODUCTION

3.1.1. Agriculture urbaine



Depuis environ une décennie des initiatives ont fleuri dans de nombreuses villes pour développer des programmes de production agricole, comme à Toronto (*GrowTo, 2012*), Mexico (*Torres-Lima, 2010*), et Détroit, pionnière aux États-Unis dans la formalisation de quartiers agricoles à grande échelle en pleine ville, baptisée ici AgriHood (*Siegner et al., 2018*) ou encore à Shanghai qui a opté pour une solution innovante afin de nourrir ses 24 millions d'habitants, grâce à la mise en chantier du projet Sunqiao Urban Agricultural District, une ferme verticale de 100 hectare (*Walsh, 2017*). L'agriculture urbaine fournit des produits alimentaires à partir de cultures (graines, plantes racines, légumes, champignons, fruits), d'animaux (volailles, lapins, chèvres, moutons, cochons, cochons d'Inde,

poissons, etc), ainsi que des produits non alimentaires (herbes aromatiques et médicinales, plantes ornementales, produits forestiers). Elle comprend aussi la sylviculture pour la production de fruits et de bois de feu, ainsi que l'agroforesterie et l'aquaculture à petite échelle. Les modes de production sont aussi très variés en matière d'emprise territoriale, de technicité ou d'investissements, allant des fermes « classiques » en pleine terre aux fermes « high-tech » en conteneurs, de l'agriculture urbaine « paysanne » à des formes plus « entrepreneuriales » (*Lin et al., 2015*) en passant par des formes plus collectives comme les jardins partagés. Les jardins privés sont considérés comme la forme dominante de l'agriculture urbaine pouvant représenter dans certaines villes 20-30%



de la surface urbaine totale (Lin et al., 2015). L'agriculture urbaine permet le maintien, voire le développement de la biodiversité par ses pratiques agroécologiques et biologiques (Coulibaly et al., 2018), qui permet à des espèces végétales et animales natives de coloniser ces espaces (Lin et al., 2015). Plusieurs centaines d'espèces végétales sont cultivées au sein d'une même ville où la part de la biodiversité exotique s'avère relativement importante du fait de conditions favorables qui existent dans ces contextes urbains (Lin et al., 2015). En France, les collectivités territoriales, peu intéressées a priori par les questions agricoles et alimentaires qui n'entraient pas vraiment dans leurs

compétences jusqu'à récemment, se trouvent désormais interpellées à la fois par la dimension territoriale (gestion du foncier, pérennisation des espaces agricoles, revendications citoyennes de qualité alimentaire, de qualité du cadre de vie) mais aussi par la dimension politique en lien avec les orientations nationales et régionales de l'alimentation (cf. les *Projets Alimentaires de Territoire dans la Loi d'Avenir pour l'Agriculture, l'Alimentation et la Forêt du 13 octobre 2014* et la *récente loi du 30 octobre 2018 sur l'agriculture et l'alimentation durable*). Les jardins partagés, bien que souvent de superficie très réduite, sont aussi en plein essor (Paris, Rennes).



Le territoire de la Nouvelle-Aquitaine est très largement concerné par le développement de l'agriculture urbaine. Des projets de plus en plus nombreux associant l'agriculture et la ville voient le jour depuis quelques années. La ville de Niort par exemple, qui depuis 2011 n'utilise plus de produits phytosanitaires issus de la chimie de synthèse pour l'entretien des espaces publics, a publié une « Charte pour un jardin au naturel » dans le but d'accompagner les habitants à se passer eux aussi des pesticides dans leur potager et à adopter des pratiques respectueuses de la biodiversité (site web de la Ville de Niort). On peut aussi citer la métropole de Bordeaux, qui dans son rapport « Diagnostic de l'agriculture sur le territoire de Bordeaux Métropole et orientations partagées pour une politique agricole » propose parmi ses axes stratégiques, le renforcement du lien Agriculture / Nature (Direction de la Nature, 2018). Sur Bordeaux, plus de 150 jardins partagés sont répertoriés (<https://www.bordeaux-metropole.fr/Vivre-habiter/Vivre-avec-la-nature/Jardiner-collectif>). Plus globalement, les initiatives territoriales sur l'alimentation (dont les Projets Alimentaires Territoriaux (PAT)) en Nouvelle-Aquitaine sont tantôt portées par des collectifs d'agriculteurs, tantôt par des consommateurs ou d'autres acteurs de la société civile, ou encore par des collectivités locales ou des territoires. En 2019, la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt de Nouvelle-Aquitaine en dénombre 34 (Tableau 5.3) sur le territoire régional. Ils ont pour objectif de « rapprocher les producteurs, les transformateurs, les distributeurs, les collectivités territoriales et les consommateurs, et à développer l'agriculture sur les territoires et la qualité de l'alimentation ». Cette agriculture en partie urbaine s'appuie sur la diversité des espèces cultivées comme le montre le rapport de

Bordeaux Métropole cité ci-dessus et qui met en avant une grande diversité des espèces cultivées (Figure 5.4). Cependant, le développement de l'agriculture en milieu urbain peut être confronté à la problématique des sols contaminés avec un risque important de transfert de contaminants dans les espèces cultivées destinées à l'alimentation humaine (Schwartz, 2013). A titre d'exemple, l'usage de pesticides organochlorés (OCP) est banni ou limité depuis plusieurs décades, mais ils persistent dans les sols d'agrosystèmes et d'autres milieux (Morillo & Villaverde, 2017). La détection de deux composés OCP, i.e. dieldrine et chlordane, dans des lots de Cucurbitacées produits pourtant en système biologique dans la zone maraîchère périurbaine des Jalles illustre la problématique (Villeneuve, 2017). Dans le but de diminuer la concentration de ces composés dans le sol et par conséquent dans les courgettes, des essais de traitements du sol au charbon actif, à l'ozone et par bioréduction (par des micro-organismes) ont été réalisés (Villeneuve, 2017). Seul le traitement au charbon actif a permis de réduire de 50% la concentration en pesticides, les autres techniques n'ayant montré que peu ou pas d'effet (Villeneuve, 2017).

FIGURE 5.4

Carte d'occupation agricole des sols de Bordeaux Métropole (Direction de la Nature, 2018)

Occupation du sol

- CULTURE LEGUMIERE
- CULTURE PERMANENTES
- TERRES ARABLES
- HORTICULTURE
- PRAIRIES
- JACHERIE, GEL ENVIRONNEMENTAL
- AUTRE
- VITICULTURE

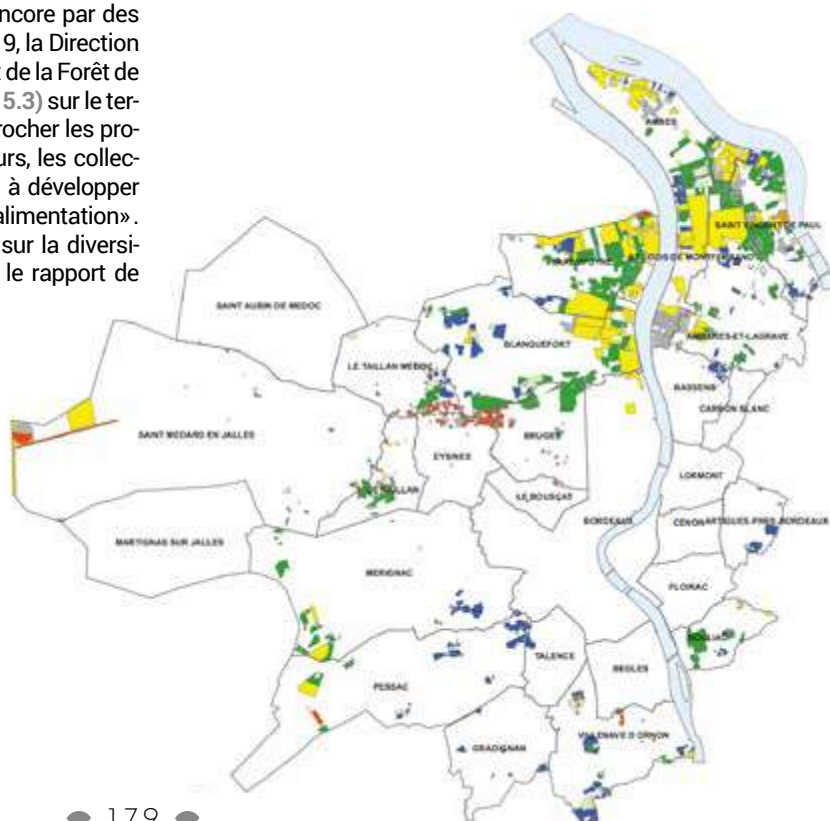


TABLEAU
5.3

Liste des initiatives territoriales sur l'alimentation en Nouvelle-Aquitaine (source : site web DRAAF, mis à jour le 21/05/2019)

Intitulé du projet	Porteur du projet	Départ.
Consolidation du PAT Pays du Grand Bergeracois	Grand Bergeracois	24
Circuits courts dans l'Entre Deux Mers, en route pour le PAT	Pôle d'Equilibre Territorial et Rural du Cœur Entre-deux-Mers	33
L'alimentation au coeur du territoire de Grand Angoulême	CA du Grand Angoulême	16
Ancrage territorial de l'alimentation landaise en restauration collective	Conseil Départemental des Landes	40
Développer une économie circulaire alimentaire sur Tulle Agglo, s'engager dans un PAT	Tulle Agglo	19
Le PAT de Limoges Métropole	Limoges Métropole	87
PAT sur le PNR Périgord-Limousin, phase d'émergence	PNR Périgord Limosin	24/87
Mise en place du Conseil Consultatif de Gouvernance Alimentaire Durable de Bordeaux Métropole	Bordeaux Métropole	33
Cussac un village engagé pour une alimentation 100% bio et locale	Cussac Fort Médoc	33
Construire une politique alimentaire globale intégrant l'ensemble des dimensions de l'alimentation	CA du Libournais (CALI)	33
Un PAT Sud Gironde alimentation durable	Syndicat Intercommunaire SICTOM Sud Gironde	33
Circuits alimentaires de proximité, construire une dynamique territoriale	Communauté de Bassin d'Emploi du Seignanx	40
Vers un PAT en Vallée de l'Isle en Périgord	Syndicat Mixte du Pays Isle en Périgord	24
Construction d'un PAT au Pays Landes Natures Côtes d'Argent	La SMALAH	40
Elaboration d'un PAT pour le Pays Basque	CA Pays Basque	64
Accompagner et créer une synergie entre les territoires dans leur politique de valorisation du bio et du local en restauration collective	Département de Gironde	33
Le jardin extraordinaire	Ville de Louplac	33
Projet local pour une restauration collective durable	Ville de Bègles	33
Manger bio et local labels et Terroir	Département des Pyrénées Atlantiques	64
Les cordées de l'alimentation durable en Nouvelle-Aquitaine, un partenariat pour les EPLE	ACENA	
Expérimentation sur l'introduction de légumes locaux dans la restauration collective publique charentaise	Chambre départementale d'Agriculture 16	16
Développer des liens entre productions locales et consommations locales	CA Rochefort Océan	17
Association MontPlateau	Association MontPlateau	86
Construire un PAT en CC de l'Estuaire	CC Estuaire	33
Organiser des circuits courts de commercialisation pour la valorisation des productions locales	Pays du Médoc	33
Etude pour l'approvisionnement local en fruits et légumes de la restauration collective	Syndicat Mixte du Grand Pau	64
La Capacité Alimentaire pour tous! De l'Agenda 21 acte 3	Conseil Départemental de Gironde	33
Mise en place d'une politique alimentaire sociale et solidaire : PAT à vocation sociale	Ville de Bordeaux	33
Circuits courts, + de 17 dans nos assiettes !	Département de Charente Maritime	17
Réflexion autour d'un programme d'action en faveur de l'approvisionnement local de la restauration collective	PETR Adour Chalosse Tursan	40
Diagnostic territorial en vue d'un PAT	CC Val de Garonne	33
Développer l'accès à une alimentation saine et respectueuse de l'environnement par l'approvisionnement en produits locaux de la restauration collective	Résalis	79
Structuration de la production locale pour la restauration collective	Agglomération Royan Atlantiques	17

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'agriculture urbaine se présente sous diverses formes, les jardins privés étant la forme principale. Cette agriculture a un impact certain sur la biodiversité, mais celui-ci n'a fait l'objet d'aucune étude en Nouvelle-Aquitaine. Aucune étude non plus n'a été réalisée sur le rôle de la biodiversité dans cette agriculture urbaine. Elle est néanmoins l'un des vecteurs de la diffusion des pratiques agro-écologiques et biologiques, mais des problèmes de contamination des sols subsistent dont le transfert vers les cultures reste à évaluer. Il existe par ailleurs 34 initiatives régionales autour de l'alimentation reliant des territoires agricoles, souvent péri-urbains, et des villes où sont localisés les consommateurs (PAT).

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (<5 études)

3.1.2. Production apicole



L'apiculture en ville s'est considérablement développée ces dernières années, les habitants associant pollinisation et abeille domestique comme gages de qualité environnementale (Geslin et al., 2013, 2017). Ainsi en 2015, plus de 700 ruches étaient comptabilisées à Paris, soit environ 7 colonies par km² (Geslin et al., 2017). A Londres, la densité de ruches atteint 10 colonies par km² (Geslin et al., 2017). Les conditions des milieux urbains semblent en effet être plus favorables à l'abeille domestique avec des mortalités hivernales plus faibles et une productivité en miel plus importante que dans les milieux ruraux alentours (Lugassy, 2016). Cependant, les études ayant abordé les liens entre biodiversité floristique, santé des abeilles et production apicole en milieu urbain sont peu nombreuses. Si la diversité florale est un facteur essentiel pour la survie des abeilles et la production de miel en milieu agricole (Requier et al., 2015), il en est apparemment de même en ville : à Brighton en Angleterre, au cours de la saison l'abeille do-

mestique trouve suffisamment de ressources florales et parcourt d'ailleurs des distances bien inférieures aux distances parcourues en milieu rural (Garbuzov et al., 2015). La compétition entre abeilles domestiques et pollinisateurs sauvages a aussi fait l'objet de quelques études en ville : Torné-Noguera et al. (2016) montrent un effet négatif d'*A. mellifera* sur l'abondance des abeilles sauvages dès que la densité des colonies atteint 3.5 colonies par km². Les données actuelles sur les ruchers en ville comme celles sur Paris (avec 7 colonies par km²) suggèrent qu'il est impératif de reconsidérer le développement de l'apiculture en ville afin de trouver des compromis entre l'activité apicole et la conservation des pollinisateurs sauvages, car ces derniers sont cruciaux pour maintenir une pollinisation efficace des fleurs (sauvages ou cultivées). Maintenir des pollinisateurs sauvages nécessite aussi de réduire l'utilisation des pesticides et d'offrir davantage de sites de nidification (sols nus, cavités; Geslin et al., 2017).



Des ruchers sont installés dans les principales villes de Nouvelle-Aquitaine (Poitiers, Niort, La Rochelle, Bordeaux, etc.). Des associations sont souvent créées, comme Apiterra (<https://www.apiterra.fr/>) qui est présente à Bordeaux et à La Rochelle. Plutôt urbain au départ, le phénomène d'installation de ruches gagne actuellement les communes rurales. C'est le cas par exemple d'une initiative lancée en 2012 dans la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, dans laquelle les 24 communes ont mis en place un rucher communal, géré par les habitants des villages. Chaque année, le miel produit est récolté et partagé entre les habitants (Busson, 2016). Il est cependant impossible actuellement d'es-

timer la production totale de miel issu des ruches urbaines, ni si cette production dépend de la qualité des habitats urbains en termes de ressources florales disponibles. Enfin, il faut noter que la motivation initiale de ces initiatives relève souvent de la sensibilisation, communication, éventuellement renforcement des populations d'abeilles, ou enfin d'opportunités de contact avec la nature et de création d'une relation entre les acteurs d'un territoire qui ne se côtoient pas habituellement.

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'apiculture en ville s'est considérablement développée ces dernières années, en Nouvelle-Aquitaine comme ailleurs en France. Un programme original a été lancé autour des villages dans la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, puis « exporté » dans d'autres territoires ruraux de la région (Charente-Maritime) et en ville (Poitiers).

[Suggestion] : [Études empiriques]
(<5 articles)



3.2. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION AGRICOLE : POLLINISATION, CONTRÔLE BIOLOGIQUE ET RECYCLAGE DE LA MATIÈRE ORGANIQUE



Le développement de plus en plus important de l'agriculture urbaine induit une présence effective de pollinisateurs et notamment de pollinisateurs sauvages. En effet, de nombreuses espèces cultivées ne sont pas ou peu pollinisées par l'abeille domestique mais par des abeilles sauvages, et des travaux ont bien montré que cette pollinisation était d'autant plus efficace en milieu urbain que la diversité des pollinisateurs était importante (*Lowenstein et al., 2015; Potter & LeBuhn, 2015*), à partir du moment où les ressources florales étaient suffisantes pour maintenir des communautés d'insectes pollinisateurs (*Baldock et al., 2015, 2019; Lowenstein et al., 2015*). Et le fait que l'agriculture urbaine soit une agriculture très diversifiée dans laquelle un grand nombre d'espèces végétales est cultivé participe largement à maintenir une diversité d'insectes pollinisateurs malgré l'impact de l'urbanisation (*Lin et al., 2015*). Les toits végétalisés sont une autre source de diversité floristique en ville qui s'avère attractive pour les pollinisateurs. Une étude sur un panel de toits végétalisés dans le nord de la France montre que parmi les 176 espèces végétales vasculaires qui ont colonisé ces espaces, 86% sont des espèces natives adaptées à des conditions xérophiles et que l'épaisseur du substrat, le degré d'ancienneté, la surface et la hauteur du toit sont les facteurs principaux qui influencent la richesse taxonomique et fonctionnelle des communautés végétales (*Madre et al., 2014*). *Hofmann & Renner (2018)* mettent en avant la présence de plusieurs centaines d'espèces d'abeilles

sauvages fréquentant les toitures végétalisées. Ces espèces sont plutôt thermophiles et nichent principalement dans des cavités. Plus la diversité végétale de ces toits végétalisés est importante, plus il y a d'espèces d'abeilles (*Tonietto et al., 2011; Hofmann & Renner, 2018; Sonnay & Pellet, 2016*). Une étude menée en Île-De-France par l'ARB dans le cadre du projet GROOVES (*Green ROOfs Verified Ecosystem Services, 2017-2019*) suggère que la communauté des pollinisateurs est plus importante sur les toits dits intensifs (hauteur de substrat supérieure à 30 cm) qui présentent une diversité végétale plus importante que les autres systèmes de toits (*Johan, 2017*). Le développement de toits végétalisés est donc une alternative intéressante pour la conservation de la biodiversité et des services associés en milieu urbain (*Mayrand & Clergeau, 2018; Dusza, 2017*). En revanche, en France, bien que la pollinisation soit relativement bien étudiée en plaines agricoles (cf chapitre SES « Plaines agricoles »), très peu d'études ont été publiées sur le rôle de la diversité des pollinisateurs dans la pollinisation des espèces végétales en ville, en particulier les plantes cultivées.



Très peu d'études ont porté sur ce thème en Région Nouvelle-Aquitaine, notamment aucune en ville. Seul le programme « Mon Village : espace de biodiversité », réalisé sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, s'est intéressé autour d'un programme de sciences citoyennes (*Bretagnolle et al., 2018; Houte, en révision*) au rôle de la biodiversité dans les villages, sur la production de fruits et légumes et sur le recyclage de la matière organique. Le compost urbain est cependant développé en Région Nouvelle-Aquitaine (dans toutes les villes), mais n'a malheureusement pas fait l'objet d'études scientifiques. *Pommel & Lasserre (1982)* ont analysé si les boues d'ordures ménagères à Bordeaux pouvaient être sources de phosphore pour les cultures au travers du recyclage de la matière organique, ce qui s'est avéré ne pas être le cas.

CE QU'IL FAUT RETENIR

De très rares études sont disponibles en Région Nouvelle-Aquitaine sur le rôle de la biodiversité pour la production agricole (au sens large, incluant les jardins) en tant que support indirect de production. La pollinisation des arbres et des cultures légumières, ainsi que le recyclage de la matière organique par compost, semblent cependant très présents.

[Suggestion] : [Etudes empiriques]
(~3 articles)

3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION

3.3.1. Biodiversité, qualité et épuration de l'eau



La gestion du petit cycle de l'eau est un processus complexe dont l'objectif est de fournir aux populations urbaines une eau en qualité et en quantité suffisantes. Différentes phases sont à considérer allant du prélèvement et traitement de l'eau à son stockage, sa distribution, le traitement des eaux usées, jusqu'à la gestion des surplus d'eau apportés par les pluies et les crues éventuelles constituant le cycle de l'eau en milieu urbain (*Grimm et al., 2008; Bach et al., 2014; Gessner et al., 2014*). Au sein des dispositifs conventionnels d'épuration des eaux usées, la biodiversité des communautés bactériennes joue un rôle actif (*Cydzik-Kwiatkowska & Zielińska, 2016*). Ces communautés interviennent au sein des stations d'épuration ainsi qu'à leur exutoire, en association avec les communautés végétales lorsque la station est couplée à une zone de rejet végétalisées (ZRV) dont le rôle est de constituer un tampon entre la station et le milieu récepteur. Les communautés bactériennes interviennent dans la dégradation de la matière organique et de divers micropolluants organiques. Elles permettent aussi le piégeage des contaminants inorganiques dans les boues des stations ou la rhizosphère des végétaux des ZRV. Pour les dispositifs de traitement alternatifs (e.g. zones humides construites, lagons et bassins de décantation), la biodiversité des communautés végétales, microbiennes et animales est un facteur important de l'efficacité du système (*Nguyen et al., 2019; Gonzalez et al., 2019; Bonanno & Vymazal, 2017*). La diversité des communautés bactériennes (estimée entre 300 et 1200 espèces par millilitre) conditionne par exemple l'intensité de la dénitrification ainsi que les abattements observés pour certains micropolluants (*Yao et al., 2017; Wolff et al., 2018*). Plus cette diversité est grande, plus les processus d'épuration seront efficaces. Cette di-

versité augmente en présence de végétation plantée dans le périmètre des stations d'épuration (*Zhang et al., 2016; Wang et al., 2019*). L'apport d'un mélange adapté d'espèces végétales (macrophytes émergés ou immergés) dans les ZRV peut ainsi par exemple accentuer l'élimination des nitrates par les communautés bactériennes (*Weisner et al., 1994*) ou les substances pharmaceutiques. Ces effets bénéfiques de la biodiversité (végétation associée) sur les systèmes de traitement de l'eau sont largement connus (*Kumar & Dutta, 2019; Wu et al., 2019; Nivala et al., 2019; Zhang et al., 2019*).



ZRV Mios ©SUEZ



En Nouvelle-Aquitaine, aucune étude n'a directement analysé le rôle de la biodiversité microbienne ou végétale dans le traitement des eaux usées. Cependant, le sujet a été abordé via une synthèse bibliographique sur le rôle du végétal dans les systèmes alternatifs de traitement des eaux usées (Marchand et al., 2010) et par des études en mésocosmes, plantés ou non, portant sur le rôle de la biodiversité dans le traitement d'effluents synthétiques contaminés en Cu (Marchand et al., 2014a,b; Oustrière et al., 2017, 2019). Marchand et al. (2014a) ont comparé l'influence de la rhizosphère de *Juncus articulatus*, *Phalaris arundinacea* et *Phragmites australis*, en mésocosmes, sur l'abattement du Cu dans l'effluent de sortie. Cet effet serait minime (voire négatif), en comparaison des taux d'abattement dans les mésocosmes non plantés, peut-être en raison du jeune âge des dispositifs testés. Marchand et al. (2014b) ont évalué la capacité de six espèces de macrophytes à produire une biomasse racinaire sur un gradient de contamination au Cuivre. Parmi ces six espèces, *Iris pseudacorus* et *Typha latifolia* présentent une tolérance constitutive au cuivre. Au-delà de cette variabilité interspécifique, une variabilité intra-spécifique est documentée; les populations prélevées sur sites initialement contaminés en Cu ont tendance à mieux supporter l'exposition en excès de Cu. Certaines biomasses racinaires pourraient être valorisées comme écocatalystes (Oustrière et al., 2019). Enfin, Oustrière et al. (2017) ont démontré que, pour un effluent synthétique contaminé en Cu et traité en mésocosme planté (ici *Arundo donax*), le compartiment principal de rétention de Cu n'était ni les parties aériennes de la plante, ni la rhizosphère immergée (bien que piégeant activement une fraction notable du Cu), mais le biofilm bactérien développé notamment sur les parois du système. Des études ont par ailleurs été coordonnées par l'agence de l'eau Adour-Garonne sur le rôle des zones de rejets végétalisées (ZRV) dans l'optimisation de l'élimination des contaminants en sortie de station d'épuration. On estime à plus de 500 le nombre de ZRV en France, dont 160 en Nouvelle-Aquitaine, qui

présentent une grande diversité de taille et de conception. Si la majorité d'entre elles ont une capacité inférieure à 500 Equivalent Habitants (EH), la Zone Libellule de Mios en Gironde par exemple occupe une superficie de 5 ha en sortie d'une station de traitement des eaux usées d'une capacité nominale de 10 000 EH. Plusieurs études visant à objectiver le rôle de la biodiversité sur l'épuration de l'eau dans les ZRV, entre 2013 et 2017 sur 5 sites, dont 3 en Nouvelle-Aquitaine, ont montré que le transit des effluents dans ces zones humides construites peut améliorer la qualité de l'eau pour les nitrates (AEAG, 2018a). Il en ressort la préconisation d'utilisation d'espèces végétales qui, même si elles jouent un rôle indirect sur l'épuration des eaux usées, ont un rôle physique et biologique important (AEAG, 2018b; EPNAC, 2014).



CE QU'IL FAUT RETENIR

La problématique de l'épuration des eaux usées en ville ou à proximité immédiate des régions viticoles (avec la problématique du cuivre), bien que relativement peu étudiée en Région Nouvelle-Aquitaine, indique que le recours aux couverts végétaux en interaction avec la biodiversité microbienne, améliore sensiblement la qualité des eaux. Des voies intéressantes sont donc ouvertes, même si la transposition à grande échelle est pour l'instant modeste.

[Présomption] : [Etudes empiriques] (<10 études); [Expérimentations]

3.3.2. Biodiversité, qualité et épuration de l'air



La qualité de l'air en milieu urbain fait l'objet de nombreux travaux, en raison de son importance pour la santé humaine (effets toxicologiques, maladies respiratoires). L'exposition des êtres humains aux composés chimiques, particules fines, pollens, et les mécanismes déterminant leur présence et leur concentration (émission, transport, cycles de réactions chimiques, dépôt) ont été étudiés dans l'environnement urbain en relation avec les normes sanitaires en vigueur. Si la pollution d'origine industrielle et celle résultant des émissions liées au transport occupent une bonne place dans ces travaux, d'autres concernent le rôle de la végétation urbaine qui agit sur la qualité de l'air par épuration (*Beckett et al., 1998; Brunet, 2017; Escobedo et al., 2011; Janhäll, 2015; Litschke & Kuttler, 2008; Nowak et al., 2013; Selmi et al., 2016; Setälä et al., 2013*). La végétation a en effet la capacité d'absorber par les stomates un certain nombre de gaz (ozone, oxydes d'azote et dioxyde de soufre), et de « piéger » sur les surfaces foliaires – notamment sur les cires de la cuticule – des particules de différentes tailles (bioaérosols et poussières de combustion par exemple, dont certaines portent des métaux lourds ou des polluants organiques persistants). Ce piégeage s'opère par sédimentation ou impaction, et les particules peuvent ultérieurement être déposées au sol par gravité ou lessivage par la pluie. Cette capacité de filtration de la végétation dépend des espèces (feuillus vs. résineux notamment), de la surface foliaire développée (pour une même surface au sol, un arbre capte en général les particules de manière plus efficace qu'une pelouse) et de l'arrangement spatial de la végétation (arbres d'alignement, parcs urbains, jardins particuliers). L'effet du microclimat sur le dépôt des polluants est fonction de la saison, des quartiers, des

espèces présentes, de la configuration du bâti et des zones végétalisées. Mais si la quantité de particules fixées par un arbre donné peut paraître importante (jusqu'à 20 kg par an environ), réduisant de manière instantanée la concentration atmosphérique de 10 % à 20 %, l'impact de la végétation urbaine sur la réduction annuelle de la pollution s'avère plutôt modeste, environ 1 %, croissant avec la proportion de surface végétalisée. La végétation peut elle-même contribuer à la pollution de l'air urbain car certaines espèces (bouleaux, saules, peupliers, chênes ainsi que de nombreux conifères) émettent des composés organiques volatils (COV) précurseurs de l'ozone et du monoxyde de carbone et parfois plus réactifs que les COV d'origine anthropique. De plus l'arrangement spatial de la végétation peut dans certains cas limiter la ventilation des rues et contribuer ainsi à renforcer les concentrations de polluants à hauteur de piéton (*Vos et al., 2013*), ce qu'on appelle l'effet « rues canyon » (fort rapport entre hauteur des immeubles adjacents et largeur de la rue). Enfin certaines espèces végétales émettent des pollens à fort potentiel allergisant (saule, cyprès, bouleau, armoise, ambroisie). En France, le RNSA (Réseau national de surveillance aérobiologique) suit la teneur de l'air en bioaérosols notamment en milieu urbain (*Thibaudon, 2008*). Ces campagnes de mesure ciblées renforcent les connaissances sur l'impact de la morphologie des espaces urbains végétalisés (*Vranskx et al., 2015*), mais aussi la modélisation numérique de l'atmosphère urbaine (*Vieira et al., 2018*). L'IRSTV (Nantes), le CNRM (Toulouse), le CEREAS (Marne-la-Vallée) et le laboratoire Icube (Strasbourg) disposent de modèles urbains pouvant évaluer l'impact de la biodiversité urbaine sur la qualité de l'air.



En Nouvelle-Aquitaine, l'association Atmo Nouvelle-Aquitaine dispose d'outils numériques de modélisation permettant de simuler la dispersion des polluants dans l'air à partir des inventaires d'émission qu'elle réalise. Elle cartographie la pollution en zone urbaine à haute résolution et développe un système de prévision de la qualité de l'air. Dans le monde académique, des études sur la dispersion aérienne du pollen ont été entreprises, à fine échelle (*Dupont et al., 2006*) comme à l'échelle régionale (*Brunet et al., 2012*). Le caractère générique des modèles de simulation développés dans les deux cas (Aquilon dans le premier cas et Méso-NH dans le second, utilisé au CNRM) rend ces derniers aptes à traiter de problématiques plus générales liées à la qualité de l'air urbain (émission, transport et dépôt de gaz ou particules dans des contextes hétérogènes).



Peuplier ©Laurent Mignaux

CE QU'IL FAUT RETENIR

La problématique de l'épuration de l'air par la végétation urbaine a jusqu'à présent été peu abordée en Région Nouvelle-Aquitaine. Cependant, plusieurs équipes disposent des compétences et des outils de simulation adéquats, qui permettraient une montée en puissance de cette thématique.

[Projection] : [Etude empirique] (1 article)

3.3.3. Biodiversité et remédiation des sols



L'enjeu pour les sols contaminés est d'une part d'éviter que les contaminants atteignent d'autres compartiments (sols, eaux et air), et d'autre part de réhabiliter ces espaces pour de nouveaux usages sans risque pour l'environnement et les populations humaines. À côté d'approches de génie civil consistant à excaver les sols contaminés, des alternatives basées sur l'utilisation de la biodiversité, principalement microbienne et végétale, ont été développées (Mench et al., 2009). La biodiversité peut à la fois servir à la bioindication et à la réhabilitation des sols contaminés. En bioindication, la biodiversité est utilisée pour évaluer la contamination et l'écotoxicité des sols (Coeurdassier et al., 2010; Pulleman et al., 2012; de Vaufléury & Gimbert, 2013; Pauget & de Vaufléury 2015; Piron et al., 2017). Les diversités structurelles et fonctionnelles et le ionome des communautés végétales indiquent l'intensité de la phytotoxicité du sol et de l'exposition racinaire (Wang et al., 2011). Des espèces sentinelles telles que la tomate, le haricot nain, la laitue et le peuplier sont par exemple utilisées *in situ* ou dans des tests d'écotoxicité, (Geebelen et al., 2003; Verdoni et al., 2001; Le Guédard et al., 2012a,b, 2017; de Vaufléury & Gimbert, 2013). Les modifications des communautés microbiennes et/ou des activités enzymatiques des sols ainsi que d'invertébrés (collemboles, acariens, cloportes, vers de terre, coléoptères carabiques, nématodes, protozoaires) sont aussi utilisées pour évaluer l'écotoxicité des sols, avant et après réhabilitation ou changement d'usage (Cluzeau et al., 2012; Burrow et al., 2018; Mench et al., 2019). En France, un programme national porté par l'ADEME intitulé « Bioindicateurs de Qualité des Sols » a permis de développer plusieurs indicateurs basés sur les végé-

taux, les escargots, les nématodes et les vers de terre (Bispo et al., 2009; Pérès et al., 2011; Le Guédard et al., 2017). Un guide des pratiques de phytomanagement (projet européen PhytoSUDOE, Mench et al., 2019) et un guide des phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués (Bert et al., 2017) complètent des guides méthodologiques pour reconquérir des friches (péri)urbaines (Syndicat Mixte du SCOT Vosges Centrales, 2013). Des synergies entre plantes et microorganismes améliorent la dégradation / dissipation de plusieurs types de contaminants de type xénobiotique, hydrocarbures, PCBs, HAPs, explosifs, insecticides (Asemoloye et al., 2019; Dar et al., 2019). Dans certaines situations, l'inoculation de micro-organismes dans le sol améliore la phytoremédiation (Cabello-Conejo et al., 2014; Gil-Martinez et al., 2018; Ciadamidaro et al., 2017). Des plantes telles que *Arabidopsis halleri* (arabette de Haller) ou *Nocca caerulea* (Tabouret bleuâtre) associées à certaines pratiques culturales sont des accumulateurs d'éléments traces (ET) (Bert & Cadière, 2016; Jacobs et al., 2017, 2018, 2019). Des interactions plante-plante présentant une efficacité de prélèvement d'ET plus importante ont aussi été documentées (fougère avec muriers (Zeng et al., 2019); *Sonchus asper* avec *Vicia faba* (Zu et al., 2017). En plus des assemblages d'espèces, d'autres facteurs tels que les conditions physico-chimiques du milieu, la ressource en eau, les stress biotiques ou abiotiques et les pratiques culturales contribuent à l'efficacité des solutions de remédiation basées sur la biodiversité (Midhat et al., 2019; Mench et al., 2018; Luo et al., 2019; Kidd et al., 2015).



En Nouvelle-Aquitaine, des études de phytoremédiation ont été réalisées sur et à proximité de l'agglomération bordelaise : la Jalle d'Eysines (rivière traversant Bordeaux Métropole et se jetant dans la Garonne), le dispositif du Parc aux Angéliques à Bordeaux, et la plateforme de phytomanagement de St-Médard d'Eyrans. Ces études ont testé le pouvoir de remédiation de plantes herbacées et ligneuses cultivées avec apport ou non de différents types d'amendement sur des sols contaminés par des ET tels que cuivre, zinc, plomb, nickel, cadmium, arsenic. Sur la Jalle d'Eysines, dont l'eau et les berges sont contaminées par des concentrations croissantes d'ET en allant de sa source à son point de confluence avec la Garonne, **Marchand et al. (2014a)** ont testé sept espèces communes de macrophytes pour leur capacité à accumuler des ET dans leurs feuilles prélevées sur des stations réparties le long de la Jalle, selon un gradient de concentration en ET. Plusieurs de ces macrophytes sont des indicateurs de surveillance de la contamination en ET dans le sol des berges de la rivière: *P. australis* et *Carex riparia* pour le cadmium dans le sol, *Ranunculus acris* pour le nickel dans le sol. Le site de St-Médard d'Eyrans, ancienne zone de stockage et de traitement de bois principalement contaminée par du cuivre et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), est une plateforme régionale pour la recherche en phytomanagement depuis plus de 10 ans (**Mench & Bes, 2009**). L'évaluation du niveau d'écotoxicité de ce site a utilisé trois espèces végétales (laitue, radis, haricot) et deux espèces de ver de terre. Plusieurs dizaines d'espèces végétales sont en capacité de se développer sur ce site mais *Agrostis capillaris*, *A. stolonifera* et *Rumex acetosella* ont la capacité de fixer de fortes concentrations de cuivre dans leurs racines (**Bes et al., 2010**). Diverses études ont évalué des assemblages végétaux de diversité croissante, associant cultures annuelles, graminées pérennes, taillis à courte rotation, plantations mixtes, prairies (**Mench et al., 2018, 2019**). Après un apport initial de compost, la phytodisponibilité du Cu et l'écotoxicité des sols diminuent tandis que les concentrations en matière organique (séquestration du C), azote et phosphore, et la capacité de rétention en eau augmentent. Les taillis à courte rotation de peupliers noirs, saule marsault et amorphe buissonnante, le Miscanthus ou les Agrostis sont productifs et résilients aux aléas climatiques,

leurs systèmes racinaires s'installant en profondeur et profitent des remontées de la nappe alluviale (**Mench et al., 2019**). Les capacités d'extraction de cuivre du sol et de production de graines de tournesol dépendent des variétés et des lignées mutantes de tournesol utilisées ainsi que de la concentration en cuivre dans le sol (**Kolbas et al., 2011, 2015**). Elles peuvent être améliorées en apportant au sol des communautés bactériennes endophytes extraites de racines et de graines d'*Agrostis capillaris* elles-mêmes prélevées sur le site de Saint-Médard d'Eyrans (espèce connue pour sa tolérance aux ET) confirmant l'importance des interactions plantes/micro-organismes dans les mécanismes de remédiation. Sur le dispositif du Parc aux Angéliques à Bordeaux, anciennement contaminé par des activités portuaires et industrielles, **Marchand et al. (2016)** montrent que malgré un sol très contaminé par des ET et des HAP, les eaux interstitielles sont peu contaminées et aucune phytotoxicité n'est décelée pour plusieurs espèces végétales, luzerne (*Medicago sativa*), haricot (*Phaseolus vulgaris*) et peuplier (*Populus nigra*), démontrant que l'alternative de phytoremédiation peut être suffisante par rapport à des techniques de génie civil souvent lourdes et coûteuses pour réhabiliter des sites contaminés.



Parc aux Angéliques ©Michel Mench

CE QU'IL FAUT RETENIR

La remédiation des sols en utilisant la biodiversité, associant biodiversité végétale et micro-organismes du sol, a été bien étudiée en Région Nouvelle-Aquitaine, à la fois en contexte urbain (Bordeaux) et en contexte de site contaminé (anciennement industriel ou de stockage). Il ressort de ces études que l'on maîtrise assez bien à la fois le type de végétation optimal et les conditions d'amélioration de cette fonction.

[Présomption] : [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

3.3.4. Biodiversité et création d'îlots de fraîcheur



Le microclimat des villes est caractérisé, de jour comme de nuit, par des températures moyennes plus élevées que celles de leurs périphéries et des campagnes environnantes. Bien connu sous le nom d'« îlot de chaleur urbain » (ICU), ce phénomène résulte de la combinaison de plusieurs facteurs (Brunet, 2017; Musy, 2014) : (1) une forte interception de l'énergie radiative en raison du piégeage qu'opèrent les bâtiments sur le rayonnement, ainsi que du faible albedo de nombreux matériaux urbains, (2) un important stockage de chaleur par ces derniers du fait de leur inertie thermique, (3) l'existence de sources de chaleur interne (chauffage, transport, activités industrielles, climatisation), (4) des vents en moyenne plus faibles car la forte rugosité de la ville ralentit l'écoulement atmosphérique, et (5) une grande proportion de surfaces imperméables limitant les possibilités de dissiper l'énergie incidente sous forme de vaporisation de l'eau disponible (soit par évaporation directe, soit par la transpiration de la végétation). La végétation urbaine est de nature à tempérer cet effet d'îlot de chaleur, voire, pour certaines dispositions spatiales (grands parcs ombragés par exemple), à créer de véritables « îlots de fraîcheur ». La végétation limite en effet l'échauffement urbain via l'ombrage qu'elle produit en interceptant le rayonnement, et via la transpiration foliaire, phénomène consommateur en énergie qui permet à l'eau du sol de s'évaporer. Cette action rafraîchissante est bien visible sur les thermographies de villes (Klok et al., 2012), qui montrent une décroissance nette de la température de surface moyenne avec l'augmentation de la fraction de surface végétalisée (Dousset et al., 2011). L'ampleur de ces effets dépend du type de végétation urbaine (espèce, hauteur, densité, etc.), des surfaces concernées et de leur répartition spatiale. En ce qui concerne les parcs urbains, une méta-analyse a

montré qu'en moyenne sur une journée d'été, la température dans un parc est plus fraîche d'environ 1 °C par rapport aux quartiers environnants (Bowler et al., 2010). Les baisses de température constatées sont d'autant plus fortes que le parc est de grande taille. Pour les arbres de rue, ce sont essentiellement les phénomènes d'ombrage qui jouent, ces derniers limitant l'apport d'énergie radiative sur le piéton, mais aussi sur les surfaces de sol et de bâtiments affectés par l'ombre (Coutts et al., 2016). La baisse de rayonnement incident dépend de la densité de feuillage, de la taille des feuilles et de la géométrie de la couronne. Les arbres à feuilles caduques ont l'avantage de laisser passer le rayonnement en hiver tout en offrant de l'ombrage en été. Si cet effet reste très local, de grands alignements d'arbres peuvent avoir un impact plus significatif à des échelles plus étendues (baisse de 2-3 °C, humidification de l'air, qui s'atténuent cependant rapidement lorsqu'on s'éloigne de l'alignement). La végétalisation des toits et façades peut représenter une solution intéressante pour la consommation énergétique des bâtiments, grâce à son rôle isolant (Musy, 2014), mais à moins d'une végétalisation massive, son impact sur la température de l'air extérieur reste faible. Des études reposant sur la modélisation numérique s'attachent actuellement à définir des modalités de végétalisation de divers types de surfaces urbaines (espèces, répartition spatiale, insertion dans le tissu urbain...) qui permettraient la limitation la plus efficace du phénomène d'ICU (Gulyás et al., 2006; Li & Wang, 2018), en prenant en compte l'ensemble des services écosystémiques délivrés par la végétation urbaine (Livesley et al., 2016; Mullaney et al., 2015) : stockage de carbone, impact sur la qualité de l'air, rôle sur la propagation du bruit, fonctions récréatives et régulation de l'hydrologie urbaine.

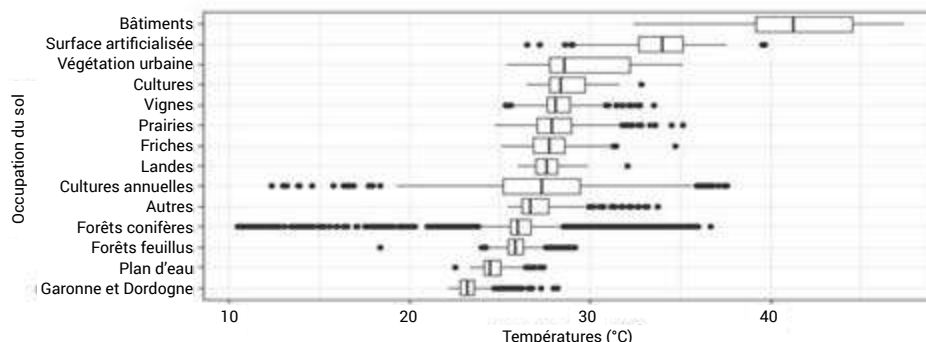


L'influence de la biodiversité sur le climat urbain fait l'objet de nombreuses recherches internationales et nationales (Escompte 2000-2001 à Marseille, Capitoul 2004-2005 à Toulouse, ANR VegDUD (Musy, 2014)), dans lesquelles des équipes de Nouvelle-Aquitaine (La Rochelle, Bordeaux) sont impliquées. L'une d'elles (i) évalue et caractérise l'intensité de l'ICU de Bordeaux Métropole, (ii) examine la variation de l'ICU selon le gradient d'urbanisation, (iii) évalue et analyse le contraste thermique et les principaux facteurs déterminants de l'ICU, (iv) cartographie les zones à risque et de forte demande en service de régulation du climat local (Guechoud, 2019). Cette étude démontre un effet des surfaces végétales (végétation urbaine, cultures, vignes, prairies, friches, landes, cultures annuelle, forêts conifères, forêts feuillues), sur la température moyenne de surface (Figure 5.5).

Plus la densité et l'épaisseur de végétation sont importantes (comme les forêts), plus la température de surface diminue. Cette variable correspond à l'offre potentielle du service de régulation thermique en fonction de chaque type d'occupation. Le service lui-même est également tributaire de la présence d'une demande, c'est à dire de la proximité de surfaces bâties, habitées ou zones d'emploi (A'Urba & ALEC, 2019). En conséquence l'intensité du service de régulation thermique (l'adéquation entre l'offre des surfaces végétalisées et les zones occupées par les bénéficiaires potentiels) est liée à la diversité du paysage urbain. C'est la juxtaposition des zones bâties et des zones végétalisées qui favorise le flux de ce service (Guechoud et al., en préparation). Ce service est également offert par les masses d'eau (lac et rivière) en contact des zones urbaines.

FIGURE
5.5

Températures de surfaces moyennes en fonction du type d'occupation du sol de Bordeaux Métropole (d'après Guechoud, 2019)



CE QU'IL FAUT RETENIR

Une seule étude a été conduite en Région Nouvelle-Aquitaine sur la végétation en tant que facteur diminuant la température en ville, sur Bordeaux. Elle confirme et précise les résultats obtenus ailleurs en France.

[Suggestion] : [Etude empirique] (1 article)

3.4. BIODIVERSITÉ ET PAYSAGES EN MILIEUX URBANISÉS ET ARTIFICIALISÉS

3.4.1. Biodiversité hébergée par les milieux urbains et artificialisés



Le milieu urbain offre des températures plus clémentes que ses espaces environnants en période hivernale, des ressources alimentaires tout au long de l'année, une prédation moins forte, une exposition aux pesticides plus faible, des espaces verts attractifs au cœur des cités et des taches d'habitats naturels, en particulier en zone péri-urbaine (Clergeau, 2008). Des espèces animales et végétales se sont donc adaptées, devenant au fil du temps des espèces commensales de l'Homme (Johnson & Munshi-South, 2017; Hulme-Beaman et al., 2016; Jokimäki et al., 2016; Clergeau, 2008). Citons par exemple la souris grise (*Mus musculus*), le rat brun (*Rattus norvegicus*), les blattes, le moineau domestique (*Passer domesticus*), ou le pigeon biset feral (*Columba livia* (var. *domestica*)). Les villes peuvent aussi devenir des espaces de conservation pour des espèces en danger (Baldock et al., 2019; Fortel et

al., 2014; Savard et al., 2000; Farinha-Marques et al., 2011), un aspect pris en compte par de nombreuses politiques publiques. Une étude réalisée sur près de 150 villes à l'échelle mondiale a évalué la diversité des espèces d'oiseaux et de plantes : une moyenne de plus d'une centaine d'espèces d'oiseaux et de 700 espèces végétales par ville a été identifiée, avec des variations importantes d'une ville à une autre (Aronson et al., 2014). En considérant toutes les espèces observées dans l'ensemble des villes étudiées, c'est près de 20% de l'ensemble des espèces d'oiseaux identifiées sur la planète et des trois-quarts des familles d'oiseaux qui ont été répertoriés, mais seulement 5% des espèces végétales, représentant pourtant deux-tiers des familles de plantes. Si une faible proportion des oiseaux sont des espèces exotiques (en moyenne 3 par ville), près de 30% des espèces végétales sont exotiques



(en moyenne 200 espèces exotiques par ville). Une autre étude européenne montre que les villes hébergent plus de 50% d'espèces végétales exotiques (*La Sorte et al., 2007*). Plusieurs études sur les oiseaux montrent que ceux qui se sont adaptées sont sédentaires, omnivores et nichant dans des cavités trouvées ou construites au niveau du bâti (*Jokimäki et al., 2016; Clergeau, 2008; Croci et al., 2008;*

Chace & Walsh, 2006). La diversité des pollinisateurs dans les zones urbaines est aussi mieux connue grâce au programme de sciences participatives du MNHN basé sur le suivi photographique des pollinisateurs (*SPIPOLL, Deguines et al., 2012, 2016*). En Île-de-France, SPIPOLL révèle que la diversité en pollinisateurs augmente à proximité des jardins (*Levé et al., 2019*).



Des sites suivis dans le cadre des programmes de sciences participatives comme le Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC-EPS) ou le SPIPOLL sont situés en Nouvelle-Aquitaine. Ils ont permis d'identifier de nombreuses espèces présentes dans les milieux urbains et artificialisés (*Devictor et al., 2007; Jiguet et al., 2012; Deguines et al., 2012, 2016*), pour partie d'entre elles, devenues spécialistes du bâti que ce soit à l'échelle française ou en ex-Aquitaine. Ainsi, en ex-Aquitaine, une liste de 11 espèces d'oiseaux spécialistes du bâti a pu être établie (*Filippi-Codaccioni & Ancrenaz, 2013; Theillout & Collectif faune-aquitaine.org, 2015*) : Tourterelle turque (*Streptopelia decaocto*), Martinet noir (*Apus apus*), Hirondelle de fenêtre (*Delichon urbica*), Hirondelle rustique (*Hirundo rustica*), Rougequeue noir (*Phoenicurus ochruros*), Rougequeue à front blanc (*Phoenicurus phoenicurus*), Pie bavarde (*Pica pica*), Chardonneret élégant (*Carduelis carduelis*), Verdier d'Europe (*Carduelis chloris*), Serin cini (*Serinus serinus*), Moineau domestique (*Passer domesticus*). On peut aussi citer l'utilisation de certains édifices artificiels par plusieurs espèces d'oiseaux rupestres tels que les faucons crécerelle (*Falco tinnunculus*) et pèlerin (*Falco peregrinus*) dont plusieurs sites de nidification ont été identifiés en Gironde sur des cathédrales, églises, châteaux d'eau ou encore silos (*Gans, 2005*), ou le tichodrome échelette (*Tichodroma muraria*) qui est observé en période d'hivernage en Nouvelle-Aquitaine sur les façades de châteaux ou d'églises ou sur de vieux murs pour y dénicher des invertébrés, sa nourriture principale (*Filloi, 2018*). D'autres études notamment réalisées sur des sections de l'autoroute A10 dans le secteur de Niort ont montré un effet bénéfique des bas-côtés des autoroutes qui offraient à certains rapaces comme la buse variable (*Buteo buteo*), le faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*) ou encore le milan noir (*Milvus migrans*) des zones de chasse où les oiseaux utilisaient les clôtures bordant les autoroutes comme des postes d'affût moins coûteux en énergie que le vol pour la capture de proies (*Meunier et al., 2000*). Concernant les pollinisateurs, une étude préliminaire initiée sur Bordeaux Métropole a permis d'identifier près de 200 taxons de pollinisateurs dont une grande proportion a été observée au niveau de parcs urbains riches en ressources florales (*Descoubes, 2017*). De plus en plus de villes se sont engagées ces dernières années dans des programmes d'inventaire des espèces présentes sur leur territoire. Certaines sont même allées jusqu'à produire des atlas de biodiversité pour davantage sensibiliser la population urbaine, comme celui de Bordeaux Métropole (*Bordeaux Métropole, 2015*) qui a recensé les espèces d'oiseaux nicheurs (143 espèces), d'oiseaux hivernants (192 espèces), de chiroptères (17 espèces), de rhopalocères (83 espèces), d'odonates (59 espèces), de mammifères terrestres (34 espèces), de

reptiles (14 espèces), d'amphibiens (13 espèces) et de plantes (1260 espèces). On peut aussi citer une synthèse de données de biodiversité produite sur la ville de Niort jusqu'en 2009 et complétée par des inventaires en 2010 sur plusieurs groupes d'espèces (*Deux-Sèvres Nature Environnement & Groupe Ornithologique des Deux-Sèvres, 2010, 2011*). Enfin, des espèces comme les fougères sont assez inféodées à la pierre et au bâti (*Deux-Sèvres Nature Environnement, 2013*).



Hirondelle rustique ©Alain Noel



Tichodrome échelette ©Alain Noel

CE QU'IL FAUT RETENIR

La biodiversité des territoires urbains et artificialisés de la Nouvelle-Aquitaine devient un objet d'étude de plus en plus important, plusieurs villes ayant initié ou publié des atlas de biodiversité. Les premières données témoignent d'un nombre important d'espèces vivant sur ces territoires urbains.

[Tendance] : [Etudes empiriques]
(<10 études)

3.4.2. Diversité des écosystèmes et des paysages en milieu urbain



En milieu urbain, des espaces naturels variés subsistent malgré la prédominance d'une matrice constituée de bâti et de surfaces imperméabilisées : des parcs urbains créés et gérés, des jardins privés soumis à des gestions très hétérogènes selon leur propriétaire, des alignements d'arbres le long d'avenues sur lesquelles peuvent se développer des plantes herbacées, des friches, des murs et toitures végétalisés et des taches d'habitats naturels principalement situées en zones péri-urbaines. Ces habitats recouvrent des zones humides, forêts et prairies, et

contribuent à créer une diversité de paysages qui permet à la biodiversité de subsister et remplir un certain nombre de fonctions écologiques. Ainsi même si les surfaces urbanisées continuent d'augmenter en France (*INSEE, 2019*), des efforts sont faits pour augmenter la qualité écologique des espaces verts existants et créer des corridors écologiques pour mieux connecter les habitats et les populations animales et végétales. Des atlas cartographiques ont ainsi été produits, comme en Île-de-France (*Lafon, 2014*).



En Nouvelle-Aquitaine, de nombreuses villes ont entamé des démarches d'inventaires de leurs habitats pour la mise en œuvre de leur trame verte et bleue, comme à Pau (*Allou et al., 2015*), Niort (Figure 5.6) ou Limoges. Pau est également en train de finaliser l'inventaire de ses forêts anciennes (*Alexia Quintin, communication personnelle*). Bordeaux Métropole, dans le cadre de son projet BiodiverCité, collabore avec des laboratoires de recherche

de Nouvelle-Aquitaine et le CBNSA pour cartographier la végétation et les habitats naturels, en particulier les zones humides. Une méthode de cartographie des sols des zones humides du point de vue pédologique a notamment été mise en place et a servi à cartographier ce type d'habitat sur une large partie de la métropole (*Pétillon, 2018*).

FIGURE 5.6

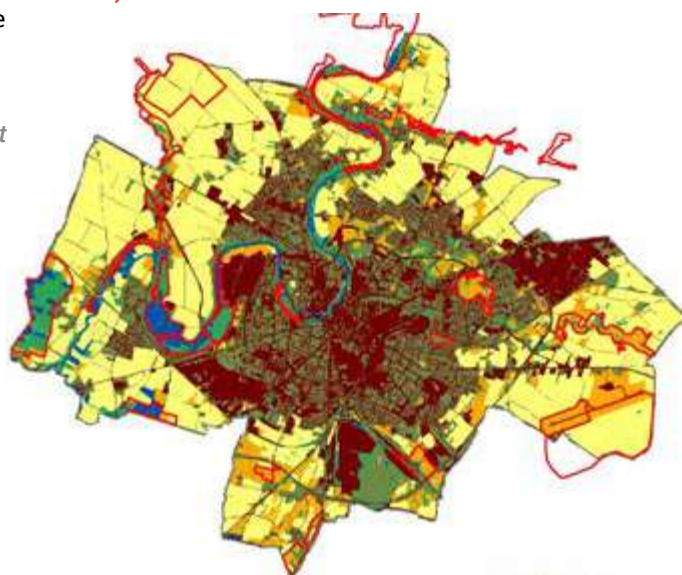
Cartographie des milieux de la ville de Niort (Ville de Niort, 2013)

Les zones nodales

Zone nodale

Les sous-trames

- Aquatique et humide
- Zones boisées
- Agricole extensif
- Agricole intensif
- Espaces verts interstitiels
- Bâti et infrastructures



CE QU'IL FAUT RETENIR

Si les gestionnaires d'espaces urbanisés se sont dotés d'outils afin de répondre aux exigences de politiques publiques, par exemple autour de la trame verte et bleue, relativement peu de recherche scientifique a été conduite sur ces thématiques en Nouvelle-Aquitaine. On compte deux études et des inventaires municipaux en Nouvelle-Aquitaine.

[Projection] : [Etudes empiriques] (~1 article)

² Site web : http://www.agglo-limoges.fr/sites/default/files/trame_verte_et_bleue.pdf

4

Les valeurs de la biodiversité des socio-écosystèmes urbains et artificialisés

En section 3, nous avons recensé les connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes urbains et artificialisés. Comme pour les autres socio-écosystèmes, la biodiversité et ses contributions économiques, environnementales et culturelles aux sociétés sont valorisées de différentes manières en fonction des types de services et des bénéficiaires concernés. Cette valeur peut tout d'abord être marchande et économique, c'est-à-dire dont l'usage direct ou indirect impacte positivement la valeur économique d'un bien ou constitue une ressource échangée sur des marchés. Dans le cas du socio-écosystème urbain, la biodiversité possède une valeur économique que nous traitons dans un premier temps. Les valeurs non-marchandes de la biodiversité forment ensuite un second ensemble de valeurs, notamment à travers un usage direct de non-consommation. C'est le cas des bienfaits pour la santé et le bien-être fournis par les espaces verts que nous traitons dans un deuxième temps.

4.1. VALEUR ÉCONOMIQUE DE LA BIODIVERSITÉ DES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES URBAINS



La biodiversité urbaine est valorisée parce qu'elle est à l'origine d'un certain nombre de services rendus aux résidents des villes, en matière d'alimentation, de récréation et de loisirs, ou encore de cadre de vie (*Gómez-Baggethun & Barton, 2013*). Cependant, en matière d'évaluation économique, très peu de travaux sont disponibles (*Elmqvist et al., 2015*). Il en existe sur la contribution de la biodiversité ou des écosystèmes à l'attractivité des territoires pour le développement résidentiel, comme par exemple la préférence des ménages à se localiser à proximité des espaces ouverts et des parcs, les dimensions esthétiques des paysages, et leurs fonctions récréatives en tant qu'espace de loisir de proximité et du quotidien (*Tu et al., 2016*). Cette demande croissante se traduit par une hausse des prix

au m² des logements à proximité des espaces ouverts type parcs et jardins (*Brander & Koetse, 2011*). On peut d'ailleurs penser que l'étalement de la ville et le développement des zones péri-urbaines résultent d'un arbitrage entre un coût du logement plus réduit pour accéder aux espaces de nature et d'autre part des dépenses de transport (*Cavailhès et al., 2003*). Les arbres améliorent la qualité locale de l'air (*Vos et al., 2013*), ce qui permet de réduire les dépenses de soins engendrées par les maladies respiratoires (*Schucht et al., 2015*). On peut aussi prendre l'exemple des zones humides urbaines qui jouent un rôle indispensable dans la régulation des régimes hydrologiques et la réduction des crues (*Watson et al., 2016*).



Aucun travail d'évaluation économique des services écosystémiques associés à des socio-écosystèmes urbains néo-aquitains n'a pas été publié. Une étude a cependant tenté de quantifier et de cartographier l'évolution de plusieurs services écosystémiques sur le territoire de Bordeaux Métropole sur une période de 16 ans (*Cabral et al., 2016*). Même si une évaluation économique *sensu stricto* n'a pas été conduite, cette étude montre que plusieurs services écosystémiques dépen-

dant de la biodiversité tels que la provision de nourriture, la régulation du climat, les services culturelles associées à la biodiversité, la régulation de la qualité de l'eau ou encore les activités récréatives ont fortement diminué entre 1990 et 2006 du fait d'un changement d'usage des sols qui s'est notamment traduit par une augmentation significative des surfaces urbanisées et artificialisées.

CE QU'IL FAUT RETENIR

La valeur économique de la biodiversité urbaine inclut notamment la relation entre l'attractivité foncière et la proximité du bâti avec les espaces verts, mais celle-ci demeure sous-évaluée. Aucune étude ne traite réellement de ce sujet dans la région.

[Projection] : Une seule étude en Région Nouvelle-Aquitaine

4.2. RÔLE DE LA BIODIVERSITÉ URBAINE DANS LA SANTÉ ET LE BIEN-ÊTRE DES HABITANTS



Le bien-être dans des villes de plus en plus peuplées est en partie assuré par la biodiversité et les éléments de nature parmi lesquels figurent les jardins potagers et autres éléments d'agriculture urbaine (Tanguay et al., 2018). Les services écosystémiques socio-culturels en ville ont en effet été bien étudiés (Yengué, 2017; Robert & Yengué, 2017; Bourdeau Lepage, 2017; Bourdeau Lepage & Vidal, 2014). L'intérêt des citoyens pour la nature des villes est croissant et perceptible au sein de la société comme dans les politiques publiques (Robert & Yengué, 2018). Alors que plus de la moitié de la population mondiale vit dans des villes, les espaces verts urbains constituent les rares endroits où ils peuvent rencontrer la biodiversité. En termes de cohésion sociale, de nombreux travaux montrent que la nature favorise le développement de liens sociaux et permet de réduire la violence et la criminalité (Robert & Yengué, 2018) et en termes de qualité de vie, elle est particulièrement recherchée. Des recherches en psychologie environnementale ont établi un lien direct entre les caractéristiques de l'environnement et la santé des individus, leur fonctionnement affectif, la récupération physiologique après un stress ou un épuisement des ressources émotionnelles et la fatigue attentionnelle (Sahraoui et al.,

2016). Des recherches épidémiologiques descriptives ont également montré une relation positive entre la quantité d'espaces verts dans le cadre de vie et la santé physique et mentale ainsi que la longévité (Groenewegen et al., 2016; Barton & Rogerson, 2017). Les espaces verts urbains améliorent la santé des citoyens via la pratique d'activités récréatives et sportives car elles permettent d'évacuer le stress, de maintenir la santé mentale (Dean et al., 2011), et limiter l'obésité (Song et al., 2018). Les parcs urbains limitent donc les dépenses de santé, sous forme de coûts évités (Willis & Crabtree, 2011). Chez les enfants, la présence de nature réduit l'asthme, les troubles comportementaux d'hyperactivité, l'obésité (Taylor & Kuo, 2011). Le lien entre le bien-être humain et la biodiversité urbaine est controversé: des relations convergentes entre appréciation du paysage et biodiversité présente dans les friches industrielles (Laforteza et al., 2008) ou les jardins privés (Lindemann-Matthies & Marty, 2013) sont détectés, mais dans d'autres cas une absence de relations entre richesse d'espèces de plantes, papillons et oiseaux, et bien-être psychologique des visiteurs des espaces verts urbains a été trouvée (Dallimer et al., 2012).



Le rôle de la biodiversité urbaine sur la santé des individus (maladies non transmissibles et santé mentale par exemple) dans un contexte d'urbanisation a été exploré dans le cadre d'une thèse en pharmacie (Chambres, 2017). Ce travail s'appuie sur plusieurs exemples de biodiversité urbaine susceptible d'impacter positivement la santé de ses habitants à l'échelle de Bordeaux Métropole. Par ailleurs, l'installation de ruchers gérés collectivement, par exemple dans le dispositif de science citoyenne « Mon Village Espace de Biodiversité » déployé sur la ZAPS (1 500 jardins membres du dispositif, 23 écoles primaires, 23 ruchers communaux, 7 600 citoyens impliqués) a montré

que la gestion participative de ruchers communaux favorise l'apprentissage social par la circulation des connaissances et augmente les liens entre acteurs de différents niveaux et à différentes échelles spatiales, notamment entre les citoyens, le monde de la recherche et les élus locaux (Houte, en révision, Houte et al. sous presse). Ces processus participent à l'émergence d'actions collectives (Bousseyroux, 2016). Les actions pro-environnementales dans la sphère privée sont aussi favorisées par la mise à disposition d'outils pour vivre des expériences de nature (Tshibangu et al. sous presse).



CE QU'IL FAUT RETENIR

Peu d'études portent sur le rôle de la biodiversité urbaine sur la santé humaine en Nouvelle-Aquitaine, ne proposant cependant que des exemples illustratifs à Bordeaux Métropole; d'autres portent sur le rôle de la biodiversité en tant que vecteur de lien social et collectif.

[Tendances] : [Etudes empiriques] (~5 articles)

5

État de la biodiversité dans les socio-écosystèmes urbains et artificialisés

Pour tendre vers un développement durable des écosystèmes urbains et garantir sur le long terme la qualité de vie des habitants, il est urgent d'intégrer et de préserver davantage d'espaces de nature afin que la biodiversité s'y développe et s'y maintienne. Or l'urbanisation est par définition une imperméabilisation des sols entraînant de façon irréversible la destruction d'habitats naturels. Les changements d'usage des terres dont l'urbanisation sont d'ailleurs le facteur principal de la crise actuelle de la biodiversité (Maxwell et al., 2016; Newbold et al., 2015). L'étude de Maxwell et al. (2016) montre que sur 8688 espèces menacées, prises en compte dans cette analyse, plus de 3000 sont menacées par le développement urbain, plus de 1200 par les infrastructures de transport et près de 1000 par les infrastructures liées à la production d'énergie.

D'autres facteurs importants qui altèrent la biodiversité en milieu urbain incluent les diverses sources de pollutions émises par les activités humaines. La plus importante est la pollution chimique essentiellement produite par les véhicules, les industries et les foyers, qui affecte à la fois l'air, l'eau et le sol.

Les autres sources de pollution présentes en ville sont la pollution lumineuse générée par les éclairages artificiels durant la nuit ainsi que la pollution sonore générée par le trafic automobile et d'autres activités humaines (UICN France, 2013; EFESE, 2018). La densité de population dans les milieux urbains induit également une forte pression sur la biodiversité liée à la surfréquentation des différents espaces engendrant piétinement, dérangement ou encore apport de déchet. Par exemple, parmi les espèces d'oiseaux nichant en ville, plusieurs ont vu leurs effectifs s'effondrer au cours des dernières décennies en France et ont été classées dans la catégorie « vulnérable » (chardonneret élégant, verdier d'Europe, Serin cini, moineau friquet) ou « quasi-menacée » (martinet noir, hirondelle rustique, hirondelle de fenêtre) de la liste rouge des oiseaux nicheurs en France (UICN et al., 2016).

5.1. IMPACTS DE L'URBANISATION ET DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS SUR LA BIODIVERSITÉ



Les zones urbaines et artificielles occupent 3% de la surface terrestre de la planète et actuellement plus de 55% de la population mondiale vit dans de grandes agglomérations avec des niveaux atteignant près de 80% pour les pays les plus développés dont la France (*United Nations, 2019*). La population mondiale continuant d'augmenter, l'urbanisation devrait s'accroître dans les décennies à venir. Le déclin de la biodiversité est l'un des principaux impacts écologiques de l'urbanisation (*Balfors et al., 2016*) : 89% de la population de moineaux auraient décliné à Paris, par exemple (*Mohring et al. soumis*). Ce déclin provient principalement de la perte et de la fragmentation des habitats, aggravées par l'effet barrière combiné des zones urbanisées et des réseaux de transport (*Alberti, 2005; Tannier et al., 2016*). L'urbanisation impacte aussi bien l'environnement physique que les processus écologiques (*Grimm et al., 2008; McDonnell & MacGregor-Fors, 2016*) incluant l'évolution des espèces (*Johnson & Munshi-South, 2017*). Récemment, une étude comparative a montré sur un ensemble de plus de 800 espèces d'oiseaux que le problème majeur des espèces était leur incapacité à s'adapter aux conditions urbaines (*Sol et al., 2014*). L'homogénéisation de la composition en espèces en milieu urbain (*McKinney, 2006, 2008*) a aussi été soulignée : le long d'un gradient d'urbanisation, l'homogénéisation fonctionnelle des espèces d'oiseaux est d'autant plus forte que l'urbanisation croît, y compris en France (*Devictor et al., 2007; Lizée et al., 2011*). D'autres études concernent les espèces végétales et les pollinisateurs. L'impact sur ces

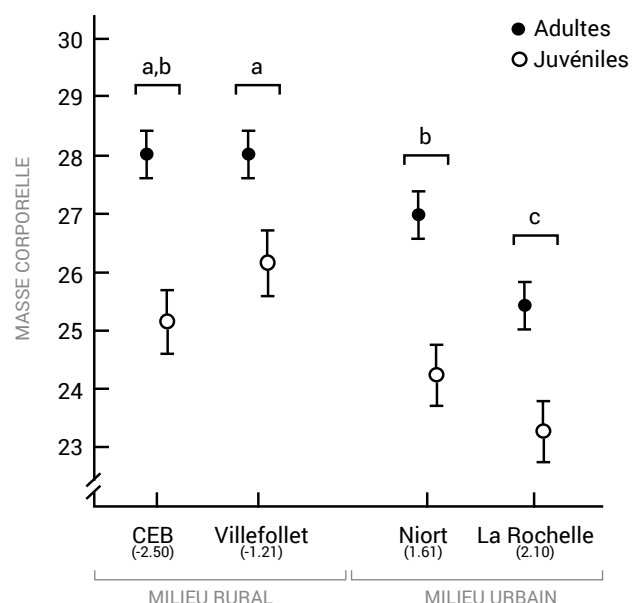
derniers est plus contrasté, même s'il est noté un effet négatif de l'urbanisation, le contexte paysager, la densité de bâti et les modalités de gestion des espaces verts peuvent moduler cet effet (*Hinners et al., 2012; Geslin et al., 2016; Ropars et al., 2017*). Un autre impact majeur de l'urbanisation est le remplacement d'espèces natives par des espèces exotiques dû d'une part à l'importation d'espèces exotiques par l'homme et d'autre part à la création de nouveaux milieux comme les friches souvent propices à l'installation d'espèces exotiques plus compétitives que les espèces locales (*McKinney, 2006; Aronson et al., 2014; La Sorte et al., 2007*). Cela touche de nombreux taxons mais surtout les espèces végétales (*McKinney, 2006*). Ainsi, une étude réalisée dans une ville de République Tchèque montre qu'en 120 ans ce territoire a perdu près de 400 espèces végétales natives et a gagné plus de 230 espèces exotiques (*Chocholoušková & Pyšek, 2003*). L'étalement urbain entraîne un effet barrière des réseaux de transport renforcé par l'augmentation du trafic induit par les déplacements quotidiens entre le(s) centre(s) et la périphérie des villes (*Aguilera et al., 2011*), tout en préservant les habitats naturels restants à proximité des centres urbains. À l'inverse, un développement urbain dense à l'échelle locale peut éviter la perte d'habitats naturels périphériques (*Conway, 2009*), en augmentant cependant simultanément l'effet de barrière des zones bâties en milieu intra-urbain (*Marull & Mallarach, 2005*).



En Nouvelle-Aquitaine, comme ailleurs, il est montré que l'urbanisation impacte négativement la diversité des oiseaux et des pollinisateurs (*Deguines et al., 2016; Devictor et al., 2007*). Le moineau domestique est par exemple en régression forte dans les espaces urbains. L'artificialisation de ces espaces et le manque de cavités naturelles ont souvent été incriminés pour expliquer leur déclin. Dans la région, les cavités ne semblent toutefois pas être un facteur limitant majeur pour les populations de moineaux domestiques (*Angelier & Brischoux 2019*), suggérant que d'autres contraintes urbaines expliquent ce déclin. Des études essentiellement réalisées dans les Deux-Sèvres ont examiné et comparé l'état de stress, le phénotype et le développement de populations d'oiseaux issues de milieu urbain et de milieu rural. Une étude comparative menée sur 11 sites dont la moitié en Nouvelle-Aquitaine montre que plus l'environnement est urbanisé, plus le taux de corticostérone (une hormone du stress) est élevé chez les jeunes moineaux domestiques, une des espèces pourtant les

FIGURE 5.7

Impact de l'urbanisation sur la masse corporelle du moineau domestique (d'après Meillère et al. 2015b)





mieux adaptées à l'environnement urbain (*Beaugeard et al., 2019*). *Meillère et al. (2015b)* mettent en évidence une taille et une masse corporelles plus faibles chez les populations d'origine urbaine (La Rochelle et Niort) comparées aux populations de milieux ruraux (*Figure 5.7*), et *Meillère et al. (2017)* montrent à partir d'un échantillon de près de 600 individus (adultes et jeunes) capturés sur une trentaine de sites en France dont plusieurs en Nouvelle-Aquitaine, que plus l'environnement est urbanisé, plus la taille du corps et la qualité des plumes des oiseaux juvéniles diminuent. Ces études suggèrent que les conditions urbaines sont particulièrement défavorables à la reproduction et au développement des jeunes oiseaux. Des résultats similaires ont été obtenus pour la mésange charbonnière (*Parus major*) par *Biard et al. (2017)* qui montrent que les poussins élevés en milieu rural ont une taille et un poids supérieurs à ceux élevés en ville ainsi qu'un taux de caroténoïde plus élevé induisant un plumage plus coloré. Concernant l'impact de l'urbanisation sur la connectivité écologique, des travaux réalisés à l'échelle de Bordeaux Métropole ont récemment mis en évidence l'impact de différents scénarios de transformation du territoire sur la connectivité écologique d'espèces représentatives de différents milieux (*Sahraoui et al., in prep*). Les scénarios

relatifs à l'urbanisation montrent des impacts systématiquement négatifs sur des valeurs de connectivité globale, quelles que soient les espèces concernées et leurs milieux. Ces valeurs s'étendent de -12% de connectivité en moyenne pour un scénario d'urbanisation réaliste (basé sur les documents d'urbanisme de la métropole) à -20% pour un scénario pessimiste. En Nouvelle-Aquitaine, une étude sur le Grand Rhinolophe (chiroptère très sensible à la connectivité) a montré en 2016 et 2017 un effet additif négatif de la présence d'une autoroute sur la connectivité près d'une colonie de reproduction (*Pinaud et al. 2018*). Les individus partant de cette colonie étaient moins enclins à chasser de l'autre côté de l'autoroute, même si des habitats favorables y étaient présents. Une autre étude sur 3 sites dont 2 en Nouvelle-Aquitaine montre un impact négatif des autoroutes (jusqu'à 5 km) sur l'activité de chasse des espèces de chiroptères chassant dans les milieux arborés (*Claireau et al. 2019b*). Pour préserver un minimum de connectivité suite à la construction d'autoroute, la mise en place d'ouvrages de passages spécifiques peut être une solution pour les chiroptères (étude de la mise en place d'un ouvrage spécifique sur l'A83 près de Niort, *Claireau et al. 2019a*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les travaux réalisés en Nouvelle-Aquitaine, bien que majoritairement sur les oiseaux, indiquent qu'une augmentation de l'urbanisation, en surface ou en intensité, a des effets négatifs sur la biodiversité, y compris pour les espèces les mieux adaptées, voire même inféodées aux espaces urbanisés.

[Fait établi] : [Etudes empiriques] (>10 études) ; [Expérimentations]

5.2. MORTALITÉ LIÉE AUX COLLISIONS AVEC DIVERSES INFRASTRUCTURES



L'urbanisation induit la construction d'infrastructures, qui génèrent des obstacles avec lesquels les animaux peuvent rentrer en collision, induisant potentiellement une mortalité importante (*Erickson et al., 2005; Drewitt & Langstone, 2008*). Ces obstacles sont soit statiques comme les bâtiments, les pylônes, les lignes électriques, les éoliennes, les clôtures, soit en mouvement comme les moyens de transport (voitures, camions, trains, avions). Les collisions routières sont responsables de la mort d'un nombre important d'individus appartenant majoritairement aux groupes des oiseaux, des amphibiens, des reptiles et des mammifères (*Trombulak & Frissel, 2000*). Pour les oiseaux, le taux de mor-

talité a été estimé en Europe entre 0,35 et 27 millions d'oiseaux tués par an selon le pays européen (*Erritzoe et al., 2003*) et à plus de 80 millions par an aux Etats-Unis (*Erickson et al., 2005*). Ce sont surtout des passe-reaux et des rapaces qui sont impactés (*Massemin & Zorn, 1998; Fajardo, 2001*). Des études ont aussi montré l'impact des collisions avec les éoliennes, en particulier pour les oiseaux et les chauve-souris (*Dai et al., 2015*).



Au niveau régional, une étude publiée en 2012 concerne l'impact du trafic routier sur la biodiversité (**Guinard et al., 2012**). Les auteurs ont réalisé un suivi de plusieurs autoroutes régionales (A10, A64, A89, A837) afin de relever et d'identifier les restes d'animaux percutés par les véhicules sur une période d'une année. Les espèces les plus impactées sont les passereaux (principalement le rouge-gorge familier (*Erithacus rubecula*), le merle noir (*Turdus merula*) et le moineau domestique (*Passer domesticus*)) et les rapaces nocturnes, principalement l'effraie des clochers (*Tyto alba*), avec un nombre de cadavres plus important sur l'A10 et l'A64 sur lesquelles la circulation est plus importante que sur les deux autres autoroutes analysées. Le trafic routier de Nouvelle-Aquitaine comme ailleurs en France est aussi la première cause de mortalité imputable à l'Homme pour plusieurs espèces de mammifères, notamment la loutre d'Europe (**Kuhn, 2009**) et le vison d'Europe, espèce menacée d'extinction, qui subsiste encore sur quelques sites en Nouvelle-Aquitaine (**Arlot, 2003**).

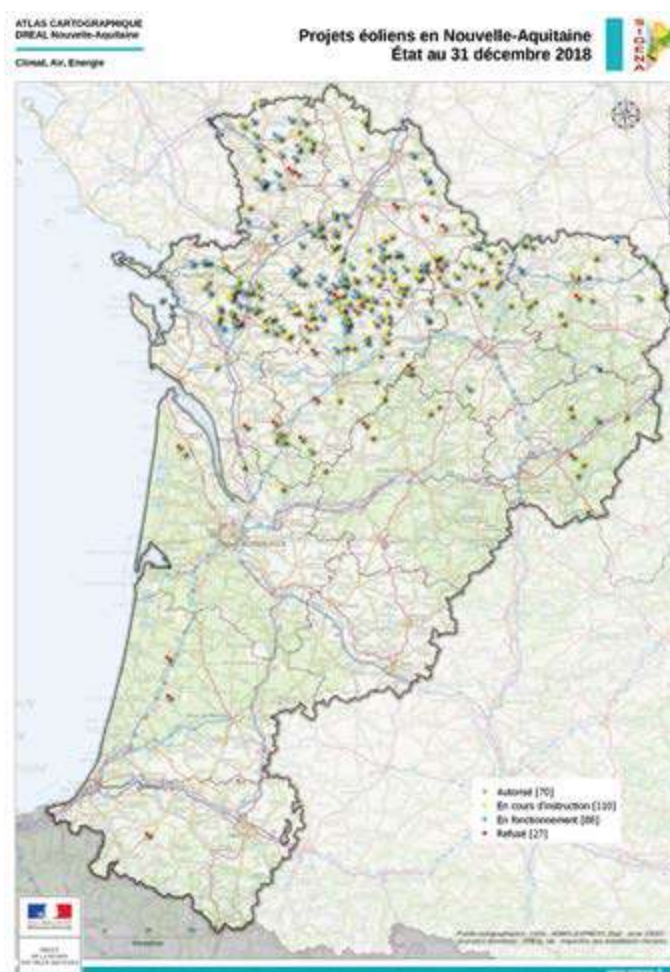
Concernant les collisions avec des éoliennes, un rapport récent de la LPO a permis d'évaluer la mortalité des oiseaux et des chauves-souris de 1997 à 2015 (**Marx, 2017**). Le parc français est constitué de plus de 6 000 éoliennes (dont 340 en Nouvelle-Aquitaine) réparties en plus de 800 parcs (**Figure 5.8**). Des suivis de mortalité étaient disponibles pour uniquement 12.5% des parcs : 1 102 cadavres d'oiseaux appartenant à 97 espèces différentes et 1 279 cadavres de chauves-souris directement imputables aux éoliennes ont pu être recensés dans le cadre de

cette étude incluant surtout des individus en migration. Quelques suivis ont été réalisés sur des parcs éoliens de Nouvelle-Aquitaine (**Charente Nature, 2012, 2013a, 2013b; Williamson, 2011**).

Remon (2018) montre dans une étude réalisée en Dordogne que les infrastructures de transport agissent aussi comme des barrières à la dispersion de plusieurs espèces (papillon, coléoptère, amphibien, reptile), limitant ainsi le flux de gènes entre populations et menaçant de ce fait la viabilité de ces dernières. Un des résultats majeurs montre qu'il y a environ six fois moins d'individus d'une espèce de papillon (*Maniola jurtina*, le *Myrtill*) qui peuvent se disperser au sein d'un site traversé par la A89 et une ligne de chemin de fer par rapport à un autre site proche dépourvu d'infrastructures de transport (**Remon et al., 2018**). La LGV Tours-Bordeaux aura aussi probablement des impacts non négligeables sur la biodiversité, même s'il est encore trop tôt pour en juger. En effet celle-ci traverse des zones sensibles telles que les vallées de l'Indre, de la Vienne, de la Charente et de la Dordogne, ou encore des zones de protection spéciale comme les plaines du Mirebalais, du Neuvillois et de Villefagnan. Une attention particulière devra être accordée à des espèces menacées telles que l'outarde canepetière et le vison d'Europe. Un certain nombre d'aménagements ont été prévus et la fondation LISEA Biodiversité a été créée pour financer des projets de restauration et de conservation tout au long du tracé de la LGV (**Huau et al., 2014**).

FIGURE 5.8

Localisation des parcs éoliens en NA au 1^{er} septembre 2019 (DREAL Nouvelle-Aquitaine, 2019)



CE QU'IL FAUT RETENIR

En Région Nouvelle-Aquitaine, plusieurs études traitent de l'impact des infrastructures de transport et des éoliennes sur la biodiversité, qui entraînent notamment un déclin marqué des populations d'oiseaux et de chauves-souris, mais portent aussi sur des barrières de dispersion impactant un plus grand nombre de groupes taxonomiques.

[Présomption] : [Etudes empiriques] (<10 études)

5.3. EFFETS DES SOURCES DE POLLUTIONS SUR LA BIODIVERSITÉ



Concernant la pollution chimique, les seules études disponibles qui semblent montrer un effet négatif sur la biodiversité sont celles qui ont analysé la diversité des lichens épiphytes, très sensibles à la pollution, en zones urbaines (*Gries, 1999; Davies et al., 2007; Déruelle & Guilloux, 1993; Garty, 2001*). Ces travaux montrent des réponses variées des différents groupes fonctionnels de lichen à la pollution ce qui permet de les utiliser comme indicateurs de la qualité de l'air (*Llop et al., 2012; Déruelle & Guilloux, 1993*). Plusieurs études ont été réalisées à Paris (*Déruelle & Guilloux, 1993*) et Lyon (*Khalil & Asta, 1998*). Une autre importante source de pollution caractéristique des milieux urbains est la pollution lumineuse (*Hölker et al., 2010; Gaston et al., 2013, 2015; Siblet, 2008; Sordello, 2017*). La constitution d'un atlas de la pollution lumineuse dans le monde montre que près de 20% des territoires terrestres sont soumis à cette dernière (*Cinzano et al., 2001; Siblet, 2008*). Or la lumière naturelle est un facteur essentiel pour la faune et la flore utilisée soit comme une source d'énergie pour les plantes chlorophylliennes soit comme une source d'informations de leur environnement pour de nombreuses espèces animales que la lumière artificielle va pertur-

ber (*Hölker et al., 2010; Gaston et al., 2013, 2015*). Une synthèse bibliographique (*Siblet, 2008*) montre que les mammifères, et plus particulièrement les chiroptères, les oiseaux, les amphibiens et reptiles, mais aussi les invertébrés, les végétaux et la faune aquatique, sont impactés par la pollution lumineuse. En France, plusieurs études ont montré une diminution de l'activité des chiroptères à proximité de sources lumineuses, sur l'estuaire de la Loire (*Lacoeuilhe et al., 2014*), à Lille (*Laforge et al., 2019; Pauwels et al., 2019*), à Montpellier (*Pauwels et al., 2019*), en région parisienne (*Azam et al., 2015; Azam et al., 2018; Pauwels et al., 2019*) et à l'échelle nationale (*Azam et al., 2016*). La pollution sonore nuit aux contacts auditifs, qui sont pourtant importants pour attirer et stimuler les partenaires sexuels chez les animaux. Les niveaux sonores en milieu urbain, liés au trafic routier ou à certaines infrastructures, peuvent atteindre des niveaux élevés et impactants pour la faune (*Barber et al., 2010; Shannon et al., 2016*), en particulier les oiseaux qui utilisent des basses fréquences (*Bayne et al., 2008; Halfwerk et al., 2011a,b; Patón et al., 2012*).

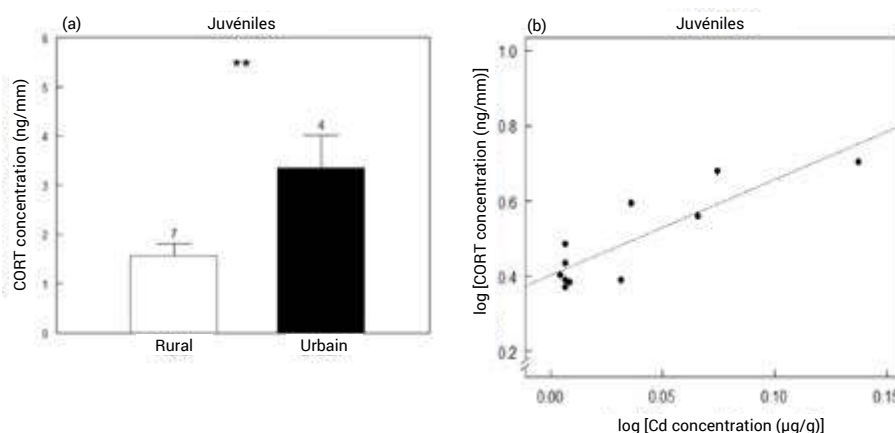


À l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine, *Azam et al. (2016)*, dans le cadre de leur analyse à l'échelle nationale incluant un nombre significatif de sites régionaux, montre un impact négatif de la pollution lumineuse sur les chiroptères. De même, plusieurs études réalisées en Nouvelle-Aquitaine ont analysé l'impact des nuisances sonores sur le moineau domestique : des adultes soumis à un environnement sonore tel que celui d'un milieu urbain ont une distance de fuite plus élevée que celle d'adultes soumis à un environnement sonore de milieu rural (*Meillère et al., 2015a*). Dans deux autres études, les mêmes auteurs notent également un impact sur les juvéniles de moineau domestique : des individus exposés à une ambiance sonore de tra-

fic routier représentatif du milieu urbain présentent d'une part des longueurs de télomères (l'extrémité protectrice des chromosomes) plus courtes que celles d'individus soumis à une ambiance sonore de milieu rural sans affecter leur développement et leur succès d'envol (*Meillère et al., 2015b*) et d'autre part un métabolisme réduit (*Brischoux et al., 2017*). Par ailleurs, chez le merle noir (*Turdus merula*), les populations urbaines (Niort) présentent une contamination importante aux métaux lourds, contamination par ailleurs associée à des niveaux de stress (mesurés via les concentrations sanguines d'hormones de stress) plus élevés (Figure 5.9; *Meillère et al., 2016*).

FIGURE 5.9

La concentration en corticostérone (hormone de stress) dans les plumes de merle noir juvénile est plus importante en milieu urbain qu'en milieu rural (a) et augmente avec les concentrations en plomb, cadmium et mercure (b) (Meillère et al., 2016).



CE QU'IL FAUT RETENIR

En Nouvelle-Aquitaine, quelques études ont montré un impact négatif d'une part de la pollution lumineuse sur les chauves-souris et d'autre part de la pollution sonore et aux métaux lourds des milieux urbains sur le développement des oiseaux.

[Tendance] : [Etudes empiriques] (~5 études)

5.4. IMPACTS DE LA CONTAMINATION DES SOLS SUR LA BIODIVERSITÉ



La pollution des sols résulte en majorité d'activités industrielles et est souvent concentrée dans les friches urbaines et péri-urbaines. Les sols peuvent ainsi accumuler des xénobiotiques, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), des métaux et métalloïdes, des pesticides et bien d'autres molécules (Barriuso et al., 1996; Ajmone-Marsan & Biasioli, 2010; Villanneau et al., 2013; Silva et al., 2019). Différents travaux montrent que les sols urbains sont plus contaminés que les sols agricoles et forestiers (Joimel et al., 2016; Ajmone-Marsan & Biasioli, 2010). L'UE comporterait un million de friches (péri)urbaines (Oliver et al., 2005), avec une contamination réelle ou perçue (Rizzo et al., 2015; Burinskiene et al., 2017). Faute d'inventaire, ces friches étaient estimées à 150 000 ha en France (ADEME 2017, 2018). Un inventaire national des friches a récemment été initié (LIFTI, 2018). La contamination des sols sur les végétaux agit comme un filtre du pool d'espèces régionales et influence la diversité structurelle des communautés végétales, tant sur les espèces que sur les populations (Marchand et al., 2014a,b, 2015, 2016a,b, 2017b). En réponse, celles-ci peuvent développer des mécanismes de prélèvement, stockage, distribution, réparation et d'allocation de ressources, sous le contrôle adaptatif de déterminants moléculaires, avec in fine des traits permettant la tolérance ou

la résistance à l'exposition, l'exclusion ou l'accumulation de contaminants, voire leur métabolisation (Verbruggen et al., 2009; Clémens & Ma, 2016). De nombreuses études documentent les impacts de la contamination des sols sur la diversité structurelle des communautés bactériennes et fongiques que ce soit pour des sites miniers (Zhao et al., 2019; Midhat et al., 2019), des usines métallurgiques (Madrova et al., 2018; Pham et al., 2018; Faggioli et al., 2019), des friches industrielles (Foulon et al., 2016) ou exposés à des hydrocarbures (Alrumman et al., 2015; Garcés-Ruiz et al., 2019). Les communautés d'invertébrés sont souvent des indicateurs de la qualité et de l'écotoxicité des sols. La contamination du sol impacte en général la diversité structurelle et fonctionnelle des communautés de nématodes, de collemboles et de la macrofaune du sol (Vincent et al., 2018; Beaumelle et al., 2017; Salamún et al., 2018). Les réponses des vertébrés (concentration dans des organes ou fluides, expression de biomarqueurs, régime alimentaire) à l'exposition aux sols contaminés sont connues pour le mulot sylvestre (Powolny et al., 2019; Ozaki et al., 2018) ou des souris d'Afrique du Nord (Quina et al., 2019). Ceci illustre la perturbation des chaînes trophiques, rapportée aussi par Scheifler et al., (2009) et Fritsch et al., (2011).



En Nouvelle-Aquitaine, un inventaire historique urbain a été mis en place concernant l'état de pollution des friches (*LIFTI, 2018*), notamment à Pau et à Bordeaux Métropole (*Ademe 2018; LIFTI, 2018; EPF Nouvelle-Aquitaine, 2019; Bordeaux Métropole, 2019*). 34 120 sites (allant de 815 pour la Creuse à 4 184 sites pour la Gironde) ont accueilli une activité industrielle ou de services, sans préjuger de l'état réel de contamination du sol (*BASIAS, 2019*). Des données sols couplées à la composition en éléments traces de produits végétaux ont aussi été publiées (*Mench et al., 1997; Mench & Baize 2004; Baize et al., 2009; Tremel et al., 1997, El Hadri et al., 2012*), en particulier pour plusieurs zones (péri)urbaines, comme Bordeaux (Parc aux Angéliques, Grand Parc, Ianières de Brazza, Bois de Bordeaux, Vil-

lage Andalou, Port de Bordeaux/Ambes) ou le Grand Périgueux (e.g. Coulounieix-Chamiers). L'impact de la contamination des sols liée aux activités humaines sur la biodiversité a été relativement peu étudié pour la Nouvelle-Aquitaine. Les quelques études réalisées montrent cependant divers niveaux d'altération sur les communautés d'organismes : altération de la diversité spécifique, de la biomasse ou du taux de germination pour les communautés végétales (*Bes et al., 2010; Bes et al., 2013; Marchand et al., 2016; Kolbas et al., 2018*), de la diversité des communautés microbiennes (*Touceda-González et al., 2017a,b; Burges et al., 2019*) ou encore du taux de survie d'escargots (*Coeurdassier et al., 2010*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Plusieurs études menées principalement sur l'agglomération bordelaise révèlent un impact négatif de la contamination des sols par des éléments traces et des xénobiotiques sur plusieurs types d'organismes que sont les plantes, les micro-organismes et les invertébrés.

[Fait Établi] : [Etudes empiriques] (>10 études) ; [Expérimentations]

6 Références régionales

1. **A'urba & ALEC** (2019) *Adapter les tissus urbains de la métropole bordelaise au réchauffement climatique*.
2. **ADEME** (2018) 'La reconversion des sites et des friches urbaines polluées - Comment démarrer ? Les bonnes questions à se poser'.
3. **AEAG** (2018a) 'Zones de rejet végétalisées Adour-Garonne. Guide pratique pour la conception et la gestion'.
4. **AEAG** (2018b) 'Zones de rejet végétalisées Adour-Garonne. Recommandations pour la conception et la gestion'.
5. **Allou et al.** (2015) 'Actualisation des habitats naturels et espèces remarquables pour la mise en oeuvre d'une Trame Verte et Bleue (TVB) sur la Communauté d'Agglomération Pau-Pyrénées'. CEN Aquitaine, LPO, pp. 81
6. **Angelier & Brischoux** (2019) 'Are house sparrow populations limited by the lack of cavities in urbanized landscapes? An experimental test', *Journal of Avian Biology*, 50(3).
7. **ARBNA** (2018) 'Evolution de l'artificialisation des sols'. Agence Régionale de Biodiversité - Nouvelle-Aquitaine
8. **Arlot** (2003) 'Le vison d'Europe, une vision d'avenir?', *Courbegeot*, 21–22, pp. 2–5.
9. **Azam et al.** (2016) 'Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program', *Landscape Ecology*, 31(10), pp. 2471–2483.
10. **Baize, Bellanger & Tomassone** (2009) 'Relationships between concentrations of trace metals in wheat grains and soil', *Agronomy for Sustainable Development*, 29(2), pp. 297–312.
11. **BASIAS** (2019) 'Inventaire historique des sites industriels et activités de service'. Ministère de la transition écologique et solidaire.
12. **Beaugeard et al.** (2019) 'Does urbanization cause stress in wild birds during development? Insights from feather corticosterone levels in juvenile house sparrows (*Passer domesticus*)', *Ecology and Evolution*, 9(1), pp. 640–652.
13. **Bes et al.** (2010) 'Spatial variation of plant communities and shoot Cu concentrations of plant species at a timber treatment site', *Plant and Soil*, 330(1–2), pp. 267–280.
14. **Bes, Jaunatre & Mench** (2013) 'Seed bank of Cu-contaminated topsoils at a wood preservation site: impacts of copper and compost on seed germination', *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(2), pp. 2039–2053.
15. **Biard et al.** (2017) 'Growing in Cities: An Urban Penalty for Wild Birds? A Study of Phenotypic Differences between Urban and Rural Great Tit Chicks (*Parus major*)', *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5.
16. **Bordeaux Métropole** (2015) *L'atlas de la biodiversité de Bordeaux Métropole*
17. **Bousseyroux** (2016) *Évaluation d'un dispositif de science citoyenne, une étude menée sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre*. Université de La Rochelle.
18. **Bretagnolle et al.** (2018) 'Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: Lessons from the integrative approach of a French LTSER platform', *Science of the Total Environment*, 627, pp. 822–834.
19. **Brischoux et al.** (2017) 'Traffic noise decreases nestlings' metabolic rates in an urban exploiter', *Journal of Avian Biology*, 48(7), pp. 905–909.
20. **Brunet et al.** (2012) 'Long-Distance Pollen Flow in Large Fragmented Landscapes', in Bertheau, Y. (ed.) *Genetically Modified and Non-Genetically Modified Food Supply Chains: Co-Existence and Traceability*. Oxford, UK: Wiley-Blackwell, pp. 79–87.
21. **Burges et al.** (2019) 'Long-term phytomanagement with compost and a sunflower – tobacco rotation influences the structural microbial diversity of a Cu-contaminated soil (soumis).
22. **Busson** (2016) 'Identification et validation des freins à la participation citoyenne dans les dispositifs politiques pour la biodiversité : Terre Saine et la Trame Verte et Bleue'. Mémoire de fin d'étude, Ecole d'ingénieurs de Purpan.
23. **Cabral et al.** (2016) 'Assessing the impact of land-cover changes on ecosystem services: A first step toward integrative planning in Bordeaux, France', *Ecosystem Services*, 22(B), pp. 318–327
24. **Chambres** (2017) *Urbanisation et santé: l'importance de la biodiversité*. Sciences pharmaceutiques. Université de Bordeaux.
25. **Charente Nature** (2012) 'Suivi de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères sur le parc éolien de Lesterps-Saulgond (16)'.
26. **Charente Nature** (2013a) 'Suivi de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères sur le parc éolien de Salles-de-Villefagnan (16)'.
27. **Charente Nature** (2013b) 'Suivi de la mortalité de l'avifaune et des chiroptères sur le parc éolien de Xambes-Vervant'.
28. **Claireau et al.** (2019a) 'Bat overpasses as an alternative solution to restore habitat connectivity in the context of road requalification', *Ecological Engineering*, 131, pp. 34–38
29. **Claireau et al.** (2019b) 'Major roads have important negative effects on insectivorous bat activity', *Biological Conservation*, 235, pp. 53–62
30. **Coeurdassier et al.** (2010) 'Arsenic transfer and impacts on snails exposed to stabilized and untreated As-contaminated soils', *Environmental Pollution*, 158(6), pp. 2078–2083.
31. **Deguines et al.** (2012) 'The Whereabouts of Flower Visitors: Contrasting Land-Use Preferences Revealed by a Country-Wide Survey Based on Citizen Science', *PLoS ONE*, 7(9), p. e45822.
32. **Deguines et al.** (2016) 'Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization', *Ecology and Evolution*, 6(7), pp. 1967–1976.
33. **Descoubes** (2017) *Etude des insectes pollinisateurs de la métropole de Bordeaux par application du SPIPOLL : faisabilité et effets de l'urbanisation*. Université de Bordeaux.
34. **Deux-Sèvres Nature Environnement** (2013) *Atlas « Fougères & plantes alliées des Deux-Sèvres »*.
35. **Deux-Sèvres Nature Environnement & Groupe Ornithologique** (2010) *Analyse de la biodiversité à Niort et proposition de plan de gestion, Synthèse de la phase 2 : Connaissance de l'existant*.
36. **Deux-Sèvres Nature Environnement & Groupe Ornithologique** (2011) *Analyse de la biodiversité à Niort et plan pluriannuel d'actions, Synthèse de la phase 2 : Inventaires et analyses de la biodiversité*.
37. **Devictor et al.** (2007) 'Functional Homogenization Effect of Urbanization on Bird Communities', *Conservation Biology*, 21(3), pp. 741–751.
38. **Direction de la Nature de Bordeaux Métropole** (2018) 'Diagnostic de l'agriculture sur le territoire de Bordeaux Métropole et orientations partagées pour une politique agricole'.
39. **DRAAF Nouvelle-Aquitaine** (2018) 'Atlas Régional 2018', DATAR Nouvelle-Aquitaine.
40. **DREAL Nouvelle-Aquitaine** (2019) 'Atlas cartographique de la Région Nouvelle-Aquitaine', Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement.
41. **Dupont, Brunet & Jarosz** (2006) 'Eulerian modelling of pollen dispersal over heterogeneous vegetation canopies', *Agricultural and Forest Meteorology*, 141(2–4), pp. 82–104.
42. **EFESE** (2018) 'Les écosystèmes urbains'. Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
43. **EPF Nouvelle-Aquitaine** (2019) 'Reconversion de friches'. Etablissement Public Foncier de Nouvelle-Aquitaine
44. **EPNAC** (2014) 'Lumière sur le véritable rôle des végétaux dans le traitement des eaux usées'. Evaluations des procédés Nouveaux d'Assainissement des petites et moyennes collectivités.
45. **Filippi-Codaccioni & Ancrenaz** (2013) 'Suivi temporel des oiseaux communs-Bilan régional de 10 années de suivi 2002-2013'. LPO Aquitaine.
46. **Fillol** (2018) 'Fidélité intergénérationnelle à un site d'hivernage chez le Tichodrome échelette *Tichodroma muraria* ?', *Faune-Aquitaine Publication*.
47. **Gans** (2005) 'Bilan de la reproduction du Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* dans des nichoirs en Gironde entre 2000 et 2004', LPO-Aquitaine, pp. 4.
48. **Guechoud** (2019) 'Services écologiques en milieux urbains : Caractérisation de l'îlot de chaleur urbain (ICU) et du service écologique de régulation du climat local à Bordeaux Métropole'. Rapport de stage M2. Université de Bordeaux.
49. **Guechoud et al.** (no date) *En préparation*
50. **Guinard, Julliard & Barbraud** (2012) 'Motorways and bird traffic casualties: Carcasses surveys and scavenging bias', *Biological Conservation*, 147(1), pp. 40–51.
51. **El Hadri et al.** (2012) 'Assessment of diffuse contamination of agricultural soil by copper in Aquitaine region by using French national databases', *Science of The Total Environment*, 441, pp. 239–247.
52. **Houte** (no date) 'Les ruchers communaux peuvent-ils aider les politiques publiques à préserver la biodiversité?', (soumis).
53. **Houte, Lorient & Bécu** (no date) 'L'émancipation des habitants au service de l'application des politiques publiques environnementales : étude d'un dispositif pilote de construction d'une gouvernance adaptative', *Participations*.
54. **Huau, Charlemagne & Ravache** (2014) 'La préservation de l'environnement: une dimension importante du projet de LGV Sud Europe Atlantique (SEA)', *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 3, pp. 24–29.
55. **INSEE** (2019) *Les tableaux de l'économie française 2019*. Insee.
56. **Jiguet et al.** (2012) 'French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences', *Acta Oecologica*, 44, pp. 58–66.
57. **Kolbas et al.** (2011) 'Copper Phytoextraction in Tandem with Oilseed Production Using Commercial Cultivars and Mutant Lines of Sunflower', *International Journal of Phytoremediation*, 13(sup1), pp. 55–76.
58. **Kolbas et al.** (2015) 'Endophytic bacteria take the challenge to improve Cu phytoextraction by sunflower', *Environmental Science and Pollution Research*, 22(7), pp. 5370–5382.
59. **Kolbas et al.** (2018) 'Morphological and functional responses of a metal-tolerant sunflower mutant line to a copper-contaminated soil series', *Environmental Science and Pollution Research*, 25(17), pp. 16686–16701.

60. Konijnendijk & al. (2013) *Benefits of urban parks: a systematic review*. IPFRA.
61. Kuhn (2009) 'Plan National d'Actions pour la Loutre d'Europe (Lutra lutra), 2010-2015'. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, et Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer.
62. Laille et al. (2013) *Les bienfaits du végétal en ville*. Plante&Cit  & Agrocampus Ouest, Val'hor
63. LIFTI (2018) 'Inventaire des inventaires de friches'. Laboratoire d'Initiatives Foncières et Territoriales Innovantes
64. Marchand et al. (2010) 'Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review', *Environmental Pollution*, 158(12), pp. 3447–3461.
65. Marchand et al. (2014a) 'Copper removal from water using a bio-rack system either unplanted or planted with *Phragmites australis*, *Juncus articulatus* and *Phalaris arundinacea*', *Ecological Engineering*, 64, pp. 291–300.
66. Marchand et al. (2014b) 'Root biomass production in populations of six rooted macrophytes in response to Cu exposure: Intra-specific variability versus constitutive-like tolerance', *Environmental Pollution*, 193, pp. 205–215.
67. Marchand et al. (2016) 'Plant responses to a phytomanaged urban technosol contaminated by trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons', *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), pp. 3120–3135.
68. Marx (2017) *Le parc éolien français et ses impacts sur l'avifaune. Etude des suivis de mortalité réalisés en France de 1997 à 2015*. LPO France.
69. Maxwell et al. (2016) 'Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers', *Nature*, 536(7615), pp. 143–145.
70. McDonnell & MacGregor-Fors (2016) 'The ecological future of cities', *Science*, 352(6288), pp. 936–938.
71. Meillère, Brischoux & Angelier (2015a) 'Impact of chronic noise exposure on antipredator behavior: an experiment in breeding house sparrows', *Behavioral Ecology*, 26(2), pp. 569–577.
72. Meillère et al. (2015b) 'Influence of Urbanization on Body Size, Condition, and Physiology in an Urban Exploiter: A Multi-Component Approach', *PLOS ONE*, 10(8), pp. e0135685.
73. Meillère et al. (2016) 'Corticosterone levels in relation to trace element contamination along an urbanization gradient in the common blackbird (*Turdus merula*)', *Science of The Total Environment*, 566–567, pp. 93–101.
74. Meillère et al. (2017) 'Growing in a city: Consequences on body size and plumage quality in an urban dweller, the house sparrow (*Passer domesticus*)', *Landscape and Urban Planning*, 160, pp. 127–138.
75. Mench et al. (2018) 'Phytomanagement and Remediation of Cu-Contaminated Soils by High Yielding Crops at a Former Wood Preservation Site: Sunflower Biomass and Ionome', *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6.
76. Mench et al. (2019) *Guide of best practices for phytomanaging metal(lloid)-contaminated soils : GT1 Characterization and risk assessment of contaminated/ degraded sites and implementation of suitable phytomanagement options*. PhytoSUDOE
77. Mench & Baize (2004) 'Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces', *Courrier de l'INRA*, 52, pp. 31–56.
78. Mench, Baize & Mocquot (1997) 'Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne district, Burgundy, France', *Environmental Pollution*, 95(1), pp. 93–103.
79. Mench & Bes (2009) 'Assessment of Ecotoxicity of Topsoils from a Wood Treatment Site', *Pedosphere*, 19(2), pp. 143–155.
80. Meunier, Verheyden & Jouventin (2000) 'Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes', *Biological Conservation*, 92(3), pp. 291–298.
81. Morillo & Villaverde (2017) 'Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils', *Science of The Total Environment*, 586, pp. 576–597.
82. Musy (2014) *Une ville verte, les rôles du végétal en ville*. Editions Quae Versailles, collection Synth ses. Paris, France
83. Newbold et al. (2015) 'Global effects of land use on local terrestrial biodiversity', *Nature*, 520(7545), pp. 45–50.
84. Oustriere et al. (2017) 'Rhizofiltration of a Bordeaux mixture effluent in pilot-scale constructed wetland using *Arundo donax* L. coupled with potential Cu-ecocatalyst production', *Ecological Engineering*, 105, pp. 296–305.
85. Oustriere et al. (2019) 'Potential of roots of four macrophyte species for producing Cu-ecocatalysts', *Ecological Engineering* (accepté)
86. Pétillon (2018) *Méthode de cartographie des sols de zone humide en milieu urbain et périurbain. Exemple de la cartographie de l'Entre-Deux-Mers de Bordeaux Métropole*. Bordeaux Science Agro.
87. Pinaud et al. (2018) 'Modelling landscape connectivity for greater horseshoe bat using an empirical quantification of resistance', *Journal of Applied Ecology*, 55, pp. 2600–2611
88. Pommel & Lasserre (1982) 'Aptitude de plusieurs d ch ts urbains à fournir du phosphore aux cultures', *Agronomie*, 2(9).
89. Remon (2018) *Connectivité fonctionnelle en paysage fragmenté: apport des données génétiques et démographiques pour étudier l'impact multi-spécifique des infrastructures linéaires de transport*. Université de Toulouse III Paul Sabatier.
90. Remon et al. (2018) 'Estimating the permeability of linear infrastructures using recapture data', *Landscape Ecology*, 33(10), pp. 1697–1710.
91. Sahaoui et al. (no date) 'Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of urban planning scenarios on landscape connectivity'.
92. Schwartz (2013) 'Les sols de jardins, supports d'une agriculture urbaine intensive', *VertigO*, (Hors-série 15).
93. Theillout & Collectif faune-aquitaine.org (2015) 'Atlas des oiseaux nicheurs d'Aquitaine'. LPO Aquitaine.
94. Touceda-González et al. (2017a) 'Aided phytostabilisation reduces metal toxicity, improves soil fertility and enhances microbial activity in Cu-rich mine tailings', *Journal of Environmental Management*, 186, pp. 301–313.
95. Touceda-González et al. (2017b) 'Microbial community structure and activity in trace element-contaminated soils phytomanaged by Gentle Remediation Options (GRO)', *Environmental Pollution*, 231, pp. 237–251.
96. Tremel et al. (1997) 'Thallium in French agrosystems—II. Concentration of thallium in field-grown rape and some other plant species', *Environmental Pollution*, 97(1–2), pp. 161–168.
97. Tshibangu et al. (no date) 'Le potentiel de l'éducation relative à l'environnement pour stimuler différents niveaux d'engagement environnemental: le cas du dispositif Mon Village Espace de Biodiversité', *Vertigo*.
98. UICN France (2013) *Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France. Volume 2.3 Les écosystèmes urbains*. Union internationale pour la conservation de la nature - France. Paris, France.
99. UICN France (2016) *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Union internationale pour la conservation de la nature - France. Paris, France.
100. Ville de Niort (2013) 'Identification de la TVB communale niortaise et actions transversales en faveur de la biodiversité'.
101. Villeneuve (2017) *Problématique de la contamination des sols au chlordane et à la dieldrine sur la zone maraîchère des Jalles (Bordeaux) : Mise en place de traitements et culture de cucurbitacées in situ*. ENSEGD.
102. Williamson (2011) *Evaluation de l'impact du parc éolien du Rochereau (Vienne) sur l'avifaune de plaine*. LPO 86 Vienne.
103. Yengué (2017) 'Introduction au dossier « Les espaces verts urbains :  clairages sur les services écosystémiques culturels »', *Environnement Urbain*, 11.
104. Yengué & Robert (no date) *Quand la ville se fait Nature*. Presses Universitaires François Rabelais de Tours.

7 Références internationales

1. ADEME (2017) 'Étude de recensement des démarches d'Inventaires Historiques Urbains ou équivalente Atlas, SIG, données à l'échelle nationale depuis l'année 2000'.
2. ADEME (2018) 'La reconversion des sites et des friches urbaines polluées - Comment démarrer ? Les bonnes questions à se poser'.
3. Aguilera, Valenzuela & Botequilha-Leitão (2011) 'Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: A case study in a Spanish metropolitan area', *Landscape and Urban Planning*, 99(3-4), pp. 226-238.
4. Ajmone-Marsan & Biasioli (2010) 'Trace Elements in Soils of Urban Areas', *Water, Air, & Soil Pollution*, 213(1-4), pp. 121-143.
5. Alberti (2005) 'The Effects of Urban Patterns on Ecosystem Function', *International Regional Science Review*, 28(2), pp. 168-192.
6. Alrumman, Standing & Paton (2015) 'Effects of hydrocarbon contamination on soil microbial community and enzyme activity', *Journal of King Saud University - Science*, 27(1), pp. 31-41.
7. Aronson et al. (2014) 'A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), p. 20133330.
8. Asemoloye, Jonathan & Ahmad (2019) 'Synergistic plant-microbes interactions in the rhizosphere: a potential headway for the remediation of hydrocarbon polluted soils', *International Journal of Phytoremediation*, 21(2), pp. 71-83.
9. Azam et al. (2015) 'Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats?', *Global Change Biology*, 21(12), pp. 4333-4341.
10. Azam et al. (2016) 'Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program', *Landscape Ecology*, 31(10), pp. 2471-2483.
11. Azam et al. (2018) 'Evidence for distance and illuminance thresholds in the effects of artificial lighting on bat activity', *Landscape and Urban Planning*, 175, pp. 123-135.
12. Bach et al. (2014) 'A critical review of integrated urban water modelling - Urban drainage and beyond', *Environmental Modelling & Software*, 54, pp. 88-107.
13. Baldock et al. (2015) 'Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1803), pp. 20142849.
14. Baldock et al. (2019) 'A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities', *Nature Ecology & Evolution*, 3(3), pp. 363-373.
15. Balfors et al. (2016) 'Impacts of urban development on biodiversity and ecosystem services', in Geneletti, D (eds) *Handbook on Biodiversity and Ecosystem Services in Impact Assessment*. Edward Elgar Publishing, pp. 167-194.
16. Barber, Crooks & Fristrup (2010) 'The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms', *Trends in Ecology & Evolution*, 25(3), pp. 180-189.
17. Barriuso et al. (1996) 'Les pesticides et les polluants organiques des sols. Transformations et dissipation', *Etudes et Gestion des Sols*, 3(3).
18. Barton & Rogerson (2017) 'The importance of greenspace for mental health', *BJPsych International*, 14(4), pp. 79-81.
19. Bayne, Habib & Boutin (2008) 'Impacts of Chronic Anthropogenic Noise from Energy-Sector Activity on Abundance of Songbirds in the Boreal Forest', *Conservation Biology*, 22(5), pp. 1186-1193.
20. Beaumelle et al. (2017) 'Relationships between metal compartmentalization and biomarkers in earthworms exposed to field-contaminated soils', *Environmental Pollution*, 224, pp. 185-194.
21. Beckett, Freer-Smith & Taylor (1998) 'Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution', *Environmental Pollution*, 99(3), pp. 347-360.
22. Bert & Cadière (eds) (2016) 'Les phytotechnologies en génie végétal'. ADEME
23. Bert et al. (2017) 'Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués : Nouveaux résultats de recherche et démonstration', ADEME
24. Bispo, Grand & Galsomies (2009) 'Le programme ADEME "Bioindicateurs de qualité des sols"', *Étude et gestion des sols*, 16(3-4), pp. 145-158.
25. Bonanno & Vymazal (2017) 'Compartmentalization of potentially hazardous elements in macrophytes: Insights into capacity and efficiency of accumulation', *Journal of Geochemical Exploration*, 181, pp. 22-30.
26. Bourdeau-Lepage (2017) *Nature en ville: désirs et controverses*. Editions La Librairie des territoires
27. Bourdeau-Lepage & Vidal (2014) *Nature en ville: Attentes citadines et actions publique. Séries. Editopics*.
28. Bowler et al. (2010) 'Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence', *Landscape and Urban Planning*, 97(3), pp. 147-155.
29. Brander & Koetse (2011) 'The value of urban open space: Meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results', *Journal of Environmental Management*, 92(10), pp. 2763-2773.
30. Brunet (2017) 'Impact de la végétation sur le microclimat urbain et la qualité de l'air'. In : La chimie et les grandes villes. Dinh-Audrouin M.-T., Olivier D., Rigny P. (coord.), EDP Sciences, Coll. Actualités chimiques, 217-233.
31. Burinskienė et al. (2017) 'Evaluating the Significance of Criteria Contributing to Decision-Making on Brownfield Land Redevelopment Strategies in Urban Areas', *Sustainability*, 9(5), pp. 759.
32. Burrow, Pernin & Lepretre (2018) 'Influence of connectivity & topsoil management practices of a constructed technosol on pedofauna colonization: A field study', *Applied Soil Ecology*, 123, pp. 416-419.
33. Cabello-Conejo et al. (2014) 'Rhizobacterial inoculants can improve nickel phytoextraction by the hyperaccumulator *Alyssum pintodasilvae*', *Plant and Soil*, 379(1-2), pp. 35-50.
34. Cavailhès et al. (2003) 'La ville périurbaine', *Revue économique*, 54(1), p. 5.
35. Chace & Walsh (2006) 'Urban effects on native avifauna: a review', *Landscape and Urban Planning*, 74(1), pp. 46-69.
36. Chocholoušková & Pyšek (2003) 'Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzeň', *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 198(5), pp. 366-376.
37. Ciadamidaro et al. (2017) 'Poplar biomass production at phytomanagement sites is significantly enhanced by mycorrhizal inoculation', *Environmental and Experimental Botany*, 139, pp. 48-56.
38. Cinzano, Falchi & Elvidge (2001) 'The first World Atlas of the artificial night sky brightness', *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society*, 328(3), pp. 689-707.
39. Clémens & Ma (2016) 'Toxic Heavy Metal and Metalloid Accumulation in Crop Plants and Foods', *Annual Review of Plant Biology*, 67(1), pp. 489-512.
40. Clergeau (2008) 'Préserver la nature dans la ville', *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 52(4), pp. 55.
41. Cluzeau et al. (2012) 'Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types', *European Journal of Soil Biology*, 49, pp. 63-72.
42. Coeurdassier et al. (2010) 'Arsenic transfer and impacts on snails exposed to stabilized and untreated As-contaminated soils', *Environmental Pollution*, 158(6), pp. 2078-2083.
43. Conway (2009) 'Local environmental impacts of alternative forms of residential development', *Environment and Planning B: Planning and Design*, 36(5), pp. 927-943.
44. Coulibaly et al. (2018) 'Effect of agroecological practices on cultivated lixisol fertility in eastern Burkina Faso', *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12(5), p. 1976.
45. Coutts et al. (2016) 'Temperature and human thermal comfort effects of street trees across three contrasting street canyon environments', *Theoretical and Applied Climatology*, 124(1), pp. 55-68.
46. Croci, Butet & Clergeau (2008) 'Does urbanisation foster birds on the basis of their biological traits?', *The Condor*, 110(2), pp. 223-240.
47. Cydzik-Kwiatkowska & Zielińska (2016) 'Bacterial communities in full-scale wastewater treatment systems', *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32(4).
48. Dai et al. (2015) 'Environmental issues associated with wind energy - A review', *Renewable Energy*, 75, pp. 911-921.
49. Dallimer et al. (2012) 'Biodiversity and the Feel-Good Factor: Understanding Associations between Self-Reported Human Well-being and Species Richness', *BioScience*, 62(1), pp. 47-55.
50. Dar, Kaushik & Villarreal-Chiu (2019) 'Pollution status and bioremediation of chlorpyrifos in environmental matrices by the application of bacterial communities: A review', *Journal of Environmental Management*, 239, pp. 124-136.
51. Davies et al. (2007) 'Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London', *Environmental Pollution*, 146(2), pp. 299-310.
52. Dean, van Dooren & Weinstein (2011) 'Does biodiversity improve mental health in urban settings?', *Medical Hypotheses*, 76(6), pp. 877-880.
53. Deguines et al. (2012) 'The Whereabouts of Flower Visitors: Contrasting Land-Use Preferences Revealed by a Country-Wide Survey Based on Citizen Science', *PLoS ONE*, 7(9), p. e45822.
54. Deguines et al. (2016) 'Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization', *Ecology and Evolution*, 6(7), pp. 1967-1976.
55. Déruelle & Guilloux (1993) 'Évolution de la végétation lichénique en région parisienne entre 1981 et 1991, en relation avec la qualité de l'air', *Bulletin de l'Association française de lichénologie*, 2, pp. 23-42.
56. Devictor et al. (2007) 'Functional Homogenization Effect of Urbanization on Bird Communities', *Conservation Biology*, 21(3), pp. 741-751.
57. Dousset et al. (2011) 'Satellite monitoring of summer heat waves in the Paris metropolitan area', *International Journal of Climatology*, 31(2), pp. 313-323.
58. Drewitt & Langston (2008) 'Collision Effects of Wind-power Generators and Other Obstacles on Birds', *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), pp. 233-266.

59. **Dusza** (2017) *Toitures végétalisées et services écosystémiques : favoriser la multifonctionnalité via les interactions sols-plantes et la diversité végétale*. Université Pierre et Marie Curie.
60. **Elmqvist et al.** (2015) 'Benefits of restoring ecosystem services in urban areas', *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, pp. 101–108.
61. **Erickson, Johnson & David** (2005) 'A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions', in *Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas, Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference*.
62. **Erittzo, Mazgajski & Rejt** (2003) 'Bird Casualties on European Roads – A Review', *Acta Ornithologica*, 38(2), pp. 77–93.
63. **Escobedo, Kroeger & Wagner** (2011) 'Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices', *Environmental Pollution*, 159(8–9), pp. 2078–2087.
64. **Faggioli et al.** (2019) 'Soil lead pollution modifies the structure of arbuscular mycorrhizal fungal communities', *Mycorrhiza*, 29(4), pp. 363–373.
65. **Fajardo** (2001) 'Monitoring non-natural mortality in the barn owl (*Tyto alba*), as an indicator of land use and social awareness in Spain', *Biological Conservation*, 97(2), pp. 143–149.
66. **Farinha-Marques et al.** (2011) 'Urban biodiversity: a review of current concepts and contributions to multidisciplinary approaches', *Innovation: The European Journal of Social Science Research*, 24(3), pp. 247–271.
67. **Fortel et al.** (2014) 'Decreasing Abundance, Increasing Diversity and Changing Structure of the Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) along an Urbanization Gradient', *PLoS ONE*, 9(8), pp. e104679.
68. **Foulon et al.** (2016) 'Environmental metabarcoding reveals contrasting microbial communities at two poplar phytomanagement sites', *Science of The Total Environment*, 571, pp. 1230–1240.
69. **Fritsch et al.** (2011) 'Spatially Explicit Analysis of Metal Transfer to Biota: Influence of Soil Contamination and Landscape', *PLoS ONE*, 6(5), pp. e20682.
70. **Garbuzov, Schürch & Ratnieks** (2015) 'Eating locally: dance decoding demonstrates that urban honey bees in Brighton, UK, forage mainly in the surrounding urban area', *Urban Ecosystems*, 18(2), pp. 411–418.
71. **Garcés Ruiz et al.** (2019) 'Community composition of arbuscular mycorrhizal fungi associated with native plants growing in a petroleum polluted soil of the Amazon region of Ecuador', *MicrobiologyOpen*, 8(4), p. e00703.
72. **Garty** (2001) 'Biomonitoring Atmospheric Heavy Metals with Lichens: Theory and Application', *Critical Reviews in Plant Sciences*, 20(4), pp. 309–371.
73. **Gaston et al.** (2013) 'The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal: Nighttime light pollution', *Biological Reviews*, 88(4), pp. 912–927.
74. **Gaston, Visser & Hötker** (2015) 'The biological impacts of artificial light at night: the research challenge', *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1667), pp. 20140133.
75. **Geebelen et al.** (2003) 'Selected bioavailability assays to test the efficacy of amendment-induced immobilization of lead in soils', *Plant and Soil*, 249(1), pp. 217–228.
76. **Geslin et al.** (2013) 'Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation', *PLoS ONE*, 8(5), p. e63421.
77. **Geslin et al.** (2016) 'The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region', *Ecology and Evolution*, 6(18), pp. 6599–6615.
78. **Geslin et al.** (2017) 'Massively Introduced Managed Species and Their Consequences for Plant–Pollinator Interactions', *Advances in Ecological Research*, 57, pp. 147–199.
79. **Gessner et al.** (2014) 'Urban water interfaces', *Journal of Hydrology*, 514, pp. 226–232.
80. **Gil-Martínez et al.** (2018) 'Ectomycorrhizal Fungal Communities and Their Functional Traits Mediate Plant–Soil Interactions in Trace Element Contaminated Soils', *Frontiers in Plant Science*, 9.
81. **Gómez-Baggethun & Barton** (2013) 'Classifying and valuing ecosystem services for urban planning', *Ecological Economics*, 86, pp. 235–245.
82. **Gonzalez et al.** (2019) 'The application of bioturbators for aquatic bioremediation: Review and meta-analysis', *Environmental Pollution*, 250, pp. 426–436.
83. **Gries** (1999) 'Lichens as indicators of air pollution', in Nash, T. (ed.) *Lichen Biology*. Cambridge, pp. 240–254.
84. **Grimm et al.** (2008) 'Global Change and the Ecology of Cities', *Science*, 319(5864), pp. 756–760.
85. **Groenewegen et al.** (2006) 'Vitamin G: effects of green space on health, well-being, and social safety', *BMC Public Health*, 6(1).
86. **GrowTO** (2012) 'An Urban Agriculture Action Plan for Toronto'. Toronto Food Policy Council.
87. **Le Guédard, Faure & Bessoule** (2012a) 'Early changes in the fatty acid composition of photosynthetic membrane lipids from *Populus nigra* grown on a metallurgical landfill', *Chemosphere*, 88(6), pp. 693–698.
88. **Le Guédard, Faure & Bessoule** (2012b) 'Soundness of in situ lipid biomarker analysis: Early effect of heavy metals on leaf fatty acid composition of *Lactuca serriola*', *Environmental and Experimental Botany*, 76, pp. 54–59.
89. **Le Guédard et al.** (2017) *Bio-indicateurs de l'état des sols. Principes et exemples d'utilisation*. ADEME
90. **Gulyás, Unger & Matzarakis** (2006) 'Assessment of the microclimatic and human comfort conditions in a complex urban environment: Modelling and measurements', *Building and Environment*, 41(12), pp. 1713–1722.
91. **Halfwerk et al.** (2011a) 'Low-frequency songs lose their potency in noisy urban conditions', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(35), pp. 14549–14554.
92. **Halfwerk et al.** (2011b) 'Negative impact of traffic noise on avian reproductive success: Traffic noise and avian reproductive success', *Journal of Applied Ecology*, 48(1), pp. 210–219.
93. **Hinners, Kearns & Wessman** (2012) 'Roles of scale, matrix, and native habitat in supporting a diverse suburban pollinator assemblage', *Ecological Applications*, 22(7), pp. 1923–1935.
94. **Hofmann & Renner** (2018) 'Bee species recorded between 1992 and 2017 from green roofs in Asia, Europe, and North America, with key characteristics and open research questions', *Apidologie*, 49(3), pp. 307–313.
95. **Hötker et al.** (2010) 'Light pollution as a biodiversity threat', *Trends in Ecology & Evolution*, 25(12), pp. 681–682.
96. **Hulme-Beaman et al.** (2016) 'An Ecological and Evolutionary Framework for Commensalism in Anthropogenic Environments', *Trends in Ecology & Evolution*, 31(8), pp. 633–645.
97. **INSEE** (2019) *Les tableaux de l'économie française 2019*. Insee.
98. **Jacobs et al.** (2017) 'Phytoremediation of urban soils contaminated with trace metals using *Nocca caerulea*: comparing non-metallicolous populations to the metallicolous "Ganges" in field trials', *Environmental Science and Pollution Research*, 24(9), pp. 8176–8188.
99. **Jacobs et al.** (2018) 'Phytoextraction of Cd and Zn with *Nocca caerulea* for urban soil remediation: influence of nitrogen fertilization and planting density', *Ecological Engineering*, 116, pp. 178–187.
100. **Jacobs et al.** (2019) 'Influence of edaphic conditions and nitrogen fertilizers on cadmium and zinc phytoextraction efficiency of *Nocca caerulea*', *Science of The Total Environment*, 665, pp. 649–659.
101. **Janhäll** (2015) 'Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion', *Atmospheric Environment*, 105, pp. 130–137.
102. **Johan** (2017) 'Étude sur la biodiversité des toitures végétalisées en Île-de-France', pp. 38.
103. **Johnson & Munshi-South** (2017) 'Evolution of life in urban environments', *Science*, 358(6363), pp. eaam8327.
104. **Joimel et al.** (2016) 'Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France', *Science of The Total Environment*, 545–546, pp. 40–47.
105. **Jokimäki et al.** (2016) 'Effects of urbanization on breeding birds in European towns: Impacts of species traits', *Urban Ecosystems*, 19(4), pp. 1565–1577.
106. **Khalil & Asta** (1998) 'Les lichens, bioindicateurs de pollution atmosphérique dans la Région Lyonnaise', *Ecologie*, 29(3), p. 467.
107. **Kidd et al.** (2015) 'Agronomic Practices for Improving Gentle Remediation of Trace Element-Contaminated Soils', *International Journal of Phytoremediation*, 17(11), pp. 1005–1037.
108. **Klok et al.** (2012) 'The surface heat island of Rotterdam and its relationship with urban surface characteristics', *Resources, Conservation and Recycling*, 64, pp. 23–29.
109. **Kumar & Dutta** (2019) 'Constructed wetland microcosms as sustainable technology for domestic wastewater treatment: an overview', *Environmental Science and Pollution Research*, 26(12), pp. 11662–11673.
110. **Lacoeuilhe et al.** (2014) 'The Influence of Low Intensities of Light Pollution on Bat Communities in a Semi-Natural Context', *PLoS ONE*, 9(10), pp. e103042.
111. **Lafon** (2014) *Inventaire et cartographie des habitats naturels et semi-naturels en Île-de-France*.
112. **Laforge et al.** (2019) 'Reducing light pollution improves connectivity for bats in urban landscapes', *Landscape Ecology*, 34(4), pp. 793–809.
113. **Laforteza et al.** (2008) 'Visual preference and ecological assessments for designed alternative brownfield rehabilitations', *Journal of Environmental Management*, 89(3), pp. 257–269.
114. **Levé, Baudry & Bessa-Gomes** (2019) 'Domestic gardens as favorable pollinator habitats in impervious landscapes', *Science of The Total Environment*, 647, pp. 420–430.
115. **Li & Wang** (2018) 'Large-eddy simulation of the impact of urban trees on momentum and heat fluxes', *Agricultural and Forest Meteorology*, 255, pp. 44–56.
116. **LIFTI** (2018) 'Inventaire des inventaires de friches', Laboratoire d'Initiatives Foncières et Territoriales Innovantes
117. **Lin, Philpott & Jha** (2015) 'The future of urban agriculture and biodiversity-ecosystem services: Challenges and next steps', *Basic and Applied Ecology*, 16(3), pp. 189–201.
118. **Lindemann-Matthies & Marty** (2013) 'Does ecological gardening increase species richness and aesthetic quality of a garden?', *Biological Conservation*, 159, pp. 37–44.
119. **Litschke & Kuttler** (2008) 'On the reduction of urban particle concentration by vegetation a review', *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), pp. 229–240.
120. **Livesley, McPherson & Calfapietra** (2016) 'The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale', *Journal of Environment Quality*, 45(1), p. 119.
121. **Lizée et al.** (2011) 'Monitoring urban environments on the basis of biological traits', *Ecological Indicators*, 11(2), pp. 353–361.
122. **Llop et al.** (2012) 'The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment', *Ecological Indicators*, 13(1), pp. 215–221.

123. Lowenstein, Matteson & Minor (2015) 'Diversity of wild bees supports pollination services in an urbanized landscape', *Oecologia*, 179(3), pp. 811–821.
124. Lugassy (2016) *Systèmes de pollinisation et perturbations anthropiques: de l'échelle paysagère à l'échelle macroécologique*. MNHN-Sorbonne Universités.
125. Luo et al. (2019) 'Suitability of four woody plant species for the phytostabilization of a zinc smelting slag site after 5 years of assisted revegetation', *Journal of Soils and Sediments*, 19(2), pp. 702–715.
126. Madre et al. (2014) 'Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling', *Landscape and Urban Planning*, 122, pp. 100–107.
127. Madrova et al. (2018) 'A Short-Term Response of Soil Microbial Communities to Cadmium and Organic Substrate Amendment in Long-Term Contaminated Soil by Toxic Elements', *Frontiers in Microbiology*, 9.
128. Marchand et al. (2015) *Transfert d'une méthode d'évaluation de l'exposition résiduelle aux contaminants après une opération de restauration écologique*. Projet EXPOMETAL, UMR BIOGECO
129. Marchand et al. (2016a) 'Plant responses to a phytomanaged urban technosol contaminated by trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons', *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), pp. 3120–3135.
130. Marchand et al. (2016b) 'Potential of *Ranunculus acris* L. for biomonitoring trace element contamination of riverbank soils: photosystem II activity and phenotypic responses for two soil series', *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), pp. 3104–3119.
131. Marchand, Jaunatre & Mench (2017) 'Impact des contaminants sur la structure et le fonctionnement des communautés de végétaux supérieurs', in Bernard, C et al. (eds) *Écotoxicologies, des communautés au fonctionnement des écosystèmes*. ISTE Editions, pp. 261–300.
132. Marulli & Mallarach (2005) 'A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area', *Landscape and Urban Planning*, 71(2–4), pp. 243–262.
133. Massemmin & Zorn (1998) 'Highway mortality of barn owls in northeastern France', *Journal of Raptor Research*, 32, pp. 229–232.
134. Mayrand & Clergeau (2018) 'Green Roofs and Green Walls for Biodiversity Conservation: A Contribution to Urban Connectivity?', *Sustainability*, 10(4), pp. 985.
135. McDonnell & MacGregor-Fors (2016) 'The ecological future of cities', *Science*, 352(6288), pp. 936–938.
136. McKinney (2006) 'Urbanization as a major cause of biotic homogenization', *Biological Conservation*, 127(3), pp. 247–260.
137. McKinney (2008) 'Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals', *Urban Ecosystems*, 11(2), pp. 161–176.
138. Mench et al. (2009) 'Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety', *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), pp. 876–900.
139. Mench et al. (2018) 'Phytomanagement and Remediation of Cu-Contaminated Soils by High Yielding Crops at a Former Wood Preservation Site: Sunflower Biomass and Ionome', *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6.
140. Mench et al. (2019) *Guide of best practices for phytomanaging metal(l)oid-contaminated soils: GT1 Characterization and risk assessment of contaminated/ degraded sites and implementation of suitable phytomanagement options*. PhytoSUDOE
141. Midhat et al. (2019) 'Accumulation of heavy metals in metallophytes from three mining sites (Southern Centre Morocco) and evaluation of their phytoremediation potential', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 169, pp. 150–160.
142. Mohring et al. (no date) *soumis*
143. Mullaney, Lucke & Trueman (2015) 'A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments', *Landscape and Urban Planning*, 134, pp. 157–166.
144. Musy (2014) *Une ville verte, les rôles du végétal en ville*. Editions Quae Versailles, collection Synthèses. Paris, France
145. Nguyen et al. (2019) 'Removal of pharmaceuticals and personal care products using constructed wetlands: effective plant-bacteria synergism may enhance degradation efficiency', *Environmental Science and Pollution Research*, 26(21), pp. 21109–21126.
146. Nivala et al. (2019) 'Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater', *Science of The Total Environment*, 658, pp. 1500–1513.
147. Nowak et al. (2013) 'Modeled PM2.5 removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects', *Environmental Pollution*, 178, pp. 395–402.
148. Oliver et al. (2005) 'The scale and nature of European brownfields', in *The International Conference on Managing Urban Land*, pp. 274–281.
149. Ozaki et al. (2018) 'Does pollution influence small mammal diet in the field? A metabarcoding approach in a generalist consumer', *Molecular Ecology*, 27(18), pp. 3700–3713.
150. Patón et al. (2012) 'Tolerance to noise in 91 bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula', *Landscape and Urban Planning*, 104(1), pp. 1–8.
151. Pauget & de Vaufléury (2015) 'The SET and ERITME indices: Integrative tools for the management of polluted sites', *Ecological Indicators*, 53, pp. 206–210.
152. Pauwels et al. (2019) 'Accounting for artificial light impact on bat activity for a biodiversity-friendly urban planning', *Landscape and Urban Planning*, 183, pp. 12–25
153. Pérès et al. (2011) 'Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France)', *Pedobiologia*, 54, pp. S77–S87.
154. Pham et al. (2018) 'Influence of metal contamination in soil on metabolic profiles of *Miscanthus x giganteus* belowground parts and associated bacterial communities', *Applied Soil Ecology*, 125, pp. 240–249.
155. Piron et al. (2017) 'Application des bioindicateurs dans le cadre d'un projet de réaménagement urbain (Prairies Saint Martin)', ADEME
156. Potter & LeBuhn (2015) 'Pollination service to urban agriculture in San Francisco, CA', *Urban Ecosystems*, 18(3), pp. 885–893.
157. Powolny et al. (2019) 'Is blood a reliable indicator of trace metal concentrations in organs of small mammals?', *Chemosphere*, 217, pp. 320–328.
158. Puleman et al. (2012) 'Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches', *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), pp. 529–538.
159. Quina et al. (2019) 'Population effects of heavy metal pollution in wild Algerian mice (*Mus spretus*)', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171, pp. 414–424.
160. Requier et al. (2015) 'Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds', *Ecological Applications*, 25(4), pp. 881–890.
161. Rizzo et al. (2015) 'Brownfield regeneration in Europe: Identifying stakeholder perceptions, concerns, attitudes and information needs', *Land Use Policy*, 48, pp. 437–453.
162. Robert & Yengué (2017) 'What Ideal Green Spaces for the City of Tomorrow, Providing Ecosystem Services?', *Procedia Engineering*. (Urban Transitions Conference, Shanghai, September 2016), 198, pp. 116–126.
163. Robert & Yengué (2018) *Nature des villes, un intérêt social et écologique à questionner*. Presses universitaires de Valenciennes. *Nature des villes, nature des champs*, pp.325-353
164. Ropars, Dajoz & Geslin (2017) 'La ville un désert pour les abeilles sauvages ?', *Journal de Botanique*, 79, pp. 29–35.
165. Sahraoui, Clauzel & Foltête (2016) 'Spatial modelling of landscape aesthetic potential in urban-rural fringes', *Journal of Environmental Management*, 181, pp. 623–636.
166. Šalamún, Hanzelová & Miklisová (2018) 'Variability in responses of soil nematodes to trace element contamination', *Chemosphere*, 210, pp. 166–174.
167. Savard, Clergeau & Mennechez (2000) 'Biodiversity concepts and urban ecosystems', *Landscape and Urban Planning*, 48(3–4), pp. 131–142.
168. Scheifler et al. (2009) 'Biodisponibilité et transfert d'éléments traces métalliques dans les réseaux trophiques terrestres', in *2èmes Rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués*.
169. Schucht et al. (2015) 'Moving towards ambitious climate policies: Monetised health benefits from improved air quality could offset mitigation costs in Europe', *Environmental Science & Policy*, 50, pp. 252–269.
170. Selmi et al. (2016) 'Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France', *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, pp. 192–201.
171. Setälä et al. (2013) 'Does urban vegetation mitigate air pollution in northern conditions?', *Environmental Pollution*, 183, pp. 104–112.
172. Shannon et al. (2016) 'A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife: Effects of anthropogenic noise on wildlife', *Biological Reviews*, 91(4), pp. 982–1005.
173. Siblet (2008) *Impact de la pollution lumineuse sur la biodiversité. Synthèse bibliographique*. MNHN-SNP / MEEDDAT.
174. Siegner, Sowerwine & Acey (2018) 'Does Urban Agriculture Improve Food Security? Examining the Nexus of Food Access and Distribution of Urban Produced Foods in the United States: A Systematic Review', *Sustainability*, 10(9), pp. 2988.
175. Silva et al. (2019) 'Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded', *Science of The Total Environment*, 653, pp. 1532–1545.
176. Sol et al. (2014) 'Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity', *Ecology Letters*, 17(8), pp. 942–950.
177. Song et al. (2018) 'The economic benefits and costs of trees in urban forest stewardship: A systematic review', *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, pp. 162–170.
178. Sonnay & Pellet (2016) 'Inventaire des pollinisateurs d'une toiture végétalisée urbaine', *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, 95(6).
179. Sordello (2017) 'Les conséquences de la lumière artificielle nocturne sur les déplacements de la faune et la fragmentation des habitats : une revue', *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois*, (119).
180. La Sorte, McKinney & Pyšek (2007) 'Compositional similarity among urban floras within and across continents: biogeographical consequences of human-mediated biotic interchange: Intercontinental compositional similarity', *Global Change Biology*, 13(4), pp. 913–921.
181. Syndicat Mixte du SCOT des Vosges Centrales (2013) 'Reconquérir les Friches industrielles et urbaines dans les Vosges centrales'.
182. Tanguay, Yengué & Serrano (2018) 'Planification spatiale et agriculture urbaine. L'exemple de l'agglomération tourangelle', *VertigO*. (Hors-série 31).
183. Tannier et al. (2016) 'Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: a joint contribution of advanced urban models and landscape graphs', *Land Use Policy*, 52, pp. 76–91.

184. Taylor & Kuo (2011) 'Could Exposure to Everyday Green Spaces Help Treat ADHD? Evidence from Children's Play Settings', *Applied Psychology: Health and Well-Being*, 3(3), pp. 281–303.
185. Thibaudon (2008) 'Le réseau national de surveillance aérobiologique (RNSA) Un outil au service de la santé publique, de la biodiversité, du changement climatique et de la recherche', *Environnement, Risques & Santé*, 7(3), pp. 217–219.
186. Tonnietto et al. (2011) 'A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies', *Landscape and Urban Planning*, 103(1), pp. 102–108.
187. Torné-Noguera et al. (2016) 'Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities', *Basic and Applied Ecology*, 17(3), pp. 199–209.
188. Torres-Lima et al. (2010) 'Urban agriculture as a part of a sustainable metropolitan development program: A case study in Mexico City', *Field Actions Science Reports. The journal of field actions*, (Special Issue 1).
189. Trombulak & Frissell (2000) 'Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities', *Conservation Biology*, 14(1), pp. 18–30.
190. Tu, Abildtrup & Garcia (2016) 'Preferences for urban green spaces and peri-urban forests: An analysis of stated residential choices', *Landscape and Urban Planning*, 148, pp. 120–131.
191. United Nations (2019) *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision* (ST/ESA/SER.A/420), Department of Economic and Social Affairs, Population Division. New York, USA
192. de Vaufléury & Gimbert (2013) *Bioaccumulation, bioamplification des polluants dans la faune terrestre*, ADEME.
193. Verbruggen, Hermans & Schat (2009) 'Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants: Tansley review', *New Phytologist*, 181(4), pp. 759–776.
194. Verdoni et al. (2001) 'Fatty acid composition of tomato leaves as biomarkers of metal-contaminated soils', *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(2), pp. 382–388.
195. Vieira et al. (2018) 'Green spaces are not all the same for the provision of air purification and climate regulation services: The case of urban parks', *Environmental Research*, 160, pp. 306–313.
196. Villanneau et al. (2013) 'First evidence of large-scale PAH trends in French soils', *Environmental Chemistry Letters*, 11(1), pp. 99–104.
197. Vincent et al. (2018) 'Functional structure and composition of Collembola and soil macrofauna communities depend on abiotic parameters in derelict soils', *Applied Soil Ecology*, 130, pp. 259–270.
198. Vos et al. (2013) 'Improving local air quality in cities: To tree or not to tree?', *Environmental Pollution*, 183, pp. 113–122.
199. Vranckx et al. (2015) 'Impact of trees on pollutant dispersion in street canyons: A numerical study of the annual average effects in Antwerp, Belgium', *Science of The Total Environment*, 532, pp. 474–483.
200. Walsh (2017) 'Sasaki Unveils Design for Sunqiao, a 100-Hectare Urban Farming District in Shanghai', Sasaki Associates.
201. Wang et al. (2011) 'Different spontaneous plant communities in Sanmen Pb/Zn mine tailing and their effects on mine tailing physico-chemical properties', *Environmental Earth Sciences*, 62(4), pp. 779–786.
202. Wang et al. (2019) 'Seasonal dynamics of bacterial communities associated with antibiotic removal and sludge stabilization in three different sludge treatment wetlands', *Journal of Environmental Management*, 240, pp. 231–237.
203. Watson et al. (2016) 'Quantifying flood mitigation services: The economic value of Otter Creek wetlands and floodplains to Middlebury, VT', *Ecological Economics*, 130, pp. 16–24.
204. Weisner et al. (1994) 'Influence of macrophytes on nitrate', *Ambio*, 23(6), pp. 363–366.
205. Willis & Crabtree (2011) 'Measuring Health Benefits of Green Space in Economic Terms', in Nilsson, K. et al. (eds) *Forests, Trees and Human Health*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 375–402.
206. Wolff et al. (2018) 'Insights into the variability of microbial community composition and micropollutant degradation in diverse biological wastewater treatment systems', *Water Research*, 143, pp. 313–324.
207. Wu, Vymazal & Brix (2019) 'Critical Review: Biogeochemical Networking of Iron in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment', *Environmental Science & Technology*, 53(14), pp. 7930–7944.
208. Yao et al. (2017) 'Biodiversity and ecosystem purification service in an alluvial wetland', *Ecological Engineering*, 103, pp. 359–371.
209. Yengué (2017) 'Introduction au dossier « Les espaces verts urbains : éclairages sur les services écosystémiques culturels »', *Environnement Urbain*, 11.
210. Zeng et al. (2019) 'Phytoextraction potential of *Pteris vittata* L. co-planted with woody species for As, Cd, Pb and Zn in contaminated soil', *Science of The Total Environment*, 650, pp. 594–603.
211. Zhang et al. (2016) 'Characterization of bacterial communities in wetland mesocosms receiving pharmaceutical-enriched wastewater', *Ecological Engineering*, 90, pp. 215–224.
212. Zhang et al. (2019) 'Genetic modification of western wheatgrass (*Pascopyrum smithii*) for the phytoremediation of RDX and TNT', *Planta*, 249(4), pp. 1007–1015.
213. Zhao et al. (2019) 'Study on the influence of soil microbial community on the long-term heavy metal pollution of different land use types and depth layers in mine', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170, pp. 218–226.
214. Zu et al. (2017) 'Effects of Intercropping of *Sonchus asper* and *Vicia faba* on Plant Cadmium Accumulation and Root Responses', *Pedosphere* (sous presse)

CHAPITRE

Biodiversité & paysages herbagers

• 6 •

Évaluation régionale des connaissances sur les services rendus par la biodiversité au fonctionnement des socio-écosystèmes des paysages herbagers (prairies permanentes et bocages)

• • • • • Après une brève présentation des caractéristiques générales des socio-écosystèmes des paysages herbagers en Région Nouvelle-Aquitaine (section 1), et un résumé des résultats de synthèse bibliographique des connaissances régionales sur les relations entre biodiversité et socio-écosystèmes herbagers (section 2), ce chapitre propose un état des lieux des connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes herbagers et des paysages associés, incluant la fourniture de services écologiques variés (section 3). La section suivante (section 4) introduit la perception des valeurs, marchandes et non marchandes de la biodiversité pour les usagers et acteurs du territoire. Un état des principales pressions environnementales (section 5) permet de dresser les principales menaces qui pèsent sur la biodiversité des paysages herbagers et sur les services qui y sont associés. Les principales actions et instruments des politiques publiques, permettant le maintien ou la restauration de cette biodiversité, sont enfin évoqués (section 6).

1 Le socio-écosystème des prairies permanentes, bocages et paysages associés en Région Nouvelle-Aquitaine

2 La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes prairiaux et paysages bocagers en Nouvelle-Aquitaine

3 Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes herbagers

3.1. SERVICES D'APPROVISIONNEMENT

- 3.1.1. Rôle de la biodiversité dans la quantité de fourrage produit
- 3.1.2. Rôle de la biodiversité dans la qualité fourragère
- 3.1.3. Rôle de la diversité floristique des prairies pour la biodiversité associée

3.2. SERVICES DE RÉGULATION

- 3.2.1. Maintien de la qualité et fertilité des sols, et limitation de l'érosion
- 3.2.2. Stockage du carbone
- 3.2.3. Régulation des crues et épuration de l'eau

3.3. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE BIEN :

BIODIVERSITÉ HÉBERGÉE ET DIVERSITÉ DES PAYSAGES

4 Les valeurs de la biodiversité dans le socio-écosystème des paysages herbagers

4.1. VALEURS MARCHANDES DE LA BIODIVERSITÉ DES PAYSAGES HERBAGERS

4.2. VALEURS CULTURELLES ET PATRIMONIALES DES PAYSAGES HERBAGERS

5 État de la biodiversité dans le socio-écosystème des paysages herbagers

5.1. EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA BIODIVERSITÉ : FERTILISATION, PRESSION DE PÂTURAGE

5.2. FRAGMENTATION ET SIMPLIFICATION DES PAYSAGES

5.3. EFFETS DU CHANGEMENT GLOBAL : CLIMAT, POLLUTION, ESPÈCES EXOTIQUES ENVAHISSANTES

6 Note sur la gouvernance de la nature dans les socio-écosystèmes herbagers

7 Références régionales

8 Références internationales

Coordination scientifique :

Didier Alard

Coordination éditoriale :

Théo Rouhette

Rédacteurs :

Didier Alard, Jean Marc Arranz, Marie Lise Benot, Vincent Bretagnolle, Julia Clause, Emmanuel Corcket, Eric Kerneis, Olivier Lourdaïs, Sophie Morin, Nicole Pignier

1

Le socio-écosystème des prairies permanentes, bocages et paysages associés en Région Nouvelle-Aquitaine

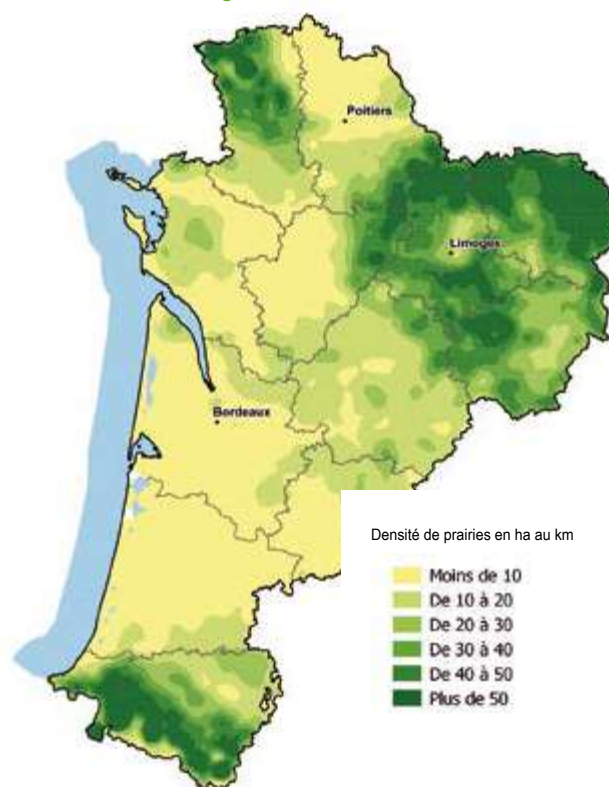
Les prairies permanentes et paysages associés occupent de grandes zones agricoles et semi-naturelles de la région, de la moyenne montagne aux zones humides littorales et fluviales

Parmi les terres agricoles de la Nouvelle-Aquitaine, qui représentent 60 % du territoire régional, 45 % sont occupés par des surfaces en herbe (moyenne nationale 44%), représentant 54 % des exploitations agricoles régionales dédiées à l'élevage. Au sein de la surface agricole utile (SAU) et des surfaces fourragères qui peuvent inclure des cultures fourragères, les surfaces toujours en herbe (STH) désignent les prairies permanentes qui doivent avoir, pour entrer dans cette catégorie, au minimum 6 ans et plus. Pour la région Nouvelle-Aquitaine, la répartition départementale de la STH est très hétérogène puisque la proportion d'herbe dans la SAU varie de 15 % dans les Landes à 91 % en Corrèze (Agreste, 2016 ; Figure 6.1). Ces prairies constituent un système d'affouragement plus ou moins extensif, s'intensifiant avec les prairies temporaires (voir le chapitre Plaines agricoles) et généralement sur des terres de moindre qualité par rapport aux terres arables. Paysages de prairies humides en vallées alluviales et plateau landais, paysages de pelouses et de prairies sèches dans les Causses, les prairies permanentes et les parcours occupent aussi d'importantes surfaces de la moyenne et haute montagne (Limousin et Pyrénées Atlantiques). Les prairies permanentes recouvrent donc un vaste ensemble de formations végétales, qualifiées de semi-naturelles, dominées par les herbes (graminées) ou d'autres plantes fourragères mais aussi des formations basses où le ligneux a sa place, comme dans les landes ou les parcours, estives et bocages. Au niveau biogéographique, les prairies désignent des formations herbacées hautes, relativement productives (ex. : prairies alluviales), alors que les formations herbacées basses à faible biomasse sont qualifiées de pelouses (ex. : pelouses calcaires). Ainsi se dessine une géographie herbagère de la région où s'identifient quelques noyaux denses dédiés à l'herbe et l'élevage : Marais du nord-ouest de la région, moyenne montagne herbagère au sud, milieux de landes et tourbeux du plateau de Millevaches, estives d'altitudes des Pyrénées, parcours des Causses de Corrèze et de Dordogne, et quelques herbages sur les fonds alluviaux (vallée de la Garonne) ou les pentes des versants de reliefs et vallées secondaires de Dordogne ou du Lot (Figure 6.2). Ces principaux noyaux se rattachent sur le territoire national, à des grandes zones d'élevage : Zone du grand Ouest, la zones herbagère et montagne humide du Nord et ouest du Massif Central (ex-Limousin) et enfin les piémonts et la haute montagne des Pyrénées (Institut de l'Elevage, 2013).

Les prairies permanentes sont très majoritaires dans ces zones d'élevage extensif, où la place des cultures est li-

FIGURE 6.1

La surface des prairies permanentes et parcours (Surface Toujours en Herbe -STH- en ha par km²) varie considérablement sur le territoire de la Nouvelle-Aquitaine et met en évidence les grands secteurs herbagers. Est considérée comme surface toujours en herbe dans la statistique agricole toute prairie naturelle ou semée depuis au moins 6 ans. Source : Agreste, 2016



mitée, mais où la couverture ligneuse (arborée ou lande) peut être malgré tout importante. Les prairies sont généralement étroitement associées à des paysages de bocage qui constituent des éco-complexes combinant petits boisements, réseaux de haie, prairie pâturée et cultures. Une cartographie des bocages a pu être réalisée à l'échelle de la Région Nouvelle-Aquitaine par le pôle Bocage de l'ONCFS (Figure 6.3). Le bocage s'oppose à des milieux herbacés beaucoup plus productifs, les prairies artificielles, intégrés à des itinéraires agronomiques intensifs qui sont traités dans le chapitre « Plaines céréalières ». Ces « paysages herbagers », pouvant associer l'herbe et l'arbre, dont le(s) bocage(s) représentent l'exemple le plus explicite, sont liés à des combinaisons particulières de sols, climats et reliefs locaux. Mais si les disparités régionales citées ci-dessus sont historiques et subsistent, les surfaces herbagères

ont connu des fluctuations parfois importantes, liées à la spécialisation des départements depuis une quarantaine d'années. Ainsi la STH, seconde composante de la SAU régionale, a reculé régionalement entre 1970 et 2010 au contraire des terres labourables. Passées de 38 % à 25,5 % de la SAU régionale, les paysages herbagers représentent actuellement un peu plus d'un million d'hectares en Nouvelle-Aquitaine (**Agreste, 2017**). Cette dynamique est géné-

rale, hormis la Creuse et la Corrèze qui ont maintenu, voire conforté, leurs surfaces de prairies permanentes, grâce à leur élevage bovin herbager.

FIGURE
6.2

Exemples d'habitats agropastoraux dans les paysages herbagers, représentant soit des éléments ponctuels de mosaïques paysagères agricole (a) ou de marais (d), soit les éléments principaux des paysages de montagne (b) ou de zones bocagères (c). La diversité floristique exceptionnelle des pelouses calcicoles, l'accueil d'espèces emblématiques en prairie alluviale (Fritillaire pintade) illustrent, avec les cortèges faunistiques des prairies littorales et montagnardes (oiseaux, insectes) la diversité des enjeux.



a) Pelouse sèche calcicole de plaine, Montcrabeau (47)



b) Estive Pays Basque (64) – Chevaux, Brebis et... Vautours



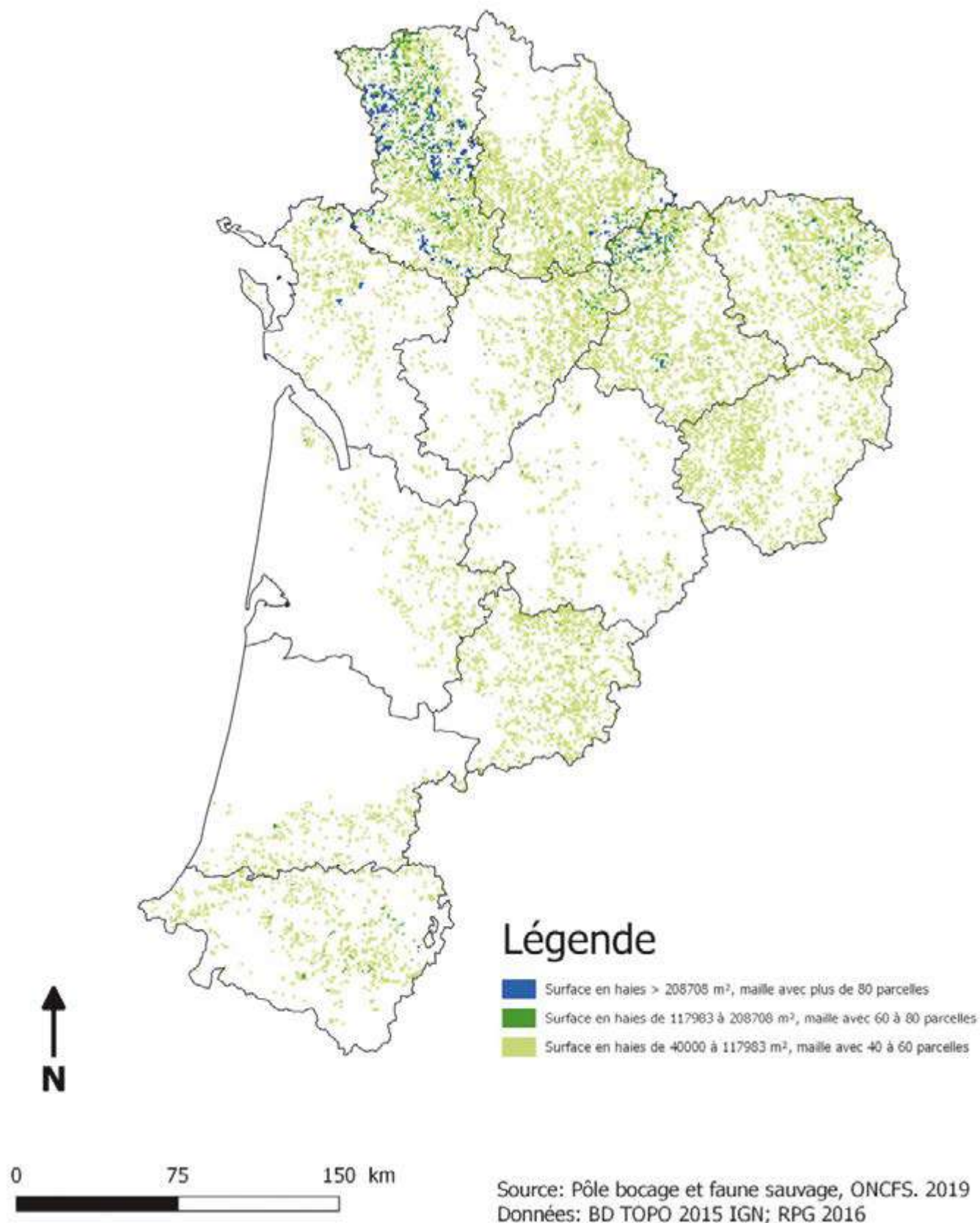
c) Prairie bocagère humide en vallée de Garonne, Cadaujac (33)



d) Prairies sub-halophiles du Bassin d'Arcachon (domaine de Certes) et vaches bordelaises

FIGURE
6.3

Cartographie des bocages en Région Nouvelle-Aquitaine (source : ONCFS 2019 non publié)



Des filières agricoles et agro-alimentaires localisées géographiquement et dépendant, en tout ou partie, des productions végétales issues des prairies permanentes et des paysages associés

En 2018, les productions de fourrages représentaient environ 12 % de la valeur des produits végétaux d'origine agricole de la région, avec une part environ pour moitié représentée par les prairies permanentes. La production moyenne de ces prairies se situe aux alentours de 5 tonnes de matière sèche par hectare (MS/ha) et par an dans la région mais oscille entre des extrêmes qui vont des parcours peu productifs (1,5 T MS/ha) aux prairies fertilisées (environ 6T MS/Ha), sans toutefois atteindre les niveaux de production des prairies artificielles (≈ 9 T MS/Ha) voire irriguées (≈ 13 -15 T MS/Ha en luzerne par exemple). L'essentiel de la production, au plan des surfaces agricoles concernées se concentre sur les départements d'élevage, en premier lieu la Creuse et les Pyrénées atlantiques, avec cependant des disparités importantes en ce qui concerne les niveaux de production. Ainsi la production annuelle moyenne de la STH en Creuse était-elle de 6 T MS/ha en 2017 contre 3,8 T MS/ha dans les Pyrénées Atlantiques (DRAAF, 2018).

Trois filières agricoles sont principalement liées aux pôles herbagers de la Nouvelle-Aquitaine : les filières bovin viande, ovin lait et ovin viande, avec des répartitions régionales bien contrastées. Avec près de 900 000 vaches allaitantes (pour 2,5 Millions de têtes du cheptel bovin régional), la filière régionale productrice de viande bovine est la seconde au plan national. Les élevages sont globalement extensifs avec une part de l'herbe importante (40 % de foin) dans l'alimentation du cheptel mais surtout une forte autonomie alimentaire et donc une faible dépendance aux aliments extérieurs. Cet élevage est concentré dans quelques départements et principalement dans la montagne limousine et ses marges, expliquant la prépondérance de

la race Limousine bovine dans la région, avant la Blonde d'Aquitaine et d'autres races plus localisées mais de forte notoriété (Béarnaise dans les Pyrénées, Parthenaise dans les marais de l'Ouest, Bazadaise, Landaise). A contrario, la filière bovin lait est assez peu présente dans la région, et dispersée sur les trois noyaux herbagers régionaux. Elle est principalement orientée vers le lait, au détriment des produits à valeur ajoutée, à l'exception de la production du bassin Auvergne-Limousin orientée vers les fromages du Massif Central (Agreste 2019a). Les filières « ovins » représentent une part importante de l'élevage ovin national : 1/4 des effectifs nationaux de brebis allaitantes sont en Nouvelle-Aquitaine (environ 765000 têtes), principalement au nord et à l'est de la région. Même moindre en effectifs (438000 têtes), le nombre de brebis laitières représente 1/3 des effectifs nationaux. Cette filière est essentiellement pyrénéenne, spécialisée et ayant largement recours aux estives et parcours. Le bassin de production laitière (brebis), centré sur la transformation et les fromages régionaux (AOP Ossau-Iraty), est le deuxième bassin national après celui du fromage de Roquefort. Au total, les emplois liés aux ovins viande et ovins laits sont estimés respectivement à 2500 et 3500 ETP dans la région (Agreste 2019b,c). Il est à noter que la Région Nouvelle-Aquitaine compte sur son territoire des races domestiques endémiques, notamment bovines, ovines et équines, directement liées aux paysages herbacés extensifs. Ces races locales constituent une biodiversité domestique, véritable patrimoine biologique vivant façonné par des siècles de sélection anthropique, souvent menacé d'extinction au vu de la faiblesse de ses effectifs relictuels. Citons parmi ces races les vaches marines landaises et betizu, les brebis landaises et sasi ardi, le cheval pottok et le baudet du Poitou (Conservatoire des Races d'Aquitaine, 2017).

Le socio-écosystème des paysages herbagers : un espace de production agricole aux multiples enjeux et usages.

Les paysages herbagers constituent des espaces multifonctionnels où la production agricole coexiste avec d'autres types d'enjeux et d'usages et s'inscrit dans un territoire complexe. Ce territoire associe généralement diverses caractéristiques relatives aux usages des sols et aux éléments de paysage : l'importance des prairies permanentes (et en conséquence une forte présence de végétation herbacée semi-naturelle), une diversité paysagère liée à la présence de ligneux dans (estives, landes) ou autour des parcelles (haies) associée à des pratiques agricoles extensives (Figure 6.4). Ces critères sont ceux des paysages agricoles à « haute valeur naturelle » qui correspondent en France et en Europe à des paysages ruraux où les enjeux de patrimoine culturel, historique et naturels se conjuguent (Pointereau et al., 2007). En région, cette classification concerne 97 % de l'ex Limousin (Le Périgord, la montagne Limousine), 24 % de l'ex Aquitaine (les Pyrénées

basques et béarnaises) et 6 % du Poitou Charente (le marais Poitevin), attestant de variations géographiques importantes. La biodiversité est, dans ces espaces, à la fois le résultat des pratiques (de la parcelle au paysage) mais aussi le support de nombreuses activités : apiculture, cueillette de fruit, tourisme rural, chasse et pêche et usages naturalistes sont autant d'activités qui soulignent les multiples centre d'intérêts dans ces paysages.

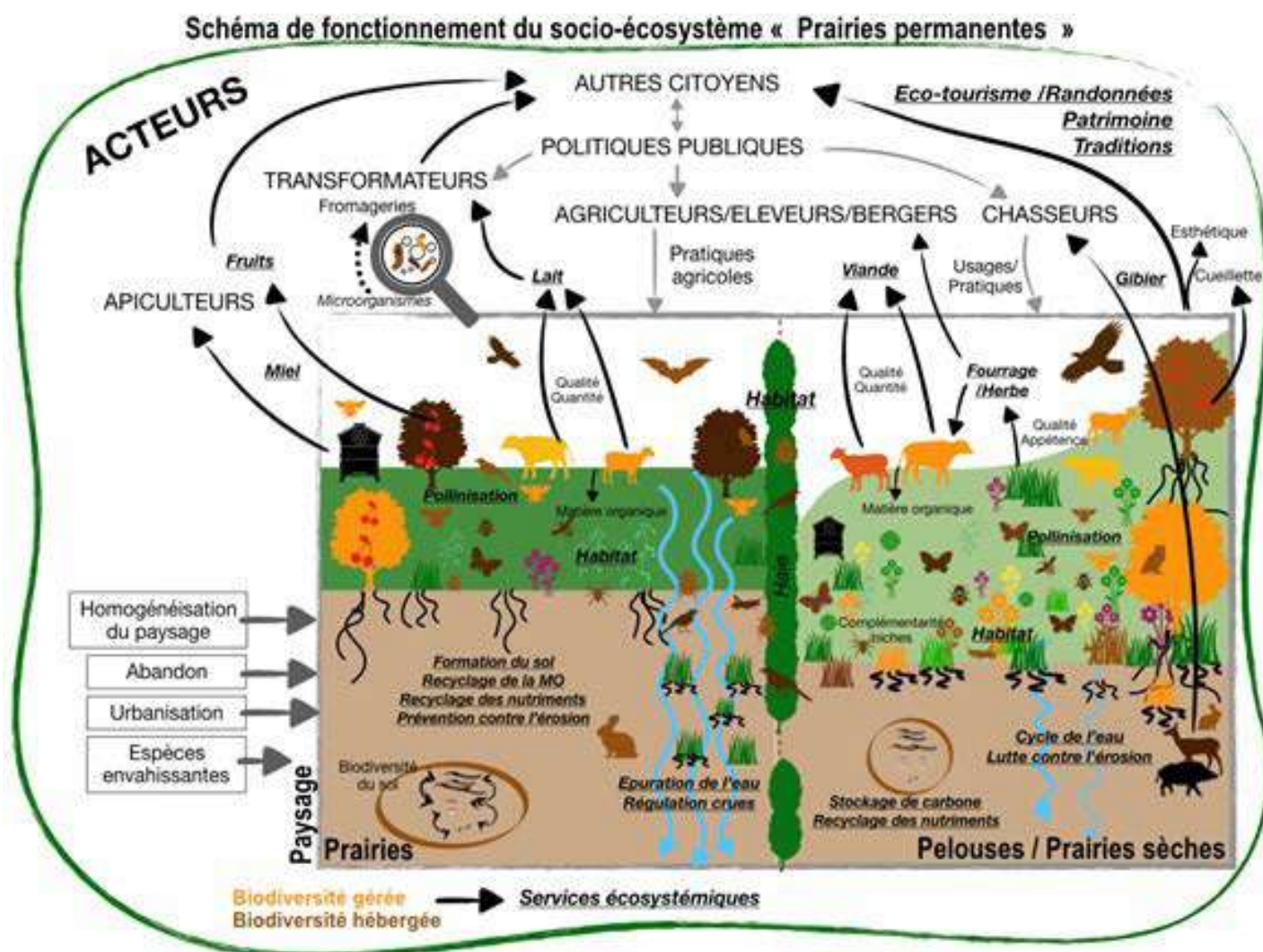
Le paysage bocager issu des activités humaines représente un atout considérable pour les territoires au sein desquels il est présent car il rend de nombreux services à la collectivité. Les bocages permettent en premier lieu de conduire une agriculture de type polyculture-élevage dans de bonnes conditions agricoles et environnementales. D'une manière générale, les haies ont une fonction micro-climatique qui pourrait s'avérer de plus en plus incontour-

nable, elles protègent les cultures du vent et contribuent au confort des animaux élevés en plein air, leur offrant des abris contre les intempéries ou le soleil et même parfois du fourrage en période de sécheresse. Les haies et leurs bandes herbeuses maintiennent sur les terres agricoles des pollinisateurs ou des prédateurs utiles à l'agriculture. Le bois des arbres et des arbustes, ressource naturelle renouvelable, permet la production locale de bois de chauffage et de bois d'œuvre, une matière première biodégradable. Dans les conditions actuelles d'augmentation des gaz à effet de serre, les haies et bosquets qui mailent les territoires participent au stockage du carbone particulièrement en phase de croissance. Dans les fonds de vallées

bocagères, le complexe constitué de haies, mares et prairies constitue des zones tampons qui permettent de réguler le régime des crues tandis que les ripisylves en particulier, ces bandes ligneuses situées en bordure des cours d'eau, contribuent à filtrer l'eau et à maintenir les berges. De manière complémentaire, les haies localisées perpendiculairement aux pentes permettent de conserver des sols de bonne qualité en ayant une action anti-érosive. Les paysages bocagers rendent les territoires attractifs, ils contribuent à un cadre de vie agréable, à un certain bien-être pour leurs habitants qui peuvent y réaliser toutes sortes d'activités récréatives (randonnée, pêche, chasse, art) (Morin, 2015).

FIGURE 6.4

Représentation schématique simplifiée d'un socio-écosystème de paysage herbager en Nouvelle-Aquitaine mettant en évidence les interactions entre les systèmes écologiques et les enjeux et usages pour la production de ressources et de services écosystémiques divers. En Nouvelle-Aquitaine, la place de la biodiversité est fondamentale dans ces systèmes herbagers pour garantir une production agricole et soutenir des activités récréatives (chasse, nature, tourisme).



La dynamique agricole conditionne fortement ces usages et les enjeux. La diversité d'espèces dans les prairies permanentes est ainsi étroitement liée aux pratiques pastorales. Des pressions de pâturage (chargements) modérées à l'échelle d'un territoire pastoral permet ainsi une meilleure expression de la diversité des plantes et des insectes, en lien avec l'hétérogénéité des milieux (*Dumont et al., 2009*). De même une faible fertilisation favorise la richesse locale en plante (*Klimek et al., 2008*). Ces conditions de pratiques extensives se rencontrent souvent dans les terres les moins favorables – pente non mécanisable ou milieux à contrainte hydrique (excès ou déficit). Ces contraintes, souvent synonymes de faibles niveaux d'intrants, sont le garant de niveaux importants de biodiversité (nombre d'espèces) et de patrimonialité (espèces rares) et constituent le socle des habitats agropastoraux considérés d'intérêt communautaire dans le réseau Natura 2000 (*Bensettiti et al., 2005*). Lorsque les pratiques agricoles s'intensifient (chargement et fertilisation), ou même lorsque ces pratiques cessent dans le cas de la déprise rurale, de nombreuses espèces disparaissent (*Alard et al., 1994*), attestant de l'intérêt de ces paysages ouverts pour la biodiversité. Le mécanisme connu du maintien de la biodiversité en situation intermédiaire (*Huston, 1994*) est parfaitement transposable à la gestion des prairies permanentes. Une gestion extensive est garante du maintien de nombreuses espèces inféodées à ces habitats. C'est le cas notamment pour des espèces très dépendantes d'éléments fixes du paysage (*Boissinot et al., 2019; Morin, 2011*). L'intensification des pratiques ou l'abandon de celles-ci sont sources de conflit entre les nouveaux usages agricoles et les autres activités (*Henle et al., 2008*). Les dynamiques agricoles à la parcelle se traduisant également au niveau des paysages, il n'est pas rare que les éléments du paysage disparaissent également lors de l'intensification des pratiques, comme par exemple lors de l'agrandissement des parcelles et l'arasement des haies. *Bazin & Schmutz (1994)* ont estimé que depuis les années 1960, de 40 à 80 % de ces bocages ont disparu ou ont été dégradés en Europe. Par exemple, près de 70 % des 2 millions de kilomètres de haies vraisemblablement présents en France à l'apogée du bocage (1850-1910) ont été détruits, soit 1,4 million de kilomètres (*Pointereau, 2001*). La simplification de la mosaïque paysagère a ainsi des conséquences pour de nombreuses espèces d'invertébrés (papillons, carabes, araignées) (*van Halder et al., 2017*) et de vertébrés avec le cas des oiseaux mais également des reptiles et amphibiens (*Boissinot et al., 2011; Boissinot et al., 2019*). Le maintien d'un équilibre relatif entre le trop (intensification) et le trop peu (abandon) est un enjeu majeur pour les politiques agricoles et environnementales (*Pe'er et al., 2014*).

Ces milieux herbacés semi-naturels, généralement de haute valeur biologique et écologique et à « mi-chemin » entre systèmes non anthropisés et agro-systèmes intensifs, ne peuvent donc se maintenir sans une gestion minimale, destinée à les maintenir dans un équilibre dynamique destiné à empêcher leur disparition par embroussaillage et reforestation. Ces milieux étaient également traditionnellement associés à la présence de races bovines, ovines, caprines ou équines rustiques et locales qui broutaient la végétation et maintenaient les espaces dans

leur stade herbacé. Dans le courant du XXe siècle, avec la mécanisation généralisée et l'intensification de l'élevage, les effectifs de ces races locales ont spectaculairement déclinées, engendrant la disparition ou l'extrême vulnérabilité de certaines d'entre elles (*Conservatoire des Races d'Aquitaines, 2017*). Il existe de forts enjeux en termes d'activité pastorale et le maintien de races robustes adaptées à certains milieux contraignant. C'est le cas notamment des brebis limousines capables de pâturer dans les landes et tourbières et assurant de cette façon le maintien des milieux ouverts sur la plateau de Millevaches. Cette activité pastorale est essentielle au maintien de communautés d'invertébrés spécialistes (araignées, carabes, punaises) et démontre clairement les bénéfices conjoints entre activités pastorales, maintien des habitats et biodiversité.

Entre pratiques agronomiques d'élevage intensif et herbivorie sauvage, l'écopastoralisme consiste à gérer les espaces naturels de manière extensive par la présence de races rustiques. Il répond au double enjeu de la conservation des races rustiques domestiques locales et de la gestion animale des espaces naturels, minimisant ainsi la mécanisation et permettant ainsi des actions de gestion avec des empreintes écologiques tout à fait limitées. L'écopastoralisme constitue également un puissant levier de structuration socio-économique par reconstruction d'un socio-écosystème local et par la diversification des services écosystémiques liés aux systèmes herbacés des espaces naturels sensibles (préservation de la biodiversité, production de biomasse fourragère, production de biomasse animale, prévention des incendies par limitation de la quantité de biomasse végétale, maintien du degré de fertilité des sols par exemple).

2

La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes prairiaux et paysages bocagers en Nouvelle-Aquitaine

La synthèse bibliographique réalisée résumant les connaissances scientifiques régionales sur les relations biodiversité, fonctionnement et fourniture de services écosystémiques en socio-écosystème viticole nous a amené à retenir 94 références bibliographiques régionales (Figure 6.5) parmi lesquelles figurent des recherches empiriques et expérimentales réalisées dans le cadre d'infrastructures de recherche régionales dédiées (Encadré 1).

218 RÉFÉRENCES AU TOTAL, DONT :



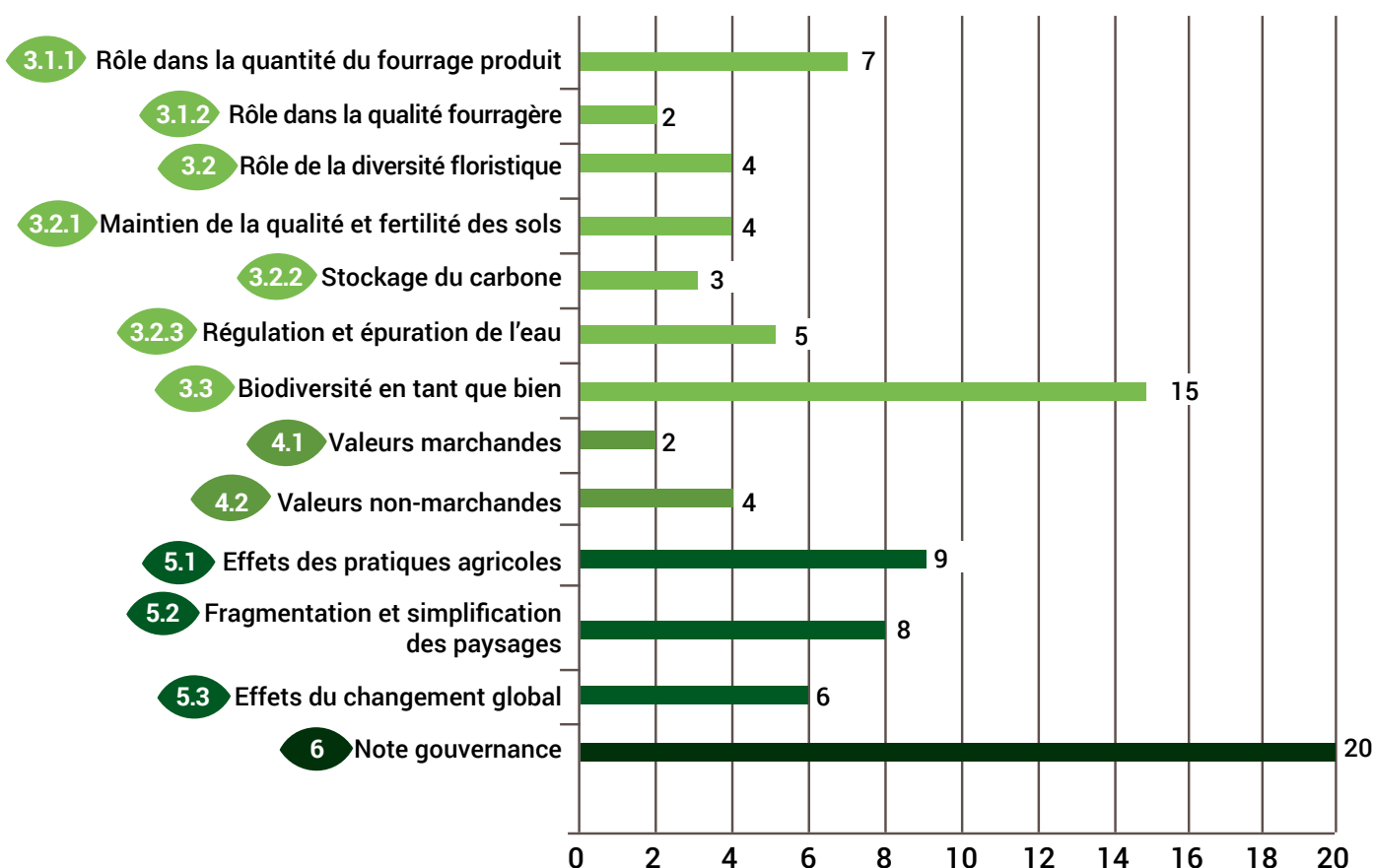
94 références « régionales »



124 références « internationales »

FIGURE 6.5

Bilan schématique de la synthèse bibliographique des connaissances scientifiques sur les relations de la biodiversité et le fonctionnement du socio-écosystème « paysages herbagers » en Nouvelle-Aquitaine



ENCADRÉ 1**Des infrastructures dédiées aux recherches sur la biodiversité et ses fonctions dans les écosystèmes herbagers and bocagers de Nouvelle-Aquitaine****Unité expérimentale de Saint Laurent de la Prée (INRA)**

L'Unité Expérimentale INRA de Saint Laurent de la Prée est située en Charente-Maritime au cœur des marais littoraux atlantiques, milieux gérés par l'agriculture (élevage et cultures) et à forts enjeux environnementaux, qui concernent notamment la préservation des prairies humides, de la flore et de la faune qu'elles abritent, et la qualité de l'eau des fossés. La ferme expérimentale est constituée de 160 ha de terres essentiellement en marais (110 ha de prairies naturelles et 50 ha de cultures drainées), et abrite un troupeau de 55 mères de bovins allaitants de race locale Maraîchine. Les missions de l'Unité (18 agents) sont de : 1) Concevoir et évaluer des systèmes agricoles de polyculture-élevage viables et résilients qui concilient production de biens alimentaires, biodiversité sauvage et domestique, et gestion quantitative et qualitative de l'eau. Une expérimentation-système, dénommée Transi'marsh, constitue le dispositif pivot de cette approche ; 2) Contribuer à la transition agroécologique des fermes en zone de marais. Nous prenons pour cela le parti d'adopter une démarche de recherche collaborative invitant les acteurs des territoires de marais (agriculteurs et autres acteurs du développement agricole, société civile...) à participer à différentes étapes du travail de recherche. Dans le cadre de son programme d'expérimentation système Transi'marsh (concevoir et évaluer un système de polyculture-élevage en marais, autonome et favorable à la biodiversité), la ferme expérimentale fait l'objet depuis 2009 d'une transition agroécologique de son système de production. Cette expérimentation vise à construire « pas à pas » un système de polyculture-élevage bovin allaitant innovant, adapté aux contraintes du marais. Il s'agit également d'évaluer sa durabilité au regard d'indicateurs environnementaux, économiques et sociaux. La ferme est certifiée en agriculture biologique depuis juillet 2019.

Lien site web : <https://www6.nouvelle-aquitaine-poitiers.inra.fr/dslp>

SOERE ACBB – INRA Lusignan/INRA Clermont Ferrand

Ce dispositif s'inscrit dans le cadre national des systèmes d'observation et d'expérimentation au long terme pour la recherche en environnement et est dédié aux agroécosystèmes, aux cycles biogéochimiques et la biodiversité. Il est labellisé depuis 2005. Deux sites, au sein de ce dispositif, concernent le continuum « prairie temporaire - prairie permanente », dont un est situé en Nouvelle-Aquitaine. Le dispositif expérimental de Lusignan (Poitou-Charentes) est caractérisé par l'insertion de séquences de prairies temporaires dans une rotation de cultures céréalières - voir chapitre « grandes cultures ». Le site expérimental de Laqueuille (département du Puy-de-Dôme) est le cadre de recherches sur le fonctionnement et les propriétés agronomiques et environnementales des prairies permanentes dans un contexte de moyenne montagne, avec la ferme expérimentale de Marcenat (département du Cantal). Les travaux de recherche qui y sont conduits traitent des systèmes d'élevage de ruminants en région herbagère de montagne, sur des systèmes très voisins géographiquement de la montagne limousine.

Dispositif Expérimental en Ecologie de la Restauration-DEER (Gironde) Université Bordeaux

Ce réseau de sites dédiés à l'écologie de la restauration a pour but principal de caractériser les trajectoires de restauration de prairies alluviales en vallée de la Garonne à partir d'itinéraires agricoles intensifs (maïsiculture). Les recherches visent à identifier les processus sous-jacents à la restauration de la biodiversité et leur importance relative (effet des pratiques agricoles, contraintes environnementales et biologiques, contraintes paysagères à la dispersion). Ce réseau, créé dans le cadre de recherches au sein de l'UMR BIOGECO (INRA-UBX), regroupe trois sites dans le département de la Gironde avec des maîtrises d'œuvre et foncière diverses :

Le parc écologique des barails (Bordeaux) se trouve en zone péri-urbaine au cœur de l'ancien Grand marais de Bordeaux, secteur riche en zones humides et bénéficiant de périmètres de protections (zone Natura 2000, ZNIEFF, RNN des marais de Bruges).

SUITE ENCADRÉ 1

Depuis le XVI^{ème} siècle, le secteur a connu de grands bouleversements (travaux d'assèchement et construction de digues). Le site d'étude, propriété de la ville de Bordeaux, est constitué de deux anciennes parcelles agricoles de 15 ha, utilisées pour la culture de tournesol et de maïs depuis la fin des années 1980 et intégré dans le périmètre des mesures compensatoires suite à la construction d'un centre de maintenance du tramway et du Stade Matmut Atlantique à proximité. Une expérimentation de grande ampleur (5000 m², 100 placettes expérimentales de 16m²) a été mise en place en 2017 conjointement par BIOGECO, Bordeaux Métropole et la RNN des marais de Bruges visant à tester les effets de la préparation du sol (labour sur 40 cm de profondeur) et de l'apport de matériel biologique de complexité croissante (mélanges de graines plus ou moins diversifiés, transfert de foin ou de monolithes de sol prélevés dans les prairies de la RNN des marais de Bruges) sur les trajectoires de restauration.

L'île de Raymond (Paillet) est une île fluviale située en amont de Bordeaux, issue de l'agrégation de plusieurs petites îles consécutive aux travaux de chenalisation de la Garonne entrepris à la fin du XIX^{ème} siècle. Les variations topographiques de 7-8 mètres dues aux anciens chenaux en dépression de la Garonne, créent des gradients naturels d'inondation lors des débordements du fleuve en période de hautes eaux dans ce secteur encore soumis au marnage. Mosaïque paysagère bocagère depuis le XIX^{ème} siècle jusqu'au milieu des années 1950, l'île a ensuite connu le remembrement et une période de maïsiculture intensive du milieu des années 1980 à la fin des années 2000. Après l'arrêt de la maïsiculture en 2009, l'île a été acquise par la Communauté de Communes Convergences Garonne en 2010 et fait l'objet d'un programme de restauration écologique visant à reconstituer une mosaïque paysagère constituée de prairies permanentes, friches et fruticées, mégaphorbiaies et ripisylves. Ce site a fait l'objet d'une réhabilitation fonctionnelle (semis prairial) sur environ 40 ha pour une reprise des activités pastorales et d'une expérimentation mise en place en août 2014 pour tester l'effet de la gestion (pâturage, fauche) sur les trajectoires de végétation après transfert de foin issu d'une prairie alluviale de la commune de Cadaujac faisant partie du réseau des ENS de Gironde (33)

FIGURE
6.6

Île de Raymond – Paillet (33). Parcelles réhabilitées par semis et dispositif expérimental en exclos pour le suivi des végétations et l'effet des pratiques après transfert de foin.



Le site Olives (Parempuyre-33) se trouve à environ 13km au nord du centre de la ville de Bordeaux. Cette zone humide de 86 ha, située au cœur des marais de Parempuyre, s'intègre dans le parc intercommunal des Jalles, espace de 4500 ha ayant pour objet la préservation de l'intérêt patrimonial et paysager de ce milieu face aux pressions liées à l'urbanisation et l'intensification des pratiques agricoles. Ce site, acquis en 2016 par la Métropole, a fait l'objet, pour les deux tiers, d'une restauration fonctionnelle (semis prairial) en vue de la reprise de l'exploitation agricole pastorale et, pour le dernier tiers est laissé en libre évolution, dans l'optique d'y restaurer un paysage de marais. Un suivi des communautés est réalisé (floristique, télédétection).

SUITE ENCADRÉ 1

Zone d'étude bocagère des Deux Sèvres – CNRS Chizé - OFB - DSNE

Depuis 2009 un suivi scientifique des reptiles et amphibiens des bocages est réalisé dans les Deux-Sèvres. Les secteurs d'études sont répartis sur le département avec notamment un site pilote (Réserve Naturelle du Bocage des Antonins). Le département des Deux Sèvres offre un contexte idéal pour étudier l'importance de la structure du Paysage Bocager sur la biodiversité. Les travaux sont menés sur un réseau d'une vingtaine d'exploitations agricoles. Un des objectifs est de comprendre les rôles conjoints de la structure des habitats (haies, mares) et du paysage (densité en haie, en mare) sur la structure des communautés sont étudiés. Le type de pâturage (ovin ou bovin) est également considéré. Les travaux sont menés sur un réseau d'une vingtaine d'exploitation agricole et concernent plus précisément les reptiles et amphibiens. Une Réserve Naturelle Régionale a été mise en place 2015 (site du Bocage des Antonins).

FIGURE
6.7

Bocage des Deux Sèvres. Exemple de paysage hétérogène avec un important maillage de haie



©Alain Buchet

FIGURE
6.8

Tourbières du Limousin (23). Pâturage ovin (Ferme expérimentale de Lachaud)

**Zone d'étude des landes et tourbières du Limousin - CNRS Chizé - Ferme de Lachaud - PNR MilleVache**

Depuis 2007 des travaux sont menés sur les invertébrés des landes et tourbières du plateau des millevaches et sur la ferme expérimentale de Lachaud (139ha, pâturage ovin) (Limousin) en particulier. Les objectifs de ce programmes sont d'examiner les impacts des modes de gestion des landes et des tourbières, pâturage ovin ou interventions mécaniques, sur la biodiversité. Ces travaux concernent notamment les invertébrés (araignées, carabes, punaises, orthoptères). Un partenariat a également été lancé avec le Parc Naturel de Millevaches en Limousin sur la restauration des connectivités des milieux tourbeux.

Réseau Expérimental aquitain vaches marines landaises « RExMarine »

Mis en place en 2019 sous la coordination scientifique de l'Université de Bordeaux (UMR1202 Biogeco), le réseau RExMarine a pour objectif d'évaluer l'impact de l'écopastoralisme sur les écosystèmes des espaces naturels sensibles. Il regroupe sept sites expérimentaux de suivis, répartis dans des espaces naturels sensibles des départements de la Gironde et des Landes, en relation étroite avec le Conservatoire des Races d'Aquitaines. Ce réseau expérimental porte plus spécifiquement sur l'utilisation des vaches de race marine landaise dans la gestion des prairies et landes à molinie du plateau landais. Dans un dispositif de comparaison entre placettes exclues de pâturage et placettes pâturées par les vaches marines landaises, la dynamique des communautés à molinie sera suivie à trois échelles : modification d'espèces clés de l'écosystème (échelle de la plante = la molinie), modification de la communauté végétale (diversité, structure, composition), modification du fonctionnement de l'écosystème (propriétés chimiques du sol).

3

Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes herbagers

Les rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes pastoraux, un élément majeur des paysages agricoles, sont multiples. La fonction de production de biomasse végétale (fourrages) est centrale et maintient les services d'approvisionnement pour l'alimentation du cheptel agricole de façon directe (pâturage à l'herbe) ou indirecte (foin, ensilage). La biodiversité peut agir directement sur cette fonction de production voire sur la qualité du fourrage, ou indirectement via des fonctions intermédiaires de support qui garantissent le bon fonctionnement des écosystèmes (recyclage de la matière organique du sol, pollinisation, résistance à la sécheresse, etc.). La biodiversité à l'échelle des paysages peut également contribuer aux fonctions d'approvisionnement et de support. Par exemple, la diversité des types de prairies, liée aux milieux (prairies humides, prairies sèches) ou aux pratiques, au sein du système fourrager d'une exploitation, conditionne l'étalement saisonnier de la ressource fourragère, contribuant ainsi à la valeur d'usage (Cruz et al., 2002) des différentes parcelles herbagères. C'est aussi l'ensemble des éléments du paysage (haies du bocage) qui sont essentiels en tant qu'habitats pour la biodiversité fonctionnelle assurant régulation, pollinisation, etc. L'ensemble des services considérés ici sont donc des services rendus aux agriculteurs, qu'ils soient directs ou indirects.

A côté de ces fonctions de production et de support, d'autres fonctions essentielles peuvent être assurées par les écosystèmes prairiaux et les paysages associés au travers de fonctions de régulation de la qualité des eaux (effet filtrant des zones humides), des débits de crues (zones humides), de l'érosion des sols (montagne), d'accueil de la biodiversité (notamment patrimoniale), de fixation du carbone atmosphérique (Puydarrieux & Devaux, 2013). Enfin de nombreuses autres activités récréatives (chasse, randonnée, éco-tourisme, activités naturalistes) au sein des paysages herbagers relèvent des services culturels qui dépendent fortement de la diversité des espèces des prairies et des éléments du paysage. Ces catégories de services qui dépassent la dimension de production agricole, sont des services rendus à la société dans son ensemble.

Il existe de nombreuses revues de l'ensemble des services rendus par les prairies, en lien ou non avec la biodiversité, à des échelles internationales, françaises ou régionales (Huyghe, 2005; Höningá et al., 2012; Mauchamp et al., 2012). Nous présentons ci-après un état des lieux des connaissances scientifiques régionales sur le rôle de la biodiversité dans la fourniture de services d'approvisionnement (production agricole ou secondaire), des services de régulation et enfin des services socio-culturels des prairies et paysages associés de Nouvelle-Aquitaine.

3.1. SERVICES D'APPROVISIONNEMENT

3.1.1.

Rôle de la biodiversité dans la quantité de fourrage produit



La relation diversité-production a fait l'objet d'un grand débat scientifique international à partir d'expérimentations sur des prairies simplifiées (*BIODEPTH, Cedar Creek (US) et JENA (Allemagne) ; voir chapitre plaines agricoles*). Dans ces expérimentations, l'augmentation de la richesse en espèces permet d'augmenter la biomasse produite (*Hector et al., 1999*), un effet essentiellement dû à la complémentarité de niche des espèces (*Tilman et al., 2001*). Mais ces résultats expérimentaux, obtenus sur des prairies « jeunes » et simplifiées, ne sont pas corroborés par les études en prairies permanentes (*Grace et al., 2007*). Les prairies permanentes sont par définition des écosystèmes anciens, voire matures (>50 ans) pouvant accumuler de nombreuses espèces (>50 sp/m²), et comptent parmi les formations végétales les plus riches au monde par unité de surface (*Wilson et al., 2012*). Dans ces prairies, la relation diversité-production implique un réseau complexe d'interactions multitrophiques. Celui-ci est généralement moindre dans des systèmes expérimentaux récents (*Weisser et al., 2017*). La relation richesse-biomasse est vraisemblablement dépendante de l'âge des prairies (*Guo, 2007*) et pourrait n'être qu'un effet transi-

toire propres aux écosystèmes jeunes (*Thompson et al., 2005*). Ainsi, les niveaux de productions sont parfois maximums dans les prairies les plus simplifiées c'est-à-dire pauvres en espèces végétales (*Mittelbach et al., 2001*). Cette discordance de résultats peut aussi s'expliquer par l'approche essentiellement comparative en systèmes permanents, alors qu'elle est expérimentale en systèmes temporaires (*Hector et al., 2007*) et par le poids des conditions environnementales sur la productivité qui peut masquer les effets de la biodiversité sensu stricto (*Loreau et al., 2001*). Il est enfin possible que ce décalage de résultats s'explique par l'échelle spatiale à laquelle ces études ont été conduites. Des travaux prenant en compte cet effet spatial (*Gross et al., 2009*) ont montré que la relation positive entre biodiversité et production existe dans des prairies permanentes à des échelles très locales (0,01m²) alors qu'elle n'est pas détectée à l'échelle de la communauté (>100m²), sans doute car à l'échelle du voisinage des plantes, la complémentarité entre espèces peut jouer, alors qu'à celle de la communauté végétale, la production est fortement dépendante de l'hétérogénéité environnementale, masquant l'effet biodiversité.



En région Nouvelle-Aquitaine, des résultats expérimentaux proviennent de prairies temporaires (*Litrico et al., 2016; Prieto et al., 2017 ; voir le chapitre plaines agricoles*), mais aucune expérimentation similaire n'a été réalisée sur des systèmes permanents et possédant des niveaux de richesse équivalents aux systèmes semi-naturels. En accord avec la littérature internationale, des études sur les prairies du Marais Poitevin ne détectent pas de relation diversité-production à l'échelle de la communauté (*Chante-loup & Bonis, 2013*). Des travaux sur le Massif Central (*Gross et al., 2009*) ont cependant mis en évidence cet effet à l'échelle fine du voisinage des plantes : la production locale de biomasse est corrélée positivement au nombre d'espèces végétales présentes sur un quadrat de surface limitée (14*14cm), aussi bien le long d'un gradient d'intensification (fertilisation) que d'extensification. Cette corrélation est asymptotique (présentant un plateau) et montre également une baisse significative de la variabilité de la produc-

tion de biomasse à mesure que le nombre d'espèce croît. Par contre, à l'échelle des parcelles, la relation entre biomasse produite et le nombre d'espèces présentes sur cette parcelle est significative... mais négative ! Les prairies permanentes les plus productives sont aussi les moins riches, car la production de biomasse est avant tout pilotée, à l'échelle des parcelles, par les variations environnementales et les pratiques, notamment d'apports de fertilisants (azote et phosphore). Des travaux incluant des sites de Nouvelle-Aquitaine ont montré cet effet négatif des fertilisants (d'origine agricole ou atmosphérique) sur la biodiversité (*Ceulemans et al., 2014; Stevens et al., 2010*). Une étude expérimentale multi-sites (dont un site en Gironde) a par ailleurs montré ce processus dans les prairies sur sols acides, y compris pour des doses faibles d'azote, avec une importance de la forme d'azote (nitrate, ammonium) considérée (*Dorland et al., 2013*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'augmentation de la diversité végétale dans les prairies permanentes est un garant du maintien de la production fourragère. Mais cet effet n'est détectable qu'à une échelle très fine. À l'échelle des parcelles agricoles, la diversité en espèce est d'abord le reflet de l'hétérogénéité de ces parcelles, donc des conditions du sol, des pratiques, mais aussi de l'âge des parcelles. Une gestion intensive (fertilisation) des parcelles constitue une pression forte engendrant une érosion de cette diversité. En conséquence, la productivité d'une parcelle de prairie permanente est davantage le reflet des conditions locales et de la gestion, que de la diversité végétale, qui est en revanche très sensible à cette gestion. Les avantages d'une telle diversité dans la parcelle sont d'une autre nature.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (>5 études)

3.1.2. Rôle de la biodiversité dans la qualité fourragère



La question de la valeur agronomique des prairies permanentes semi-naturelles est ancienne. Elle a longtemps été basée sur la valeur supposée des espèces végétales estimée de façon empirique (Loiseau, 1988), en comparaison de celle des plantes fourragères en particulier des principales espèces semées (Ray grass, Dactyle, Trèfles, etc.) qui ont fait l'objet d'études expérimentales et de programmes d'amélioration variétales. Plus récemment, les approches fonctionnelles développées en écologie des communautés pour caractériser les traits d'espèces ont été utilisées (Lavorel et al., 2011). La valeur alimentaire des plantes est dépendante de leur digestibilité, fortement corrélée à la teneur en matière sèche des feuilles (Bruinenberg et al., 2002; Baumont et al., 2008). Les traits foliaires affectent ainsi la productivité et la qualité des espèces de prairies pour l'alimentation du bétail (Pontes et al., 2007), cette relation dépendant du stade de développement des plantes (plantule, adulte, senescence) et évidemment de l'appartenance botanique (graminées, légumineuses, autres). D'une façon générale, les espèces végétales présentant les mêmes types de traits peuvent être regroupées en «types ou groupes fonctionnels», indépendamment de leur taxonomie (Duru et al., 2008)

de sorte que l'effet de la biodiversité d'une prairie sur la qualité du fourrage peut se poser au niveau de la diversité fonctionnelle (Huyghe et al., 2008) plutôt que la diversité spécifique, du moins dans l'alimentation du bétail (Lavorel & Grigulis, 2012). L'évaluation de la valeur nutritive des prairies permanentes (souvent riches en espèces de faible digestibilité et d'apport nutritif limité) souligne l'importance de certains types fonctionnels (Duru et al., 2008). Les effets de la diversité floristique des prairies permanentes sur les caractéristiques des produits laitiers et carnés et la santé du bétail, sont plus liés à la composition botanique des herbages qu'à la diversité sensu stricto (Farrugia et al., 2008). Ainsi, la présence de plantes à forte teneur en tanins aux propriétés anti-helminthique ou anti-oxydants, ou les différences de qualités sensorielles de laits, fromages, et viandes, dépendent de fourrages de compositions et diversités différentes. Plus largement, si la diversité fonctionnelle est importante pour appréhender la valeur nutritive des fourrages, celle-ci ne se limite pas à la digestibilité (Hopkins & Holz, 2006) mais inclut d'autres propriétés et d'autres échelles, comme la diversité des types de prairies au sein d'un système fourrager à l'échelle du paysage (Gibon, 2005).



Une étude multi-sites, incluant des sites régionaux, a considéré le rôle de la diversité végétale (spécifique et fonctionnelle) sur la digestibilité des fourrages (Gardarin et al., 2014). Elle confirme le rôle majeur de l'identité des espèces (effet de la composition) qui semble induire des changements de qualité, plus que le nombre des espèces en tant que tel. Par exemple la forte digestibilité des fourrages s'explique en grande partie par leur faible teneur en matières sèches (TMS). Cette relation négative entre TMS et digestibilité est connue à

l'échelle des plantes, et permet de définir des groupes d'espèces aux deux extrémités du gradient : espèces peu digestes à fortes TMS et espèces digestes à faible TMS. L'effet au niveau de la communauté est ainsi lié à la présence d'espèces possédant certains traits et composés secondaires. Si la valeur nutritionnelle d'un fourrage est liée à sa composition botanique, ce n'est par contre pas le seul facteur explicatif. La gestion apparaît également comme un facteur de variation de la digestibilité, l'intensité de coupe par exemple (ou de



pâturage) ayant un effet positif dans cette étude (*Gardarin et al., 2014*) via le renouvellement des organes des plantes. Les jeunes repousses, plus digestes, évitent l'accumulation d'un feuillage sénescant au sein de la prairie. Ce type d'effet, dit « effet d'échantillonnage », augmente la probabilité de trouver certaines espèces à mesure que la richesse des prairies augmente. Plus que l'effet de la richesse en espèces, c'est la diversité en traits d'espèces qui explique l'effet final sur la qualité du fourrage et des produits animaux qui en dérivent.

Un autre exemple de ce type d'effet composite de la diversité végétale (effet richesse et effet d'échantillonnage combinés) est montré par une comparaison entre systèmes fourragers semi-extensifs et extensifs réalisée sur le domaine de Marcenat qui permet d'appréhender les conséquences de la diversité végétale sur la qualité du lait et des produits dérivés (*Frélin et al., 2017*). Ici le système extensif est un pâturage sur une rotation longue (4 cycles de 51 jours) et avec un chargement (exprimé en Unité Gros Bétail ou UGB) relativement faible (0,66 UGB/Ha/an) tandis que le système semi-extensif est un pâturage sur des rotations plus courtes et plus nombreuses (5 cycles de 41 jours) et un chargement modéré (1,09 UGB/Ha/an) accompagné d'une alimentation complémentaire (concentré). Ces gestions contrastées et l'histoire différente des parcelles au sein de ces deux systèmes engendrent des variations importantes au plan

de la diversité végétale : la richesse des parcelles au sein du système extensif est près de deux fois plus importante que celle des parcelles en système semi-extensif (respectivement 61,1 espèces végétales en moyenne par parc contre 38,6 espèces). L'étude montre une différence de texture des fromages liée à la plus forte proportion en acides gras du lait issu du système extensif. Cet effet est lié à une alimentation du bétail moins énergétique et plus riche en fibre (matières sèches foliaires) dans ce système. La pasteurisation du lait gomme partiellement cet effet, notamment via les communautés microbiennes sélectionnées et les propriétés sensorielles générales des fromages. Une alimentation du bétail basé sur des prairies à forte diversité végétale permet donc ainsi d'expliquer certaines différences dans les produits dérivés de l'exploitation de ces prairies. Mais la part de l'effet diversité (le nombre d'espèces) vis-à-vis de l'effet de la diversité fonctionnelle reste controversé. Les deux types de prairies diffèrent également au plan de la distribution des types fonctionnels dans les cortèges floristiques : une plus grande dominance des graminées dans le système semi-extensif (autour de 60% contre moins de 50% dans le système extensif) mais surtout une plus faible représentation des légumineuses (respectivement 5% contre 15 % dans le système extensif) pourraient également être impliqués dans ces résultats.

CE QU'IL FAUT RETENIR

La diversité végétale dans les parcelles de prairies permanentes permet de diversifier l'offre alimentaire, contribuant à la qualité fourragère des herbages. Cette qualité peut avoir des conséquences sur la production animale en améliorant la digestibilité de l'herbe, mais aussi sur les propriétés des produits laitiers dérivés. Même si tous ces mécanismes sont encore difficiles à comprendre, la diversité végétale des prairies permanentes semble bien corrélée à la qualité des productions et à la santé du bétail. La diversité entre parcelles est aussi un facteur important pouvant avoir les mêmes conséquences. Ici c'est la complémentarité des parcelles au sein d'une même exploitation qui peut contribuer à leur valeur d'usage.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (2 études)

3.1.3. Rôle de la diversité floristique des prairies pour la biodiversité associée



Les insectes floricoles sont des « pollinisateurs sauvages » qui contribuent de façon importante à la fonction de pollinisation, à côté du rôle central dévolu à l'abeille domestique. Cette fonction joue un rôle crucial pour la production végétale, notamment dans les paysages de cultures (voir le chapitre des **Grandes Cultures**) mais elle est également centrale pour la reproduction de nombreuses espèces de prairies perma-

nentes (**Bommarco et al., 2012**). Dans ce travail réalisé en Suède, le déclin des communautés de pollinisateurs est constaté depuis les années 50, concomitant avec la dominance d'une ou deux espèces (abeille ou bourdons) dans les paysages agricoles, ce qui représente une menace pour l'abondance et la durabilité de quelques espèces végétales communes des prairies permanentes (par exemple le trèfle des prés).



En Nouvelle-Aquitaine, à côté des travaux sur le rôle des éléments du paysage dans le maintien de pollinisateurs pour les grandes cultures et les services écosystémiques associés (production végétale), peu de travaux ont concerné le rôle des pollinisateurs dans le maintien d'espèces sauvages des prairies permanentes. Des travaux empiriques montrent néanmoins que la richesse en espèces végétale des prairies permanentes de moyenne montagne (Marcenat) est corrélée avec la diversité en insectes pollinisateurs (**Farruggia et al., 2016**). Sur le même site, très proche des conditions de la montagne limousine, l'importance des diptères a été démontré, par des techniques de metabarcoding de l'ADN, en tant que pollinisateurs sauvages des plantes prairiales permanentes (**Galliot et al., 2017**). Enfin, dans des prairies permanentes de systèmes de grande cultures (sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre), deux études récentes suggèrent des liens entre diversité floristique et diversité des pollinisateurs, et en retour entre pollinisateurs et communautés de plantes (**Sirami et al., 2019; LeProvost et al., 2020**).

CE QU'IL FAUT RETENIR

La diversité végétale au sein des territoires herbagers est une garantie du maintien de populations importantes de pollinisateurs sauvages. La présence des éléments semi-naturels dans les zones cultivées est par ailleurs un garant du maintien du service de pollinisation au sein des espaces agricoles. Enfin, la présence des pollinisateurs sauvages est essentielle au maintien de nombreuses espèces des prairies permanentes, notamment des légumineuses.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (~4 études)

3.2. SERVICES DE RÉGULATION

3.1.1. Maintien de la qualité et fertilité des sols, et limitation de l'érosion



La biodiversité au sein des écosystèmes prairiaux et des paysages associés a un rôle essentiel dans la production et la conservation de la matière organique au sein de divers compartiments (végétation, sol). La qualité des sols est déterminée en grande partie par les apports de cette matière organique, via la végétation, et les fonctions de recyclages, assurées par toute une gamme de cortège d'espèces animales et microbiennes. L'activité biologique des sols est tributaire de la macro- et la mésofaune, présentes dans ce compartiment, qui assurent l'incorporation et la fragmentation de la litière vers la minéralisation microbienne (**Scheu, 2003; Paoletti & Hassal, 1999**). L'examen de ces compo-

santes de l'écosystème est essentiel pour déterminer les performances des systèmes de production et leur caractère durable ou non (**Vertès et al., 2019**). Les haies peuvent être efficaces pour retenir les sols des champs qu'elles bordent, et qu'elles participent à la réduction du débit de l'eau plus bas, y réduisant ainsi l'érosion des sols (**Wolton et al., 2014**), certaines espèces étant plus efficaces que d'autres : aubépine, noisetier et chêne par exemple (**Wolton et al., 2014**). Sur deux bassins versants bretons de tailles semblables, l'un bocager, l'autre non, le débit de pointe était deux fois plus important dans le bassin versant non bocager (**Reulier, 2015; Relier et al., 2016**). Les haies hautes et moyennement



denses peuvent également servir de brise-vent pour réduire l'érosion des sols dans les paysages plats et ouverts, et ceux présentant des sols légers, par exemple

sableux ou tourbeux. Cependant, peu d'études récentes sont disponibles pour quantifier cet effet (*Wolton et al., 2014*).



Une récente revue (*Souty-Grosset & Faberi, 2019*) basée sur un site régional (Plaine Mothaise, Deux Sèvres) montre comment l'abondance et la diversité des isopodes, décomposeurs clés (parmi lesquels les cloportes) sont de bons intégrateurs à la fois des pratiques agricoles et des éléments du paysage qui affectent, en cascade la biodiversité du sol et indirectement les fonctions écosystémiques et les services assurés par ce compartiment. Prairies et bocages limitent aussi l'érosion des sols, en régulant la vitesse de l'écoulement et réduisant les risques d'incision en aval tandis que leur capacité d'infiltration, relativement importante et

stable dans le temps par rapport aux zones en culture (de l'ordre de 50 à 100 mm/h), permet de diminuer les volumes de ruissellement à l'échelle du bassin versant (*Baffet, 1984; Reulier, 2015*). Pour les transferts par ruissellement érosif concentré, l'accumulation progressive des sédiments en amont de la haie ou de la zone enherbée modifie localement la pente de manière à créer une zone d'eau calme favorable à la sédimentation. Les haies bocagères peuvent réduire les pertes de sol dans les champs en interceptant les sédiments présents lors d'écoulements d'eau et en réduisant le débit en surface (*Maleval & Pitois, 2018*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Concernant le recyclage de la matière organique, une seule étude est disponible concernant les systèmes permanents herbagers de Nouvelle-Aquitaine, mais celle-ci et d'autres études plus nombreuses sur les prairies temporaires attestent de l'importance de la biodiversité des prairies pour la qualité des sols et le maintien de la fertilité via les processus de dégradation de la matière organique. Les vers de terre, les cloportes et plus généralement la faune du sol sont étroitement liés à ces processus de recyclage. Les prairies permanentes associées aux haies limitent également l'érosion des sols.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (-4 études)

3.2.2. Stockage du carbone



Les terres agricoles jouent un rôle clé pour le stockage du carbone atmosphérique, via la nature de l'occupation du sol et des pratiques (*Schlesinger, 1999*). Si l'importance des écosystèmes herbacés tropicaux (savanes et prairies) dans ce service écosystémique a longtemps été soulignée (*Scurlock & Hall, 1998*), les prairies tempérées riches en espèces ont également un rôle crucial (*Tilman & Lehman, 2006*), « à mi-chemin » entre le stockage dans les systèmes forestiers et les terres arables ». A l'inverse des forêts, qui stockent le carbone majoritairement dans la végétation, en prairie c'est essentiellement la matière organique des sols qui joue ce rôle (*Robert & Saugier, 2003*). Associée aux éléments arborés (haies), c'est à dire à la diversité paysagère, la diversité des prairies, qui va de pair avec leur pérennité, sont donc des éléments clés de ces fonctions écologiques et de ce service (*Puydarrieux & De-*

vaux, 2013). La diversité végétale a un rôle important, en augmentant la production de biomasse racinaire et en limitant les pertes dans les horizons profonds du sol (*Steinbeiss et al., 2008*). Les interactions avec le cycle des nutriments, l'azote notamment, sont importantes, l'augmentation du CO₂ atmosphérique pouvant induire des limitations en azote dans la production des prairies. Avec les changements climatiques, ces interactions multiples sont susceptibles d'affecter la qualité nutritive des fourrages et plus globalement ce service de régulation du carbone atmosphérique (*Soussana & Lüscher, 2007*). Des résultats provenant de Grande-Bretagne, d'Allemagne et de France suggèrent que les haies peuvent stocker environ 100 t C/ha, bien que cela varie considérablement en fonction de la structure de la haie, des espèces ligneuses et de l'âge (*Wolton et al., 2014*). Pour avoir un impact significatif sur les



gaz à effet de serre, le carbone doit être emprisonné à long terme. Par des rotations, les haies peuvent être cultivées pour le bois, réduisant ainsi la demande d'utilisation de combustibles fossiles. Les haies arbustives non coupées en surface peuvent s'accumuler autour de 0,5 t C/ha/an, tandis que les rangées d'arbres peuvent accumuler plus de 3 t/ha/an. Sous le sol, les haies arbustives et les rangées d'arbres peuvent séquestrer 0,5

t/ha/an (*Wolton et al., 2014*). Bien que les arbustes et les arbres ne continuent à accumuler du carbone que s'ils sont coupés, taillés ou posés jusqu'à maturité, les sols peuvent continuer à accumuler du carbone pendant plus de 700 ans. L'intérêt des haies bocagères est désormais clairement identifié (Exemple du programme Carbocage en Bretagne).



Un important travail sur les fonctions de stockage du carbone en Nouvelle-Aquitaine est réalisé dans le cadre de l'ORE de Lusignan, concernant les prairies temporaires, leur conduite et leur durée de maintien (voire chapitre « Plaines agricoles »). Par ailleurs, une étude multi-sites associant prairies temporaires (Lusignan) et prairies permanentes de moyenne montagne du Massif central montre le rôle des prairies comme puits de carbone mais les facteurs qui conditionnent l'intensité du puits sont peu explicités (durée de la saison de végétation ; productivité, biodiversité) (*Soussana et al., 2007*). La capacité des prairies à stocker du carbone semble plus dépendante de la variabilité inter-annuelle, les prairies extensives (les plus diverses) stockant davantage en année humide (mais l'inverse est vrai en

année sèche) (*Tallec et al., 2012*). Les haies bocagères stockent plus de carbone que les terres cultivées : elles ont donc un rôle à jouer dans l'atténuation des effets du changement climatique. Le carbone est séquestré à la fois dans la croissance ligneuse au-dessus du sol et dans les racines, dans la litière de feuilles et d'autres matières organiques du sol, et sous la surface du sol. Les rangées d'arbres stockent plus de carbone que les haies arbustives : les arbres matures ont une biomasse aérienne supérieure à celle des arbustes et introduisent plus de carbone dans le sol lors de la chute de feuilles mortes et de petites branches. Le rôle positif de l'agroforesterie sur le stockage de carbone a pu être montré dans une étude comparative incluant deux sites en Nouvelle-Aquitaine (*Cardinale et al., 2018*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Le rôle des prairies permanentes dans la régulation du carbone atmosphérique est crucial et lié à la diversité de la végétation et celle des micro-organismes et de la macrofaune du sol. La pérennité de ces systèmes herbagers et leur association à des éléments structurants du paysage (haies) sont les garants d'un transfert stable de la matière organique dans le sol. Au même titre que les forêts, les paysages herbagers sont donc des éléments essentiels dans une politique de compensation des émissions des gaz à effet de serre.

[Suggestion] : *[Etudes empiriques]* (< 5 études)

3.2.3. Régulation des crues et épuration de l'eau



Les prairies, comme d'autres infrastructures écologiques (haies, zones humides, ripisylves), jouent un rôle dans l'épuration des eaux en agissant comme des zones tampons piégeant ou transformant les nutriments et sédiments. Ce rôle paysager atteste de l'importance des éléments pérennes (prairies, haies), dans la rétention des éléments polluants (azote, turbidité) pouvant impacter la qualité des eaux souterraines (*Haycock et al., 1993; Benoît & Simon, 2004*). Peu d'étude ont cependant relié cette fonction épu-

ratrice avec la biodiversité (*Chabrierie et al., 2001*). Une des rares publications combinant approche expérimentale et étude de terrain en Angleterre (*de Vries et al., 2012*) a montré que la lixiviation de l'azote était moindre sous prairies riches en espèces végétales gérées extensivement par rapport aux prairies intensives pauvres en espèces. Le marquage par l'azote ^{15}N montre une plus grande rétention d'azote dans les racines et le compartiment microbien dans ces prairies à forte diversité. Le mécanisme suggéré



est une meilleure immobilisation dans la biomasse microbienne et notamment un rôle accru de la biomasse fongique, plus importante dans les sols des prairies diversifiées. Un réseau de haies sur talus, situées dans un bassin versant de 32 ha en Bretagne, a permis de réduire de 25% à 50% les débits dans les cours d'eau à la suite de tempêtes (Merot, 1999). Les haies avaient une densité de 106 m/ha, avec 64 m/ha de haies perpendiculaires aux pentes. Des travaux supplémentaires en Bretagne, basés sur des modèles, ont suggéré que même avec une faible densité de haie de 27 m/ha, le débit annuel des cours d'eau serait réduit de 10% et que, dans le paysage considéré, l'interception globale de l'eau par les haies sur talus atteindrait probablement son maximum à une densité de haies de 60 m/ha (Viaud et al., 2005). Les principales substances à usage agricole mises en cause dans la pollution des milieux aquatiques sont les nutriments (azote et phosphore) et les produits phytosanitaires. La maîtrise des transferts de nitrate par les zones tampons repose sur deux mécanismes d'atténuation : l'absorption racinaire de l'eau et des nutriments par la végétation en place, et la dénitrification qui se réalise dans des conditions de saturation en eau. Le rôle des zones tampons est d'intercepter au mieux les eaux de ruissellement pour retenir les sédiments mais aussi limiter les possibilités d'arrachement

de particule de sol et d'incision sur le trajet de l'eau. Les zones enherbées ralentissent le ruissellement érosif diffus (érosion en nappe). Les expérimentations montrent que l'essentiel de la charge solide est intercepté dès les premiers mètres enherbés. Les haies implantées perpendiculairement à la pente peuvent générer des abattements variant de 74 à 99 % (Ouvry et al., 2012). La nature du substrat se révèle également importante : la présence de végétaux (macrophytes notamment), de sédiments fins et la richesse en matière organique seront en effet des éléments favorisant, à divers degrés, la fixation des substances phytosanitaires ou l'activité biologique nécessaire à leur dégradation (Kao et al., 2002; Margoum et al., 2003). Les prairies et le bocage ont également un rôle fondamental pour réduire les risques d'inondation. Il existe de nombreuses études montrant que les haies (et d'autres formes de bandes tampons) situées le long des cours d'eau sont susceptibles de réduire le volume d'eau atteignant les rivières, ainsi que la vitesse à laquelle cela se produit après d'importantes précipitations (Viel et al., 2014; Wolton et al., 2014). Les rangées d'arbustes ou d'arbres peuvent augmenter considérablement l'infiltration d'eau dans le sol, même en étant de faible largeur, avec un facteur de 60 à 70 fois supérieur aux pâturages de moutons compactés (Carroll et al., 2004).



En Région Nouvelle-Aquitaine, la plupart des études manipulant le compartiment microbien dans les sols de prairies ont été menées en microcosmes (voir chapitre « Plaines Agricoles »). Toutefois, les travaux menés dans le cadre de l'ORE de Lusignan (Lemaire et al., 2015; Kunrath et al., 2015) qui incluent des parcelles de prairies permanentes montrent que les risques de perte d'azote dans les eaux de drainage sont moindres sous ces couverts végétaux. En dehors des processus locaux, la dimension inter-parcelle est essentielle dans les services de régulation des flux d'eau, d'éléments dissous et transportés à l'échelle des paysages. Dans ce contexte, les bordures de parcelles, notamment les haies ont un rôle spécifique (Catalogne et al., 2016), celui de « zones tampon » (haies, bois, bosquets, fascines, talus, fossés, plans d'eau, zones humides artificielles), qui peuvent limiter les transferts de contaminants d'origine agricole vers les milieux aquatiques (Maleval & Pitois, 2018). Il a été estimé qu'une densité de haie

de 60 m/ha suffirait pour optimiser l'interception de l'eau par les haies (Viaud et al., 2005). À titre de comparaison, cette densité dans le bocage bressuirais (Deux-Sèvres) est de 120 m/ha de surface agricole utile (Morin, 2015). Les zones humides naturelles omniprésentes dans les territoires bocagers remplissent également ce rôle (revue dans Morin, 2015). Prairies et bocages ont également un rôle dans l'approvisionnement en eau pour les cultures, variant en fonction des conditions pluviométriques, de la pente et du type de haie. Les haies jouent un rôle d'abri vis-à-vis des cultures quand elles sont gérées en brise-vent : elles peuvent améliorer les rendements pour les cultures arables, de quelques pourcents à 25% dans la zone protégée par une haie. Pour les légumes et les fruits, l'augmentation de rendement peut atteindre jusqu'à 75%. De même, il est démontré que les animaux d'élevage tels que les ovins et les bovins bénéficient d'une protection contre le vent, la pluie battante et la neige grâce aux haies.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les surfaces enherbées comme les parcelles prairiales, ainsi que les éléments du paysage (fossés, haies), sont essentiels dans la régulation et l'épuration (la qualité) des eaux de ruissellement. Malgré de nombreuses études nationales, ils existent peu de résultats issus de travaux en Nouvelle-Aquitaine.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (~ 5 études)

3.3. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE BIEN : BIODIVERSITÉ HÉBERGÉE ET DIVERSITÉ DES PAYSAGES



En Europe, les prairies permanentes sont considérées comme des habitats particulièrement remarquables parce qu'ils hébergent les plus fortes richesses spécifiques au monde à des échelles locales (*Habel et al., 2013*). Une étude récente a montré que les prairies sèches d'Europe détenaient le record mondial de richesse en espèces sur des surfaces réduites (<100m²) (*Wilson et al., 2012*). La relation entre prairies permanentes et la biodiversité se décline à deux échelles. D'une part ces prairies, en tant qu'écosystèmes semi-naturels sont des refuges de biodiversité et ont de multiples effets régulateurs des cycles biogéochimiques, d'autre part ces mêmes prairies sont au cœur des problématiques territoriales et régionales, qu'elles participent à la diversité des paysages dans les paysages d'agriculture intensive ou qu'elles constituent l'essentiel des ressources fourragères et des mosaïques paysagères dans les systèmes agricoles plus extensifs. En conséquence, l'état et l'importance des prairies permanentes représentent souvent des enjeux forts, pour la conservation de la bio-

diversité comme pour la prise en compte des objectifs environnementaux dans les paysages agricoles. Si les itinéraires techniques à la parcelle, qui conditionnent l'état des écosystèmes, relèvent d'une gestion particulière au sein d'un système d'exploitation, le maintien d'une couverture significative de prairies dans les territoires, comme la configuration des mosaïques paysagères relèvent davantage d'une décision collective. Le lien essentiel entre gestion locale et aménagement du territoire est maintenant considéré notamment via le paiement vert de la Politique Agricole Commune, qui soumet les aides à la fois à l'intérêt écologique local (sites Natura 2000) et la situation régionale (ratio minimum de prairies). La mise en place de large territoires extensifs herbagers, souvent de haute valeur environnementale (*Pointereau et al., 2007*), est une composante essentielle des politiques publiques agricoles puisque cette disposition vise de fait, à concilier sur un même territoire, à la fois des enjeux de production et des objectifs environnementaux et de conservation.



Dans les systèmes céréaliers intensifs, les prairies permanentes, souvent très minoritaires en surface, abritent néanmoins une part très importante de la biodiversité, qu'il s'agisse de plantes, d'insectes ou d'araignées (*Caro et al., 2016; Bretagnolle et al., 2015; Rollin et al., 2015; Badenhauer et al., 2012; Badenhauer et al., 2009*). Les prairies jouent aussi un rôle crucial, bien que souvent indirect, pour les oiseaux (*Arroyo et al., 2003; Bretagnolle et al., 2002; Duncan et al., 1999*), ou comme milieux refuges pour les micromammifères (*Bonnet et al., 2013*). En milieu littoral, dans les Marais de l'Ouest, les prairies abritent un cortège d'oiseaux inféodés à ces milieux, notamment les limicoles (Vanneaux, barges).

Une étude menée dans les Deux Sèvres sur une communauté d'amphibiens (15 espèces) a permis de tester l'influence des caractéristiques des mares et de la composition du paysage environnant sur l'occurrence des espèces (*Boissinot et al., 2019*). La diversité des espèces est influencée positivement par la végétation du site de reproduction et la densité des étangs dans le paysage environnant. Nous avons également constaté des effets positifs des plaques de bois et des haies linéaires à petite échelle. Ces résultats soulignent que les paysages pastoraux traditionnels offrent une forte densité de sites de reproduction et d'habitats favorables à la diversité des espèces d'amphibiens.

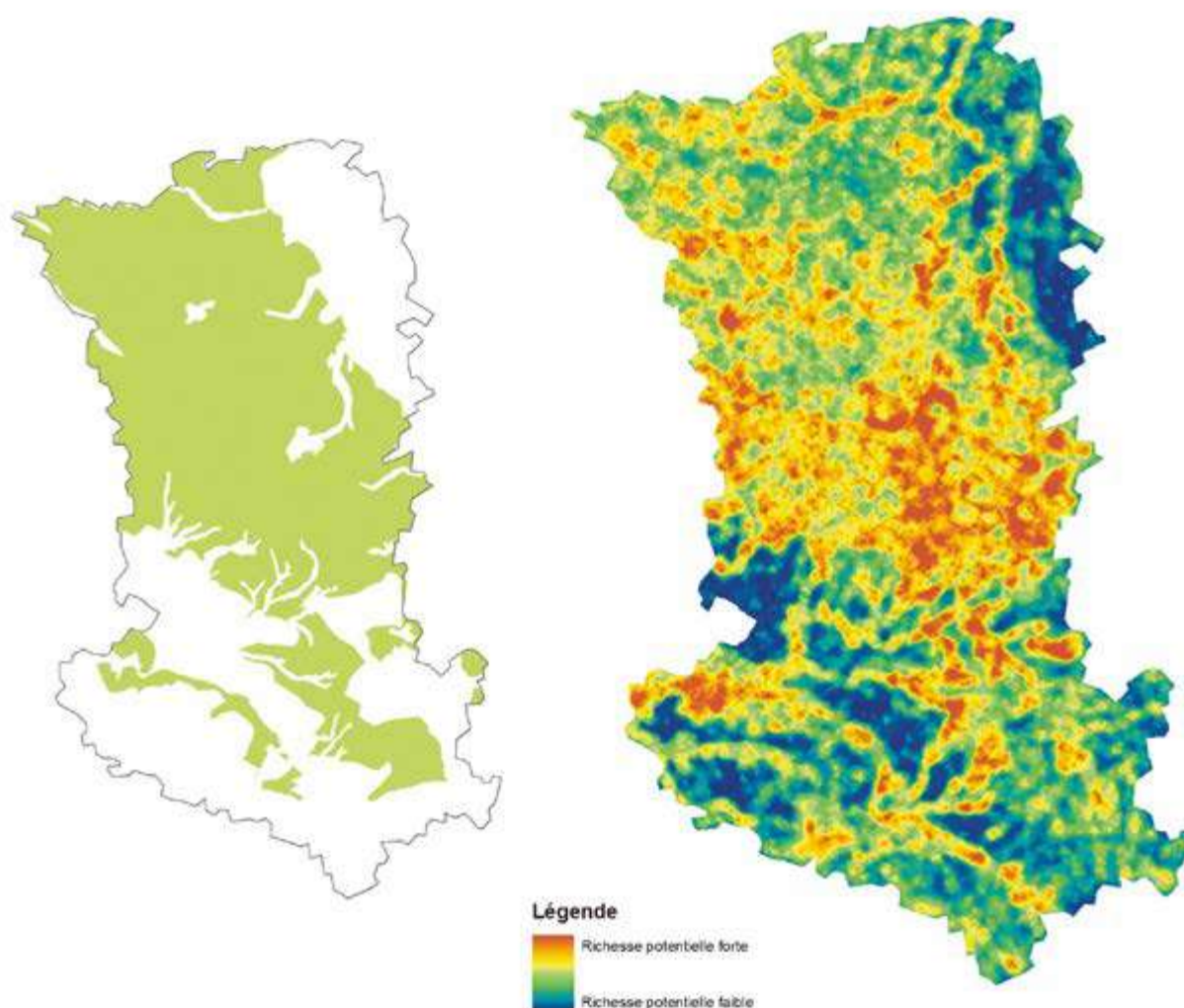
D'autres travaux menés à l'échelle des haies démontrent l'importance de la structure des milieux bordier sur la biodiversité (vertébrés et invertébrés) (*Lecq et al., 2017*). La structure de la bande enherbée est particulièrement importante en offrant de nombreux abris et des microclimats favorable (*Lourdais et al.,*

2017; Guillon et al., 2014). Les travaux de modélisation en Deux Sèvres démontent clairement le lien entre le maillage bocager et la diversité des reptiles et amphibiens (*Boissinot et al., 2013; Figure 6.9*). La modélisation de la richesse potentielle est étroitement associée aux paysages.

Les landes et les tourbières sont des milieux en forte régression à l'échelle Européenne. Les invertébrés constituent la plus grande partie de la biodiversité et peuvent apporter des informations essentielles sur l'état de ces milieux. Dans le cadre du Plan Loire Grandeur Nature, le CEBC avec ses partenaires, ont étudié les arthropodes des landes et tourbières situées en tête de bassin. Avec 256 espèces d'araignées et 101 espèces de carabes recensées, les tourbières constituent de véritables réservoirs de biodiversité (*Lagarde & Lourdais, 2010, 2013*). Ainsi, de nombreuses espèces considérées comme rares sur le plan national, sont parfois abondantes dans les sites étudiés et certaines sont spécifiquement associées aux tourbières et zones humides. De façon inattendue, des sites de faible superficie ou présentant des états de dégradation avancés sont cependant favorable à des espèces rares. Des facteurs locaux (surface et qualité de la tourbière) mais aussi régionaux (structure du paysage, morcellement des habitats, barrières forestières autour des sites) conditionnent la qualité des communautés d'arthropodes et la persistance d'espèces reliques. Ainsi, plus une tourbière est « active » et plus la proportion d'espèces spécialistes est importante.

FIGURE
5.4

La densité de haie dans le paysage est la variable qui explique le mieux la richesse spécifique à l'échelle du département (Boissinot et al., 2013). A) La trame bocagère recouvre 54 % de la surface du département des Deux-Sèvres. B) Modélisation de la richesse potentielle en amphibiens et en reptiles dans le département des Deux-Sèvres.



CE QU'IL FAUT RETENIR

Les surfaces enherbées comme les parcelles prairiales, ainsi que les éléments du paysage, sont des composantes essentielles de la biodiversité hébergée par les socio-écosystèmes prairiaux et herbagers. Les paysages de bocages jouent en rôle important dans le maintien de la biodiversité. Les travaux menés sur les amphibiens et les reptiles soulignent l'importance de la qualité des microhabitats et de l'hétérogénéité structurelle du paysage. Des résultats similaires ont été obtenues en ex-Limousin dans les travaux sur les landes et tourbières sur les communautés d'invertébrés. Les activités pastorales présentent donc un intérêt majeur en structurant les paysages et en influençant positivement la biodiversité.

[Fait établi] : [Etudes empiriques] (<10 études)

4

Les valeurs de la biodiversité dans le socio-écosystème des paysages herbagers

Dans la section précédente, nous avons recensé les connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes des paysages herbagers, incluant à la fois les enjeux à l'échelle des parcelles (la prairie permanente) et celle des paysages (mosaïque agricole et réseau bocager). Fondamentalement, ces deux niveaux coïncident avec un réseau fort d'interaction entre les systèmes écologiques et sociaux, là où s'opèrent les choix de gestion individuels (la parcelle) et collectifs (le paysage) (*Balent & Stafford-Smith, 1991*). La notion de socio-écosystème rend compte de ces interactions multiples qui influencent les dynamiques de territoires dans ses diverses composantes : la production agricole, les autres usages, la biodiversité qui en résulte ou qui, en retour, constitue la garantie de ces usages. Cette notion rend compte également des changements de paradigme qui se sont opérés autour des questions de Nature et de Conservation depuis une cinquantaine d'années (*Mace, 2014*). Si la conservation fût abordée centrée sur les espèces et les habitats, puis sur la prise en compte des processus écologiques, et donc des services, la considération des interactions entre l'écologique et le socio-économique marque un tournant vers une approche scientifique, mais surtout dans l'approche scientifique nécessairement interdisciplinaire.

S'agissant des services écosystémiques, il subsiste de nombreuses incertitudes sur les liens entre pratiques, processus et services (*Duru et al., 2015*). Si, à la valeur intrinsèque des milieux se substitue de plus en plus la notion de valeur d'usage, lesdits services sont d'autant plus difficiles à quantifier en tant que tels, à mesure qu'ils s'éloignent des processus (la production de biomasse) pour considérer des dimensions culturelles ou récréatives. Les valeurs marchandes et non marchandes sont au cœur de ce processus d'évaluation pluridisciplinaire.

4.1. VALEURS MARCHANDES DE LA BIODIVERSITÉ DES PAYSAGES HERBAGERS



De nombreux travaux soulignent les antagonismes production-biodiversité. Une conséquence consiste à séparer les enjeux de conservation et de production (compromis « land sparing/sharing ») sur un même territoire (*Green et al., 2005*). De nombreux travaux (*Green et al., 2005; Fischer et al., 2008; Phalan et al., 2011*) se penchent sur le bien fondé de ce principe (dit de « land sharing ») dans la mesure où une autre option, visant à concentrer une agriculture intensive sur de petits territoires pour laisser des espaces naturels non exploités ailleurs est parfois proposée. L'option de concilier biodiversité et production agricole, si elle correspond davantage à notre modèle agricole français et européen, ne peut cependant fonctionner que si elle atteint effectivement ce double objectif, ce qui est loin d'être acquis (*Kleijn et al., 2011; Pe'er et al., 2014*). Une des solutions pour cette coexistence réside dans le niveau d'hétérogénéité qui semble être une variable clé dans la biodiversité des terres agricoles (*Benton et al., 2003*). Cette question de la dualité des enjeux et de la valorisation marchande se pose au niveau des parcelles agricoles, où il y a nécessité de maintenir de la diversité pour la qualité des produits (et la durabilité des systèmes, assurance aux risques climatiques). Même si la relation de cause à effet a parfois été démontrée, l'analyse

n'a pas été réalisée jusqu'à la quantification des bénéfices économiques pour l'agriculteur dans les paysages herbagers. Par ailleurs, la diversité paysagère engendre une diversité d'espèces (faune et flore) qui concerne tous les groupes taxonomiques (oiseaux, mammifères, invertébrés etc.). Ces espèces peuvent également influencer le revenu agricole directement (production de bois issu des haies, agroforesterie intra-parcellaire) ou indirectement (pollinisateurs, régulation des ravageurs) même si là encore l'évaluation financière est rarement faite. Mais ces espèces sont aussi à la base d'autres usages qui représentent une autre valorisation marchande possible : activités récréatives (chasse, pêche, tourisme) dont les retombées économiques sont à quantifier, ressources alimentaires (fruits, champignons et cueillettes diverses). Outre ces usages, ces espèces et leurs habitats agricoles représentent un enjeu considérable pour la conservation de la Nature en région, mais aussi en Europe. Un tiers des sites désignés dans le cadre de la Directive habitat (réseau Natura 2000) sont ainsi des espaces à vocation agricole. C'est sur ce patrimoine naturel que repose par ailleurs un aspect essentiel des labellisations sur la qualité environnementale des produits et des territoires (exemple des Parcs Naturels Régionaux).



Une analyse des tendances sur les Oiseaux d'eau dans le Marais Poitevin, incluant une partie des usages (agricoles, chasse) a été réalisée dans les années 1990, notamment en confrontant les enjeux agricoles (prairies versus cultures, remembrements, irrigation, drainage) et les enjeux économiques liés à la biodiversité, comme la chasse (*Duncan et al., 1999*). L'intérêt de l'approche paysagère a aussi été montré dans le marais Poitevin pour faire coexister production agricole et maintien des populations d'oiseaux (*Sabatier et al., 2014*) au sein d'un même territoire. L'arrangement spatial dans le sens de la compensation plutôt que la complémentarité des modes d'occupation et

des régimes de gestions permet ainsi d'améliorer les performances écologiques d'un paysage sans altérer la production agricole. Dans le Parc Naturel du Médoc, une opération de maintien et de reconquête des prairies permanentes (*DOCOB Marais de Médoc, 2011*) a été initiée sur les Marais de l'estuaire de la Gironde dans le but de conserver des espèces et des habitats d'intérêt communautaire et de préserver des fonctionnalités des milieux humides et d'amélioration de la qualité des eaux. Cette initiative s'appuie sur une démarche MAEC « systèmes herbagers » dans le périmètre d'application des sites Natura 2000.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les prairies permanentes, les haies et la biodiversité associée ont de multiples bénéfices économiques ou marchands, mais ceux-ci ont fait l'objet de très peu d'études en Région Nouvelle-Aquitaine.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (2 études)

4.2. VALEURS CULTURELLES ET PATRIMONIALES DES PAYSAGES HERBAGERS



Les modifications d'usage des terres ont probablement l'effet majeur sur les écosystèmes (*Sala et al., 2000*), bien avant le changement climatique et les pollutions. Parmi les écosystèmes les plus susceptibles d'en subir les impacts, les prairies semi-naturelles tempérées sont considérées comme des écosystèmes particulièrement menacés à l'échelle du globe (*Hoekstra et al., 2005*). Pourtant, ces milieux sont maintenant considérés comme absolument nécessaires pour la conservation de nombreuses espèces menacées, qu'il s'agisse d'oiseaux, de plantes, d'insectes etc. (*Brennan & Kuvlesky, 2005; WalliesDeVries et al., 2002*). Au-delà des notions de « cadre de vie », « patrimoine », « service », qui peuvent qualifier les bénéfices socio-culturels de la biodiversité, la multiplicité des formes de vie végétales et animales joue un rôle existentiel pour les êtres humains et les sociétés. Le « sentiment très fort d'unité avec la nature » est l'influx sensoriel en provenance de celle-ci qui a donné à la conscience un caractère particulier, « un élément esthétique » (*Denton, 1993*). Ces fortes interrelations entre les communautés humaines, les êtres vivants, les éléments naturels fondent les motivations artistiques et esthétiques des êtres humains (*Denton, 1993*). Bernie Krause, bioacousticien, parvient à la même conclusion à propos de l'invention des premiers instruments de

musique, permettant de prolonger les riches expériences sensorielles issues des paysages sonores du quotidien (*Krause, 2012*). Ce n'est pas en tant que données environnementales objectivées que la biodiversité affecte la perception humaine et devient univers de valeurs, ni en tant que ressenti subjectif ; l'ensemble des formes de vie constitutives d'un terroir prend sens pour les êtres humains en tant que « monde perceptif » dans une tension continue entre l'objectif et le subjectif, un processus qu'Augustin Berque nomme « trajection » (*Berque, 2018*). Le monde perceptif se fonde sur un entrelacs de sensibilités collectives (esthésies), de sensibilité individuelle (esthesis), d'interactions concrètes dans des lieux de vie (*Pignier, 2017*). Ainsi la résistance au changement dans la société contemporaine a à voir avec une sorte d'anesthésie, c'est-à-dire de privation des facultés de sentir, issue de plusieurs siècles de réduction de sens accordé au vivant et à la nature (*Pignier, 2017*). Les pratiques agricoles conventionnelles industrielles illustrent cette dynamique anesthésiante transsectorielle dans la mesure où elle concerne aussi l'architecture, les transports, la culture. Longtemps fondée sur la conquête de l'espace agricole, l'agriculture industrielle conventionnelle a entraîné une dégradation des paysages sonores, olfactifs, visuels en combattant la végétation et la faune



« spontanées » mais aussi les bactéries du sol. Cette dynamique invitait à ne plus percevoir la biodiversité ou à la percevoir comme obstacle et sans intérêt s'est accompagnée d'une coupure sensible grandissante entre la vie humaine et la multiplicité des êtres vivants. Plus récemment, davantage de valeurs fonctionnelles, pratiques, marchandes ont été accordés à la biodiversité, mais sans

perception symbolique et sensible pour autant. Majoritairement, les agricultures paysannes, plus ou moins spécifiques selon les lieux, selon les cultures culturelles et culturelles sont toutes fondées sur des ajustements sensibles, concrets, pratiques et intelligibles avec la multiplicité des êtres vivants relative à des lieux (Pignier, 2017).



Parmi les lieux de la Nouvelle-Aquitaine façonnés par le bocage, on compte l'ex-Limousin. Ce dernier a fait l'objet d'études ethnologiques et ethnographiques qui ont questionné la perception symbolique de la flore spontanée liée à la haie bocagère, aux champs, aux prés et aux chemins. Les résultats montrent un décalage profond de mondes perceptifs entre le mouvement d'anesthésie présent dans l'agriculture conventionnelle industrielle et le lien au vivant dans l'agriculture paysanne. De multiples essences (aubépines, noisetier, sorbier, églantier, etc.) font au XXe siècle l'objet de rituels et d'autres activités symboliques au rythme des saisons (Delpaste, 2000). Entre autres, la cueillette des herbes de la Saint-Jean, quand le soleil atteint son paroxysme, le 23 juin (Robert, 1996). Elle a lieu avant le lever du soleil, la temporalité manifestant un rapport cosmique aux plantes « sauvages ». Cette cueillette exprime un sentiment d'appartenance à la Terre, à une altérité de laquelle les humains émanent mais dont le pouvoir les dépasse. En choisissant les essences multiples, en les associant sous forme de bouquets suspendus aux portes des habitations, les humains célèbrent une interrelation avec un vivant dont ils souhaitent s'attirer la bienveillance. La manifestation d'un lien cosmique au lieu de vie, au vivant se retrouve également dans la relation aux abeilles (Laucournet, 1995). Les pratiques considérées et les témoignages recueillis des paysans-apiculteurs et habitants apiculteurs non professionnels attestent une attitude de contemplation des abeilles élaborant le miel. L'apiculture, vécue ainsi, se rapproche d'un rite, plus profonde et plus ancrée symboliquement que la seule perception utilitariste. Les formes de vie végétales associées à l'existence quotidienne sont

considérées comme partenaires de l'humain, non comme simples ressources à exploiter. Enfin, une étude éco-sémiotique liée au convivialisme paysan contemporain circonscrite à une trentaine d'agriculteurs de Nouvelle-Aquitaine (Charente, Haute-Vienne, Corrèze, Creuse et Vienne) qui se définissent comme paysans met en exergue le lien éthique qu'ils tissent avec la multiplicité des espèces végétales cultivées et la richesse floristique, faunistique de leur lieu de vie (Pignier, 2019). Faisant l'hypothèse que les gestes et les pratiques manifestent et génèrent des manières d'être au terroir, l'éco-sémiotique croise une démarche implicative avec des temps d'imprégnation et une démarche d'observation des éléments qui manifestent la relation au vivant. Faire avec le vivant, designer avec le vivant plutôt que le contrôler, le programmer, telle est la visée éthique avec laquelle les paysans consultés dessinent leur projet coopératif. Pour cela, ils cultivent des semences paysannes, façonnent un paysage diversifié, ouvrent leur porte à d'autres – paysans, particuliers –, leur expliquent comment produire leurs graines, comment les conserver, présentent la diversité des variétés cultivées notamment pour les céréales. Chacune a son histoire, chacune a un nom dont la portée phénoménologique fait sens pour la mémoire collective ; la semence paysanne se cultive en relation étroite avec des gestes culturels, des langues, des histoires » (Pignier, 2019). L'étude montre comment le métier du paysan convivialiste crée du lien entre les agriculteurs et les citoyens en invitant, par le partage et l'ouverture, à une transition culturelle permettant possiblement de sortir de l'anesthésie et d'aller vers une forme de résilience.

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'agriculture industrielle conventionnelle prise dans une dynamique de coupure avec le vivant a entraîné une dégradation des paysages sonores, olfactifs et visuels. Aujourd'hui, davantage de valeurs fonctionnelles, pratiques et marchandes sont conférées à la biodiversité. Les agricultures paysannes se fondent majoritairement sur un ajustement au vivant appréhendé comme partenaire. Une forme d'agriculture paysanne convivialiste contemporaine se développe sur le territoire régional. Elle se fonde sur le partage, la coopération entre paysans et citoyens, sur le lien éthique et culturel à la biodiversité considérée comme indispensable au mieux-être individuel et collectif.

[Suggestion] : [Etudes empiriques] (>5 études)

5

État de la biodiversité dans le socio-écosystème des paysages herbagers

5.1. EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA BIODIVERSITÉ : FERTILISATION, PRESSION DE PÂTURAGE



De très nombreuses études ont été menées sur l'effet des pratiques agricoles en prairies sur leur biodiversité. A l'échelle des parcelles prairiales, la biodiversité est le reflet direct du milieu et des pratiques (Jacquemyn *et al.*, 2003; Mauchamp *et al.*, 2016; Klimek *et al.*, 2007; Stevens *et al.*, 2016) et repose sur un équilibre entre intensité de pâturage ou de coupe et fertilité des parcelles (Hansson & Fogelfors, 2000). Entre une situation de sur-exploitation induisant une forte mortalité des espèces par pâturage, piétinement, au profit de quelques espèces tolérantes, et une sous exploitation qui peut conduire à la fermeture du milieu, son enrichissement et la disparition d'espèces par la compétition (DeMalach *et al.*, 2017; Dupré & Diekmann, 2001; Julien *et al.*, 2006), la diversité végétale est généralement maximale en situation intermédiaire, souvent soutenue par des processus d'hétérogénéité intra-parcellaire (Deleglise *et al.*, 2011; Harrison *et al.*, 2003). La situation « intermédiaire » entre une gestion intensive et une pression trop faible des pratiques conduisant à un quasi-abandon constitue donc une situation optimale souvent préconisée dans la gestion extensive à finalité conservatoire (Welch, 1990; Olf *et al.*, 1998). Cette situation coïncide généralement aussi, pour des relations causales (plante hôte) ou de convergence d'effets (hétérogénéité structurale), aux optimum de diversité de beaucoup de groupes d'invertébrés (Dumont *et al.*, 2009; Fournier *et al.*, 2016; Jo-

hansen *et al.*, 2019; Pozzi & Borchard, 2001; Salamon *et al.*, 2004). L'intensification des pratiques agricoles est observée à l'échelle mondiale (Foley *et al.*, 2005), traduisant une perte d'habitat, une hétérogénéité réduite du paysage et une connectivité altérée (Stoate *et al.*, 2001). Un déclin massif de la biodiversité des terres agricoles est avéré (Krauss *et al.*, 2010; Robinson & Sutherland, 2002) et la compréhension du rôle des agrosystèmes pour la conservation de la biodiversité revêt désormais une importance cruciale (Fahrig *et al.*, 2011; Squires *et al.*, 2018). En Europe occidentale, les paysages de bocage traditionnels sont constitués de réseaux de structures linéaires (haies) et de mosaïque de pâturages, de champs cultivés, d'étangs et de petits bois, offrant une diversité de zones de contact (écotones) et de corridors (Baudry *et al.*, 2000; Bennett, 1998). Les paysages de haies sont propices à une vaste diversité d'organismes aux affinités écologiques contrastées, comprenant à la fois des vertébrés et des invertébrés (Boughy *et al.*, 2011; Hinsley & Bellamy, 2000; Michel *et al.*, 2007; Quin & Burel, 2002). Cependant, ils ont été profondément affectés par l'intensification de l'utilisation des terres depuis la Seconde Guerre mondiale (Robinson & Sutherland, 2002). Un déclin synchronique a été signalé dans la biodiversité et notamment dans la population d'oiseaux, en relation avec la perte de haies vives (Chamberlain *et al.*, 2000; Cornulier *et al.*, 2011).



Des travaux expérimentaux menés sur différents sites en Europe (dont un site en Gironde) montrent l'effet négatif des fertilisants sur la diversité végétale (Ceulemans *et al.*, 2014; Stevens *et al.*, 2010). Ce processus est sensible même avec de faibles doses d'azote (inférieures à une fertilisation agricole moyenne) sur les sols acides (Dorland *et al.*, 2013). Il s'explique par une mobilisation des ressources par les espèces végétales les plus productives qui sont susceptibles d'éliminer par compétition un ensemble d'espèces à plus faible biomasse. Par contre, une étude empirique sur les sols calcaires suggère que les premiers effets de la fertilisation sur la diversité végétale ne se font ressentir que pour des doses plus importantes (Alard *et al.*, in review). Sur ce type de milieu, le facteur limitant est avant tout lié aux ressources hydriques des sols, réduisant le pouvoir limitant de la fertilisation. En outre, l'azote

est plus facilement lessivé sur les sols calcaires. La fertilisation n'est par ailleurs pas toujours bien valorisée par la végétation et doit par conséquent être raisonnée et non systématique. Ainsi, dans le marais poitevin, la fertilisation peut être optimisée sur le plan agricole et environnemental, en évitant de trop forts apports en conditions climatiques extrêmes (excès ou déficits hydriques), qui sont peu propices à une bonne valorisation par le couvert végétal (Bonnis *et al.*, 2008).

Concernant le rôle du pâturage, une étude multi-sites montre son rôle sur la construction de l'hétérogénéité à grain fin ou grossier, et le rôle de la productivité pour expliquer la relative stabilité à ces deux échelles (Dumont *et al.*, 2012). Sur les prairies du Marais Poitevin, ces effets du pâturage sur l'hétérogénéité et la diversité végétale s'expriment aussi bien sous pâturage bovin ou équin, et à des échelles



finies (*Marion et al., 2010*). Sur le même secteur, une étude a par ailleurs montré que le pâturage mixte (bovin et équin) était susceptible de produire les couverts végétaux les plus riches en espèces et les plus hétérogènes (*Loucougaray, 2004*). À l'inverse, la cessation du pâturage dans les prairies humides du marais poitevin se traduit par une expansion d'espèces clonales et compétitives (*Amiaud et al., 2008*). Les conséquences du pâturage sur l'hétérogénéité des couverts végétaux semblent également affecter les communautés microbiennes du sol. Ainsi, toujours en marais poitevin, l'activité de minéralisation

de l'azote augmente avec la pression de pâturage en conditions méso-hygrophiles (*Rossignol et al., 2006*). Les landes et les tourbières sont des milieux en forte régression à l'échelle Européenne. La gestion de ces milieux naturels remarquables doit passer à la fois par la restauration des sites (pâturage notamment) et par le contrôle de l'occupation de l'espace à l'échelle du paysage alentour. La restauration des relations écologiques et fonctionnelles entre les sites tourbeux semble essentielle pour la dynamique des communautés qu'ils hébergent.

CE QU'IL FAUT RETENIR

La fertilisation des prairies permanentes appauvrit les cortèges floristiques au profit des espèces fourragères productives. Par ailleurs, l'intensification des pratiques simplifie le contexte paysager des parcelles, en supprimant les sites de reproduction et les habitats pour une multitude d'espèces de vertébrés et d'invertébrés dont les rôles écologiques peuvent être cruciaux (régulateurs). Le pâturage a un effet contradictoire : à faible intensité, il entretient les mosaïques de végétation favorables à la biodiversité, en particulier dans les milieux sensibles à la dynamique d'enfrichement. Par contre le pâturage intensif, en produisant surconsommation et piétinement, peut altérer la survie d'espèces non tolérantes.

[Suggestion] : *[Etudes empiriques]* (<10 études)

5.2. FRAGMENTATION ET SIMPLIFICATION DES PAYSAGES



Malgré l'intérêt reconnu des prairies permanentes pour la conservation de la biodiversité (*Duffey et al., 1974; Dengler et al., 2014*), ces milieux ont fortement diminué à l'échelle des territoires agricoles, en France et en Europe au cours des 50 dernières années. Ainsi entre 1967 et 2007, environ 7 millions d'hectares de prairies permanentes ont été perdus en Europe, avec des disparités nationales importantes (*Huyghe et al., 2014*). La France se situe dans le peloton de tête de cette dynamique d'érosion des systèmes herbagers, avec la Belgique, l'Italie et les Pays Bas (déclin des surfaces supérieur à 30%) quand d'autres pays ont conservé voire augmenté leurs surfaces herbagères (Espagne, Royaume Uni). Les disparités géographiques de ces dynamiques se retrouvent à l'échelle des pays (*Blackstock et al., 1999*) mais aussi au niveau intra-régional. L'utilisation des sols par l'homme a des répercussions majeures sur la fragmentation de l'habitat et la connectivité modifiée entre les parcelles d'habitats naturels, altérant les mouvements des organismes et le flux

génétique, ce qui affecte la dynamique des populations (*Crawford et al., 2016*). L'hétérogénéité du paysage est une autre composante cruciale (*Benton et al., 2003*) et des études récentes ont montré que la biodiversité répond à la complexité structurelle et compositionnelle du paysage (*Benton et al., 2003; Tews et al., 2004*), y compris à l'échelle du microhabitat qui peut conditionner la persistance des espèces (*Smith et al., 2017*). L'intensification en cours des pratiques agricoles observées à l'échelle mondiale (*Foley et al., 2005*) affecte généralement ces différentes caractéristiques du paysage, se traduisant par une perte d'habitat, une hétérogénéité réduite et une connectivité modifiée (*Stoate et al., 2001*). Au plan des écosystèmes prairiaux, une attention particulière a été portée sur les conséquences de la fragmentation des paysages, mettant en évidence un effet sur les processus d'insularisation des milieux herbacés (*Cousins et al., 2003; Eriksson et al., 2002*). Les mécanismes de dette d'extinction dans les milieux fragilisés peuvent apparaître, à savoir une ré-



ponse retardée des compartiments biologiques aux changements paysagers, lesquels affectent la diversité spécifique comme infra-spécifique ou génétique des espèces (Reish et al., 2017; Parker & MacNally, 2002). Dans la mesure où les facteurs limitant la re-

conquête après fragmentation semblent être liés à la dispersion et la disponibilité en propagules pour les plantes, l'enjeu de la gestion de la biodiversité à l'échelle du paysage apparaît de plus en plus évident (Gibon et al., 2004).



Chez les invertébrés, une réduction drastique de la biomasse et de l'abondance des insectes est associée à la destruction des marges de haies herbacées (Ouin & Burel, 2002). L'homogénéisation du paysage peut également entraîner le remplacement d'espèces, avec la disparition d'espèces spécialisées au profit du généraliste, comme cela a été démontré chez les insectes et les mammifères (de la Peña et al., 2003). Un déclin des populations de reptiles a pu être mis en évidence en relation avec la dégradation des habitats et la perte de haie (Boissinot et al., 2015). Les amphibiens sont particulièrement vulnérables à la perte et à la fragmentation de leur habitat avec la formation de petites populations isolées et de la perte de diversité. Plusieurs études ont été menées sur ce groupe pour clarifier les facteurs qui affectent la diversité et les flux des gènes. À l'échelle régionale, un effet négatif de la simplification des paysages a été détecté sur la structure génétique des populations (Costanzi et al., 2018). Le triton marbré, *T. marmoratus* a été étudié dans la trame bocagère

des Deux Sèvres (Quiquempois, 2016). Alors que la partie nord de la zone d'étude présente des réseaux de haies préservées la partie sud a été et profondément converties en culture intensive. Les résultats soulignent une intensification récente des pratiques dans le sud sur *T. marmoratus* avec une dérive génétique et une perte de connectivité (Gauffre et al., in prep).

La qualité des sites tourbeux est en étroite relation avec la dynamique naturelle de la végétation et avec les activités humaines. Il s'avère également que la structure du paysage est importante et que les plantations forestières peuvent constituer des barrières pour certaines espèces (Lagarde & Lourdaïs, 2010, 2013). De telles contraintes affectent les échanges populationnels et augmentent les risques d'extinctions locales en empêchant la libre migration et la colonisation des sites vacants. La restauration par pâturage permet de réactiver de façon remarquable ces espaces instables.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les prairies permanentes et les haies ont de multiples rôles écologiques (régulation des débits d'eau, brise-vents, fertilité des sols, etc.) démontrés dans de nombreuses études régionales mais qui n'ont pas fait l'objet d'études approfondies en Nouvelle-Aquitaine. Certains résultats du chapitre « Grandes cultures » sont néanmoins transposables ici. La perte de connectivité dans les systèmes bocagers a de profondes répercussions sur la diversité des vertébrés. Les populations font face à des problèmes d'isolement et des risques de dérives génétiques. Des résultats équivalents ont été obtenus sur les communautés d'invertébrés dans les paysages de tourbières.

[Présomption] : [Etudes empiriques] (<10 études)

5.3. EFFETS DU CHANGEMENT GLOBAL : CLIMAT, POLLUTION, ESPÈCES EXOTIQUES ENVAHISSANTES



Le changement climatique affecte la végétation de diverses façons, et a des conséquences sur la diversité et la distribution des espèces (*Parmesan 2006*). Les effets sur la productivité (*Hall & Scurlock, 1991*), le fonctionnement des sols (*Jamieson et al., 1998*) et les compositions spécifiques (*Duckworth et al., 2000; Sternberg, 1999*) ont été soulignés, dans le sens d'une baisse de la production, des changements attendus des dynamiques de minéralisation de l'azote et des cortèges floristiques. Les approches utilisées relèvent soit d'études empiriques sur des gradients géographiques, soit de

modélisation (*Hunt et al., 1991*). A côté de ce changement majeur, la pollution par dépôts d'azote atmosphérique est une composante souvent sous-estimée de l'impact des changements globaux sur la biodiversité dans les écosystèmes (*Sala et al., 2000*). Dans les milieux herbacés, les dépôts d'azote atmosphériques sont perçus par les gestionnaires comme une menace potentiellement élevée pour la biodiversité (*Bobbink et al., 2010; Stevens et al., 2010*), et la forme chimique du dépôt revêt une importance certaine.



En Nouvelle-Aquitaine, des travaux expérimentaux sur les pelouses calcaires ont montré les impacts du changement climatique sur la végétation et la nécessité d'adapter les pratiques de gestion de ces écosystèmes fragiles de haut intérêt patrimonial pour maintenir les niveaux de diversité actuels (*Maalouf et al., 2012*). Il a été en effet montré dans les prairies acides de Gironde que l'apport en azote oxydé à des doses comparables à une pollution atmosphérique (<15kg/ha/an) augmentait la biomasse graminéenne alors que l'apport en azote réduit diminuait cette même biomasse (*Dorland et al., 2013*). Plus généralement, les espèces herbacées dicotylédones non légumineuses sont particulièrement sensibles aux dépôts azotés, puisque leur biodiversité diminue avec l'intensité de ces dépôts (*Stevens, 2011*). A l'échelle de l'Europe atlantique, la richesse spécifique des prairies acides diminue clairement avec l'intensité des

dépôts d'azote atmosphérique (*Stevens et al., 2010*). Dépôts d'azote atmosphériques et changements climatiques doivent être considérés en interaction. L'action conjuguée de ces deux phénomènes sur les prairies acides subalpines pyrénéennes modifie la composition végétale et augmente la richesse en plantes vasculaires (*Boutin et al., 2017*). A l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine, les groupements herbacés du sud-aquitain ne montrent que peu de variations temporelles, en cohérence avec une relative stabilité temporelle en terme de climat et de dépôts d'azote atmosphériques, alors que la composition des groupements en nord aquitaine varie sensiblement avec le temps, en relation avec des changements importants à la fois en terme de dépôts d'azote et de climat (*Gaudnik et al., 2011*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les changements globaux affectent la dynamique, la structure et la composition des prairies permanentes et des parcours en Nouvelle-Aquitaine. Le changement climatique a un impact sur la végétation des pelouses calcaires, lors des épisodes de sécheresse estivale. Ces habitats qui abritent une diversité considérable et constituent des habitats d'intérêt communautaires doivent être gérés de façon adaptée. Le réchauffement climatique peut agir en synergie avec les effets des pollutions atmosphériques, notamment les dépôts d'azote atmosphérique. En moyenne montagne notamment, ce double effet a pour conséquence la banalisation des milieux agro-pastoraux.

[Tendance] : *[Etudes empiriques]* (6 études)

6

Note sur la gouvernance de la nature dans les socio-écosystèmes herbagers

Le Paiement vert de la Politique Agricole Commune est l'un des critères du verdissement de la PAC (2015-2020) qui vise à la protection des prairies permanentes, landes et estives. Une composante spatiale vise le maintien d'une proportion de prairies permanentes avec le suivi, au plan régional, de la part des surfaces herbagères dans la SAU, et l'objectif de maintenir un ratio régional minimum de référence (calculé en 2012). Au-delà d'un taux de dégradation du ratio de plus de 2,5 %, les conversions de prairies permanentes en labours sont soumises à autorisation administrative, et seront interdites si cette dégradation dépasse les 5 %, avec éventuellement obligation de réimplantation de prairies permanentes pour restaurer ce ratio. Une composante patrimoniale vise la préservation des surfaces herbagères permanentes dites « sensibles » du point de vue des enjeux de biodiversité, en particulier sur les sites désignés au titre du réseau européen « Natura 2000 ». Il s'agit par exemple des prairies humides de l'estuaire de Gironde, du Marais Poitevin, ou des zones de moyennes montagne (Limousin) ou d'estives (Pyrénées Atlantiques), toutes zones incluses dans le périmètre de désignation des zones Natura 2000 au titre des directives Européennes « Habitats » et « Oiseaux ».

Toujours sur le plan Européen, le réseau Natura 2000 regroupe deux directives, la directive « Oiseaux » de 1979, et la directive « Habitats » de 1992 qui vise la création d'un réseau écologique européen constitué de zones spéciales de conservation (ZSC) dédiées à une gamme large d'habitats naturels et d'espèces menacées, non prises en comptes dans la directive « Oiseaux ». En Nouvelle-Aquitaine, le réseau Natura 2000 couvre environ 10000 km² soit 12,5 % du territoire régional répartis de façon quasi équivalente entre surfaces en ZSC et en ZPS. Les habitats de lande et de prairies représentent près du tiers des sites de ce réseau qui font pour la majorité, l'objet d'un document d'objectif ou DOCOB valant plan de gestion. La typologie et la cartographie des habitats d'intérêts communautaires (HIC), a été réalisée en grande partie sous l'égide des Conservatoires Botaniques Nationaux, suite à des travaux phytosociologiques couvrant les habitats régionaux de pelouses sèches (Boullet, 1984, 1986) prairies humides (de Foucault, 1984; de Foucault & Catteau, 2012) et marais littoraux (Amiaud et al., 1998; Bouzillé et al., 2001). Ces travaux ont permis de répertorier les grands types d'habitats agro-pastoraux de la région. Il s'agit pour l'essentiel des prairies subhalophiles (Beudin, 2016), des prairies alluviales des grandes vallées (Beudin et al., 2016; Caillon et al., 2013), des pelouses acides (Le Fouler et al., 2013), des pelouses calcicoles

(Fy & Bissot, 2014; Le Fouler, 2013; Vial et al., 2018). Ces habitats d'intérêt écologique constituent des priorités de conservation, via des programmes dédiés ou dans le cadre de politiques publiques (MAEC-PAC). En région, ce sont les Conservatoires d'Espaces Naturels (CEN) qui ont en charge la politique de gestion conservatoire des habitats remarquables qui peut passer par l'acquisition foncière, la gestion directe ou déléguée (CEN, 2004) via le conventionnement avec des agriculteurs locaux dans le cadre des MAEC et/ou des groupements pastoraux. Le réseau Natura 2000 a également fait l'objet de cartographies fines permettant une localisation des enjeux, comme par exemple dans le Marais Poitevin, ou les durées d'inondations et d'engorgement des sols conditionnent fortement la biodiversité (Rapinel et al., 2015, 2018a, 2018b), travaux mobilisés dans le contexte de suivi des sites Natura 2000 (Rapinel et al., 2018c; Cazals et al., 2016).

En France, la Loi d'avenir du 13 octobre 2014 a instauré les Groupements d'intérêt économique et environnemental (GIEE), des collectifs d'agriculteurs reconnus par l'État suite à un appel à projets régional, qui s'engagent dans un **projet pluriannuel de modification ou de consolidation de leurs pratiques en visant la triple performance économique, environnementale et sociale. Ils constituent l'un des outils structurants du projet agro-écologique pour la France.** En Nouvelle-Aquitaine, 97 GIEE sont déclarés parmi lesquels une faible proportion (4 sur 97) sont orientés préférentiellement sur la « filière élevage ». Par ailleurs les associations foncières pastorales (AFP) et les groupements pastoraux (GP) constituent des instruments d'action privilégiés en matière de gestion foncière et d'aménagement, d'entretien et de valorisation de l'espace rural et montagnard. Il s'agit d'une part de valoriser et d'entretenir les espaces naturels, par la remise en place d'une activité pastorale et d'autre part d'aider à l'installation ou à la conversion de nouveaux éleveurs en offrant une gestion intégrée de l'espace pastoral et forestier, prenant en compte l'accès aux ressources, la gestion de l'eau et de la fréquentation touristique. Ces outils constituent un cadre adapté pour l'installation et le maintien agricole en zone difficile, par exemple pour l'organisation collective du gardiennage dans les secteurs à risque de prédation par les grands carnivores (loup, ours) soutenue dans le cadre du Plan de Développement Rural (PDR) de Nouvelle-Aquitaine. Ainsi dans le secteur des **Pyrénées atlantiques** (Basque et Béarn), près de 20 AFP et 130 GP sont regroupées depuis 2012 au sein d'une fédération pour une gestion collective de l'espace montagnard, du piémont aux estives. Avec plus de 2000 exploitations

qui transhument chaque année, ce secteur est l'un des plus dynamiques de France dans l'activité pastorale. En **Dordogne**, les travaux d'animation engagés depuis 2011 par la Chambre d'Agriculture ont permis la création de 5 associations foncières pastorales libres (AFPL de droit privé) et une association d'éleveurs «Les bergers itinérants du Périgord». Sur ces dispositifs est venu se greffer un projet, porté par le Conservatoire d'espaces naturels (CEN) d'Aquitaine, de diagnostics environnementaux simplifiés à l'échelle des périmètres d'intervention dans le but de maintenir la biodiversité par le pastoralisme sur friches mais aussi en sous-bois, ou sur pelouses calcaires, ce qui peut représenter également un complément financier non négligeable pour les exploitants agricoles. Dans ce contexte, les activités de pastoralisme sont associées à l'âge d'or de la production de la truffe du Périgord, qui a culminé à la fin du XIX^{ème} siècle, pour représenter plus d'une centaine de tonnes produites par an dans le département (*Callot, 1999*). L'abandon progressif du pastoralisme et de certaines pratiques d'entretien du sous-bois (coupe de fagots) ont accéléré la fermeture du milieu et le déclin de la production truffière qui optimale en sous-bois éclairé et en lisière (*Diette & Lauriac, 2004*). La production actuelle ne représente plus aujourd'hui qu'1 à 2 % de son maximum historique et son accroissement est également un objectif pouvant être associé aux AFP. Si les AFP du Limousin ont également été créées dans un contexte de lutte contre l'enfrichement et les incendies, les Marais de Brouage (Charente Maritime) ont vu en 2019 la création innovante de la première AFP française dédiée à une zone humide, avec pour finalité la lutte contre le morcellement foncier et l'enfrichement.

Les aires protégées sont concernées par les paysages de parcours et de prairies, notamment les RNN des Landes et de Gironde qui possèdent de grandes surfaces de marais pâturés et fauchés. Le réseau des zones humides du département de la Gironde fait l'objet de travaux sur le suivi multi-échelles montrant que les résultats d'un réseau de placettes permanentes au sein des réserves naturelles et des Espaces naturels Sensibles peuvent être différents d'un suivi centré sur les habitats (*Alfonsi et al., 2017*). Par ailleurs les travaux de restauration des prairies alluviales menés en vallée de la Garonne sous l'égide du département de la Gironde, de l'Agence de l'Eau et de la Métropole de Bordeaux bénéficie des sites des réserves Naturelles en qualité de « sites donneurs » pour les opérations de transfert de foin. Ces travaux montrent à quel point ces sites protégés sont primordiaux sur le plan de la veille écologique, notamment du suivi fin de la végétation et des impacts des changements environnementaux (*Yeo et al., 2020*) ainsi qu'en terme de réservoirs de biodiversité pour des opérations de restauration (*Garrouj et al., 2019*) et de reconquête des habitats dégradés. Ils visent à formaliser un programmes d'actions (sur la période 2018-2020) dédiées aux territoires avec pour objectifs la préservation et la restauration de la biodiversité et des continuités écologiques, la mise en valeur des paysages.

7 Références régionales

1. Agreste 2016. Atlas ALPC – Aquitaine Limousin PoitouCharente - Les productions végétales. DRAAF
2. Agreste, 2017. Occupation des sols agricoles en Nouvelle-Aquitaine : 40 ans d'histoire au travers des recensements de l'agriculture. Analyses et Résultats N°46. DRAAF, 6p.
3. Agreste 2019a. Filière Bovin Lait. DRAAF, 8p.
4. Agreste 2019b. Filière Ovin Lait, DRAAF, 6p.
5. Agreste 2019c. Filière Ovin Viande. DRAAF, 7.
6. Alard et al. (no date) 'The footprint of nitrogen deposition on European calcareous grasslands', *in review*.
7. Alfonsi et al. (2017) 'Addressing species turnover and community changes in vegetation resurvey studies', *Applied Vegetation Science*, 20(2), pp. 172–182.
8. Amiaud et al. (1998) 'Spatial patterns of soil salinities in old embanked marshlands in western France', *Wetlands*, 18(3), pp. 482–494.
9. Amiaud et al. (2008) 'After grazing exclusion, is there any modification of strategy for two guerrilla species: *Elymus repens* (L.) Gould and *Agrostis stolonifera* (L.)?', *Plant Ecology*, 197(1), pp. 107–117.
10. Arroyo et al. (2003) 'Land use, agricultural practices and conservation of Montagu's Harrier', Chapter 35 In *Raptor in a changing environment*, D.B.A. Thompson, S.M. Redpath, A.H. Fielding, M. Marquiss and C.A. Galbraith Eds. JNCC Publication, Edinburgh, pp. 449–463
11. Badenhaußer et al. (2012) 'Spatial Autocorrelation in Farmland Grasshopper Assemblages (Orthoptera: Acrididae) in Western France', *Environmental Entomology*, 41, pp. 1050–1061
12. Badenhaußer et al. (2009) 'Acridid (Orthoptera: Acrididae) abundance in Western European Grasslands: sampling methodology and temporal fluctuations', *Journal of Applied Entomology*, 133 (9-10), pp. 720–732
13. Baffet, M., 1984 – Influence de la haie sur l'évolution des caractères physico-chimiques et hydrodynamiques des sols. Exemple du bocage de la Basse-Marche (Haute-Vienne). Thèse de Doctorat, Université de Limoges, pp173.
14. Beudin et al. (2016) *Évaluation et suivi de l'état de conservation des prairies alluviales d'Aquitaine*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.
15. Boissinot et al. (2013) 'Influence de la structure du bocage sur les amphibiens et les reptiles: une approche multi-échelles', *Faune Sauvage*, 301(Umr 5175), pp. 41–48.
16. Boissinot et al. (2015) 'Déclin alarmant des reptiles dans les bocages de l'Ouest de la France', *Le Courrier de la Nature*, 289, pp. 35–41.
17. Boissinot, Besnard & Lourdais (2019) 'Amphibian diversity in farmlands: Combined influences of breeding-site and landscape attributes in western France', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 269, pp. 51–61.
18. Bonis et al. (2008) 'Fertilisation et qualité de l'EAU en prairies naturelles humides (marais de l'Ouest)', *Fourrages*, 2008(196), pp. 485–489.
19. Bonnet et al. (2013) 'How the common vole copes with modern farming: Insights from a capture-mark-recapture experiment', *Agriculture Ecosystems & Environment*, 177, pp. 21–27
20. Boutin et al. (2017) 'Nitrogen deposition and climate change have increased vascular plant species richness and altered the composition of grazed subalpine grasslands', *Journal of Ecology*, 105(5), pp. 1199–1209.
21. Bouzillé et al. (2001) 'Vegetation and ecological gradients in abandoned salt pans in western France', *Journal of Vegetation Science*, 12(2), pp. 269–278.
22. Bretagnolle et al. (2002) 'Gestion expérimentale des niveaux d'eau et conséquences pour les oiseaux', *Revue d'Ecologie*, 9, pp. 175–187.
23. Bretagnolle & Gaba (2015) 'Needs for bees? A review', *Agronomy For Sustainable Development*, 35, pp. 891–909
24. Caillon et al. (2013) *Les prairies du Bassin d'Arcachon et du Val de l'Eyre (Gironde) : typologie et préconisations de gestion*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.
25. Callot (1999) *La truffe, la terre, la vie*. INRA Editions, France.
26. Cardinael et al. (2017) 'Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France', *Agriculture Ecosystems and Environment*, 236, pp. 243–255
27. Caro et al. (2016) 'Multi-scale effects of agri-environment schemes on carabid beetles in intensive farmland', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 229, pp. 48–56.
28. Carroll et al. (2006) 'Can tree shelterbelts on agricultural land reduce flood risk?', *Soil Use and Management*, 20(3), pp. 357–359.
29. Catalogne.C (2016) *Guide d'aide à l'implantation des zones tampons pour l'atténuation des transferts de contaminants d'origine agricole*. Agence française pour la biodiversité, collection Guides et protocoles.
30. Cazals et al. (2016) 'Mapping and characterization of hydrological dynamics in a coastal marsh using high temporal resolution Sentinel-1A images', *Remote Sensing*, 8(7).
31. Ceulemans et al. (2014) 'Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands', *Global Change Biology*, 20(12), pp. 3814–3822.
32. Chanteloup & Bonis (2013) 'Functional diversity in root and above-ground traits in a fertile grassland shows a detrimental effect on productivity', *Basic and Applied Ecology*, 14(3), pp. 208–216.
33. Collectif (1998) *Le courrier de l'UNESCO*. Université Paris Saclay.
34. Conservatoire des Races d'Aquitaine (2017) *Ecopastoralisme et races locales menacées*; Atlas des sites en Aquitaine.
35. Delpastre (2000) 'Des trésors et des mythes', *Ethnologia*, 87–90, pp. 9–36.
36. Diette & Lauriac (2004) 'La sylviculture truffière : Aperçus historiques, Apports techniques et enjeux pour la région méditerranéenne', *Revue Forestière Française*, 56(3), pp. 219–230.
37. Dorland et al. (2013) 'Differential effects of oxidised and reduced nitrogen on vegetation and soil chemistry of species-rich acidic grasslands', *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(9).
38. DRAAF, 2018. Rendement annuel des prairies par département. Tableau en ligne : <http://draaf.nouvelle-aquitaine.agriculture.gouv.fr/Rendements-des-prairies-en-2016-et-2017>
39. Dumont et al. (2012) 'When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures?', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 153, pp. 50–56.
40. Duncan et al. (1999) 'Long-term changes in agricultural practices and wildfowling in an internationally important wetland, and their effects on the guild of wintering ducks', *Journal of Applied Ecology*, 36(1), pp. 11–23.
41. Farruggia et al. (2016) *Insectes butineurs et transport de pollen : 1^{er} maillon de l'étude du service de pollinisation rendu par l'écosystème prairial*. Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants (ed by INRA). Paris, France.
42. Felzines & Lambert (2012) 'Contribution au prodrome des végétations de France : les Charetaie fragilis F. Fukarek 1961', *Journal de Botanique*, 59, pp. 133–188.
43. de Foucault (1984) *Systématique, structuralisme et synsystématique des prairies hygrophiles des plaines atlantiques françaises*. Université de Rouen et Lille II.
44. Le Fouler et al. (2013) *Premiers éléments de caractérisation phytosociologique et patrimoniale des pelouses du plateau landais sur le Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.
45. Frétil et al. (2017) 'The effects of low-input grazing systems and milk pasteurisation on the chemical composition, microbial communities, and sensory properties of uncooked pressed cheeses', *International Dairy Journal*, 64, pp. 56–67.
46. Fy & Bissot (2014) *Mise en place et évaluation de l'état de conservation des végétations de pelouses calcicoles sur les sites Natura 2000 de Poitou-Charentes*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique.
47. Galliot et al. (2017) 'Investigating a flower-insect forager network in a mountain grassland community using pollen DNA barcoding', *Journal of Insect Conservation*, 21(5–6), pp. 827–837.
48. Gardarin et al. (2014) 'Plant trait-digestibility relationships across management and climate gradients in permanent grasslands', *Journal of Applied Ecology*, 51(5), pp. 1207–1217.
49. Garouj et al. (2019) 'The effects of management on vegetation trajectories during the early-stage restoration of previously arable land after hay transfer', *Ecology and Evolution*.
50. Gaudnik et al. (2011) 'Detecting the footprint of changing atmospheric nitrogen deposition loads on acid grasslands in the context of climate change', *Global Change Biology*, 17(11), pp. 3351–3365.
51. Gauffre et al. (no date) 'Agricultural intensification alters genetic diversity and genetic structure of the marbled newt in western France', *in prep*.
52. Gross et al. (2009) 'Effects of land-use change on productivity depend on small-scale plant species diversity', *Basic and Applied Ecology*, 10(8), pp. 687–696.
53. Guillon et al. (2014) 'Microclimate preferences correlate with contrasted evaporative water loss in parapatric vipers at their contact zone', *Canadian Journal of Zoology*, 92(1), pp. 81–86.
54. Jean-Marc et al. (2018) 'Agricultural landscapes and the Loire River influence the genetic structure of the marbled newt in Western France', *Scientific Reports*, 8(1).
55. Jordan, Correll & Weller (1993) 'Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland', *Journal of Environmental Quality*, 22(3), pp. 467–473.
56. Klumpp et al. (2010) 'La pratique agricole a-t-elle plus d'impact que la variabilité climatique sur le stockage du carbone en prairie pâturée?', *Rencontres Recherches Ruminants*, 17, pp. 343–346.
57. Kunrath et al. (2015) 'How much do sod-based rotations reduce nitrate leaching in a cereal cropping system?', *Agricultural Water Management*, 150, pp. 46–56.
58. De La Peña et al. (2003) 'Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes', *Landscape Ecology*, 18(3), pp. 265–278.
59. Lagarde & Lourdais (2010) *Biodiversité des landes et tourbières limousines. Caractéristiques de l'environnement et structure des communautés d'araignées et de carabes. Rapport de synthèse*.
60. Lagarde & Lourdais (2013) 'Les tourbières, réservoirs de biodiversité', *Microscop – Hors-Série*.
61. Laucournet (1995) 'L'apiculteur et l'abeille du Limousin', *Ethnologia*, 69–72, p. pp.3-127.
62. Lecq et al. (2017) 'Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows', 72, pp. 615–626.
63. Lemaire et al. (2015) 'Grassland–Cropping Rotations: An Avenue for Agricultural Diversification to Reconcile High Production with Environmental Quality', *Environmental Management*, 56(5), pp. 1065–1077.
64. Litrico et al. (2016) 'Utiliser les mélanges fourragers pour s'adapter au changement climatique : opportunités et défis'.
65. Loucougaray, Bonis & Bouzillé (2004) 'Effects of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France', *Biological Conservation*, 116(1), pp. 59–71.

66. **Lourdais et al.** (2017) 'Hydric "costs" of reproduction: Pregnancy increases evaporative water loss in the snake *Vipera aspis*', *Physiological and Biochemical Zoology*, 90(6), pp. 663–672.
67. **Maalouf et al.** (2012) 'Integrating climate change into calcareous grassland management', *Journal of Applied Ecology*, 49(4), pp. 795–802.
68. **Maleval et al.** (2018) La qualité de l'eau du lac de Saint-Germain-de-Confolens (Charente, Nouvelle-Aquitaine) : diagnostic et proposition d'actions pour l'aide à la gestion », *Norais*, 246 pp 29-56.
69. **Margoum et al.** (2003) 'Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau', *Revue des Sciences de l'Eau*, 16(4), pp. 389–405.
70. **Marion, Bonis & Bouzillé** (2010) 'How much does grazing-induced heterogeneity impact plant diversity in wet grasslands?', *Écoscience*, 17(3), pp. 229–239.
71. **Morin** (2015) 'Le bocage et ses enjeux, actes du colloque national de Niort', *Faune sauvage*, 308, pp. 6–10.
72. **Ouin & Burel** (2002) 'Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1–3), pp. 45–53.
73. **Pignier** (2019) 'Approche éco-sémiotique du convivialisme à « l'ère du numérique »', in Wallenhorst, N., Mellot, S., and Theviot, A. (eds) *Vers un numérique convivialiste ?*, Editions du Bord de l'Eau.
74. **Pointereau et al.** (2007) *Identification of high nature value farmland in France through statistical information and farm practice surveys. Report EUR 22786 EN*, Office for Official Publications of the European Communities. Office for Official Publications of the European Communities.
75. **Prieto et al.** (2017) 'Five species, many genotypes, broad phenotypic diversity. When agronomy meets functional ecology', *American Journal of Botany*, 104(1), pp. 62–71.
76. **Le Provost et al.** (2020) 'Land-use history impacts functional diversity across multiple trophic groups', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, p. 201910023.
77. **Rapinel et al.** (2015) 'Use of bi-Seasonal Landsat-8 Imagery for Mapping Marshland Plant Community Combinations at the Regional Scale', *Wetlands*, 35(6), pp. 1043–1054.
78. **Rapinel, Rossignol, Gore, et al.** (2018) 'Daily monitoring of shallow and fine-grained water patterns in wet grasslands combining aerial LiDAR data and in situ piezometric measurements', *Sustainability* (Switzerland), 10(3).
79. **Rapinel, Rossignol, Hubert-Moy, et al.** (2018) 'Mapping grassland plant communities using a fuzzy approach to address floristic and spectral uncertainty', *Applied Vegetation Science*, 21(4), pp. 678–693.
80. **Rapinel, Dusseux, et al.** (2018) 'Structural and functional mapping of geosigmeta in Atlantic coastal marshes (France) using a satellite time series', *Plant Biosystems*, 152(5), pp. 1101–1108.
81. **Région Nouvelle-Aquitaine** (2016) *Atlas régional 2016*.
82. **Richet** (2012) *Fascines & haies pour réduire les effets du ruissellement érosif, caractérisation de l'efficacité et conditions d'utilisation*, Rapport AREAS.
83. **Rollin et al.** (2015) 'Habitat, spatial and temporal drivers of diversity patterns in a wild bee assemblage', *Biodiversity and Conservation*, 24, pp. 1195–1214.
84. **Rossignol, Bonis & Bouzillé** (2006) 'Consequence of grazing pattern and vegetation structure on the spatial variations of net N mineralisation in a wet grassland', *Applied Soil Ecology*, 31(1–2), pp. 62–72.
85. **Sabatier, Doyen & Tichit** (2014) 'Heterogeneity and the trade-off between ecological and productive functions of agro-landscapes: A model of cattle-bird interactions in a grassland agroecosystem', *Agricultural Systems*, 126, pp. 38–49.
86. **Sánchez Pérez et al.** (1999) 'Quantification of nitrate removal by a flooded alluvial zone in the Ill floodplain (Eastern France)', *Hydrobiologia*, 410, pp. 185–193.
87. **Sirami et al.** (2019) 'Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions', *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
88. **Soussana & Lüscher** (2007) 'Temperate grasslands and global atmospheric change: A review', *Grass and Forage Science*, 62(2), pp. 127–134.
89. **Souty-Grosset & Faberi** (2018) 'Effect of agricultural practices on terrestrial isopods: A review', *ZooKeys*, 2018(801), pp. 63–96.
90. **Stevens et al.** (2010) 'Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe', *Environmental Pollution*, 158(9), pp. 2940–2945.
91. **Stevens et al.** (2011) 'Changes in species composition of European acid grasslands observed along a gradient of nitrogen deposition', *Journal of Vegetation Science*, 22(2), pp. 207–215.
92. **Vial et al.** (2018) *Pelouses calcicoles du Parc Naturel Régional du marais poitevin : inventaire et évaluation*. Parc Naturel Régional du Marais Poitevin, Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, Conservatoire Botanique National de Brest.
93. **Waintrater** (2011) 'Les mots du génocide', *Ethnologia*, 73–75, p. 121.
94. **Yeo et al.** (2020) 'Classification and Mapping of Saltmarsh Vegetation Combining Multispectral Images with Field Data (in review)', *Estuarine Coastal and Shelf Science*.

8

Références internationales

1. **Alard, Bance & Frileux** (1994) 'Grassland vegetation as an indicator of the main agro-ecological factors in a rural landscape: Consequences for biodiversity and wildlife conservation in central Normandy (France)', *Journal of Environmental Management*, 42(2), pp. 91–109.
2. **Badot & Gillet** (2013) *Les prairies : Biodiversité et services écosystémiques (sommaire) Les prairies : Biodiversité et services écosystémiques*. Presses universitaires de Franche-Comté ; CNAOL.
3. **Balant & Stafford** (1993) *A conceptual model for evaluating the consequences of management practices on the use of pastoral resources, the Fourth International Rangeland Congress*. IVth International Rangeland Congress, Montpellier.
4. **Baudry, Bunce & Burel** (2000) 'Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management', *Journal of Environmental Management*, 60(1), pp. 7–22.
5. **Baumont et al.** (2008) 'La diversité spécifique dans le fourrage : conséquences sur la valeur alimentaire', *Fourrages*, 194, pp. 189–206.
6. **Bazin & Schmutz** (1994) 'La mise en place de nos bocages en europe et leur déclin', *Revue Forestière Française*, 46(S), p. 115.
7. **Bennett** (2003) *Linkages in the landscape : the role of corridors and connectivity in wildlife conservation, Linkages in the landscape : the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
8. **Benoît et al.** (2004) 'Grassland and water resources: recent findings and challenges in Europe', in Luscher, A., Jeangros, B., and Kessler, W. (eds) *Proceedings of the 20th General Meeting of the European Grassland Federation, Land use systems in grassland dominated regions*, 21–24 June., pp. 117–128.
9. **Bensettiti et al.** (2005) « *Cahiers d'habitats* » *Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 4 (vol. 1) - Habitats agropastoraux, MEDD/MAAPAR/MNHN. Éd. La Documentation française, Paris. MEDD/MAAPAR/MNHN. Éd. La Documentation française, Paris.*
10. **Benton, Vickery & Wilson** (2003) 'Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key?', *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4), pp. 182–188.
11. **Berge** (2018) 'Milieu et choses. Mésoécologie et sémiotique', in Mitropoulou, E. and Pignier, N. (eds) *Le sens au cœur des dispositifs et des environnements*. Paris, Edts Connaissances et savoirs, collection « Communication et design ».
12. **Blackstock et al.** (1999) 'The extent of semi-natural grassland communities in lowland England and Wales: A review of conservation surveys 1978–96', *Grass and Forage Science*, 54(1), pp. 1–18.
13. **Bobbink et al.** (2010) 'Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis', *Ecological Applications*, 20(1), pp. 30–59.
14. **Boissinot, Besnard & Lourdais** (2019) 'Amphibian diversity in farmlands: Combined influences of breeding-site and landscape attributes in western France', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 269, pp. 51–61.
15. **Bommarco et al.** (2012) 'Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1727), pp. 309–315.
16. **Boughey et al.** (2011) 'Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats', *Biological Conservation*, 144(6), pp. 1790–1798.
17. **Brennan & Kuvlesky** (2005) 'Invited Paper. North American Grassland Birds: an Unfolding Conservation Crisis?', *Journal of Wildlife Management*, 69(1), pp. 1–13.
18. **Bruinenberg et al.** (2002) 'Factors affecting digestibility of temperate forages from seminatural grasslands: A review', *Grass and Forage Science*, 57(3), pp. 292–301.
19. **Chabrierie et al.** (2001) 'Biodiversity and ecosystem functions in wetlands: A case study in the estuary of the Seine River, France', *Estuaries*.
20. **Chamberlain et al.** (2000) 'Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales', *Journal of Applied Ecology*, 37(5), pp. 771–788.
21. **Cornulier et al.** (2011) 'Bayesian reconstitution of environmental change from disparate historical records: Hedgerow loss and farmland bird declines', *Methods in Ecology and Evolution*, 2(1), pp. 86–94.
22. **Cousins, Lavorel & Davies** (2003) 'Modelling the effects of landscape pattern and grazing regimes on the persistence of plant species with high conservation value in grasslands in south-eastern Sweden', *Landscape Ecology*, 18(3), pp. 315–332.
23. **Crawford et al.** (2016) 'Altered functional connectivity and genetic diversity of a threatened salamander in an agroecosystem', *Landscape Ecology*, 31(10), pp. 2231–2244.
24. **Cruz et al.** (2002) 'Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage', *Fourrages*, 172, pp. 335–354.
25. **Deléglise, Loucougaray & Alard** (2011) 'Spatial patterns of species and plant traits in response to 20 years of grazing exclusion in subalpine grassland communities', *Journal of Vegetation Science*, 22(3), pp. 402–413.
26. **Dengler et al.** (2014) 'Biodiversity of Palaearctic grasslands: A synthesis', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 182, pp. 1–14.
27. **Denton** (1995) *L'émergence de la conscience : de l'animal à l'homme*. Paris, Flammarion.
28. **Duckworth, Bunce & Malloch** (2000) 'Modelling the potential effects of climate change

- on calcareous grasslands in Atlantic Europe', *Journal of Biogeography*, 27(2), pp. 347–358.
29. Dumont et al. (2009) 'How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils?', *Grass and Forage Science*, 64(1), pp. 92–105.
 30. Dupré & Diekmann (2001) 'Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden', *Ecography*, 24(3), pp. 275–286.
 31. Duru et al. (2008) 'Relevance of plant functional types based on leaf dry matter content for assessing digestibility of native grass species and species-rich grassland communities in spring', *Agronomy Journal*, 100(6), pp. 1622–1630.
 32. Duru et al. (2015) 'How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review', *Agronomy for Sustainable Development*, 35(4), pp. 1259–1281.
 33. Eriksson, Cousins & Bruun (2002) 'Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia', *Journal of Vegetation Science*, 13(5), pp. 743–748.
 34. Fahrig et al. (2011) 'Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes', *Ecology Letters*.
 35. Farrugia et al. (2008) 'Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux?', *Productions Animales*, 21(2), pp. 181–200.
 36. Fischer et al. (2008) 'Should agricultural policies encourage land sparing or wild-life-friendly farming?', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), pp. 380–385.
 37. Foley et al. (2005) 'Global consequences of land use', *Science*, 309(5734), pp. 570–574.
 38. Fournier, Mouly & Gillet (2016) 'Multiple assembly rules drive the co-occurrence of orthopteran and plant species in grasslands: Combining network, functional and phylogenetic approaches', *Frontiers in Plant Science*, 7(AUG2016).
 39. Gibon et al. (2004) 'L'usage de l'espace par les exploitations d'élevage de montagne et la gestion de la biodiversité', *Fourrages*, pp. 245–263.
 40. Gibon (2005) 'Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level', in *Livestock Production Science*, pp. 11–31.
 41. Grace et al. (2007) 'Does species diversity limit productivity in natural grassland communities?', *Ecology Letters*, 10(8), pp. 680–689.
 42. Green et al. (2005) 'Farming and the fate of wild nature', *Science*.
 43. Gross et al. (2009) 'Effects of land-use change on productivity depend on small-scale plant species diversity', *Basic and Applied Ecology*, 10(8), pp. 687–696.
 44. Guo (2007) 'The diversity-biomass-productivity relationships in grassland management and restoration', *Basic and Applied Ecology*, 8(3), pp. 199–208.
 45. Habel et al. (2013) 'European grassland ecosystems: Threatened hotspots of biodiversity', *Biodiversity and Conservation*, 22(10), pp. 2131–2138.
 46. van Halder et al. (2017) 'Trait-driven responses of grassland butterflies to habitat quality and matrix composition in mosaic agricultural landscapes', *Insect Conservation and Diversity*. Edited by A. Stewart and P. Batary. John Wiley & Sons, Ltd (10.1111), 10(1), pp. 64–77.
 47. Hall & Scurlock (1991) 'Climate Change and Productivity of Natural Grasslands', *Annals of Botany*, 67(suppl), pp. 49–55.
 48. Hansson & Fogelfors (2000) 'Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden', *Journal of Vegetation Science*, 11(1), pp. 31–38.
 49. Harrison, Inouye & Safford (2003) 'Ecological heterogeneity in the effects of grazing and fire on grassland diversity', *Conservation Biology*, 17(3), pp. 837–845.
 50. Haycock, Pinay & Walker (1993) 'Nitrogen retention in river corridors: European perspective', *Ambio*, 22(6), pp. 340–346.
 51. Hector et al. (2007) 'Biodiversity and ecosystem functioning: Reconciling the results of experimental and observational studies', *Functional Ecology*, 21(5), pp. 998–1002.
 52. Hinsley & Bellamy (2000) 'The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review', *Journal of Environmental Management*, 60(1), pp. 33–49.
 53. Hoekstra et al. (2005) 'Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection', *Ecology Letters*, 8(1), pp. 23–29.
 54. Hönigová et al. (2012) *Survey on grassland ecosystem services*. Report to the EEA – European Topic Centre on Biological Diversity.
 55. Hopkins & Holz (2006) 'Grassland for agriculture and nature conservation: production, quality and multi-functionality', *Agronomy research*, 4(1), pp. 3–20.
 56. Hunt et al. (1991) 'Simulation model for the effects of climate change on temperate grassland ecosystems', *Ecological Modelling*, 53(C), pp. 205–246.
 57. Huston (1994) *Biological Diversity: The Co-existence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press.
 58. Huyghe et al. (2005) *Prairies et cultures fourragères en France: Entre logiques de production et enjeux territoriaux*. INRA Editions, France.
 59. Huyghe et al. (2014) *Grasslands and Herbivore Production in Europe and Effects of Common Policies*. Ouave Editions.
 60. Huyghe, Baumont & Isselstein (2008) 'Plant diversity in grasslands and feed quality', *Grassland Science in Europe*, 13, pp. 375–386.
 61. Jacquemyn, Brys & Hermy (2003) 'Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen', *Biological Conservation*, 111(2), pp. 137–147.
 62. Jamieson et al. (1998) 'Soil N dynamics in a natural calcareous grassland under a changing climate', *Biological and Fertility of Soils*, 27(3), pp. 267–273.
 63. Johansen et al. (2019) 'Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes', *Global Ecology and Conservation*, 18.
 64. Kleijn et al. (2011) 'Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline?', *Trends in Ecology and Evolution*, 26(9), pp. 474–481.
 65. Klimek et al. (2007) 'Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors', *Biological Conservation*, 134(4), pp. 559–570.
 66. Klimek et al. (2008) 'Additive partitioning of plant diversity with respect to grassland management regime, fertilisation and abiotic factors', *Basic and Applied Ecology*, 9(6), pp. 626–634.
 67. Krause (2013) *Le grand orchestre animal*. Editions Flammarion. Paris, France.
 68. Krauss et al. (2010) 'Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels', *Ecology Letters*, 13(5), pp. 597–605.
 69. Lavorel et al. (2011) 'Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services', *Journal of Ecology*, 99(1), pp. 135–147.
 70. Lavorel & Grigulis (2012) 'How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services', *Journal of Ecology*, 100(1), pp. 128–140.
 71. Letg-caen & Cnrs (2015) 'L'érosion des sols sévit aussi dans le bocage !', *Faune sauvage*, pp. 43–47.
 72. Loiseau (1990) 'Signification et limite de l'indice de valeur pastorale pour le diagnostic de la valeur agricole des pâturages en moyenne montagne humide', in *Colloques phytosociologiques 16 : Phytosociologie et pastoralisme*, pp. 411–428.
 73. Loreau et al. (2001) 'Ecology: Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges', *Science*, 294(5543), pp. 804–808.
 74. Mace (2014) 'Whose conservation?', *Science*, 345(6204), pp. 1558–1560.
 75. Marie-Pierre, Didier & Gérard (2006) 'Patterns of ash (*Fraxinus excelsior* L.) colonization in mountain grasslands: The importance of management practices', *Plant Ecology*, 183(1), pp. 177–189.
 76. Mauchamp et al. (2016) 'Impact of nitrogen inputs on multiple facets of plant biodiversity in mountain grasslands: Does nutrient source matter?', *Applied Vegetation Science*, 19(2), pp. 206–217.
 77. Merot (1999) 'The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate', *Agronomie*, 19(8), pp. 655–669.
 78. Michel et al. (2007) 'Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France', *Landscape Ecology*, 22(8), pp. 1241–1253.
 79. Morin (2015) 'Le bocage et ses enjeux, actes du colloque national de Niort', *Faune sauvage*, 308, pp. 6–10.
 80. Olff & Ritchie (1998) 'Effects of herbivores on grassland plant diversity', *Trends in Ecology and Evolution*, 13(7), pp. 261–265.
 81. Ouin & Burel (2002) 'Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93(1–3), pp. 45–53.
 82. Paoletti & Hassall (1999) 'Woodlice (Isopoda: Oniscidea): Their potential for assessing sustainability and use as bioindicators', *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
 83. Parker & Mac Nally (2002) 'Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: An experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates', *Biological Conservation*, 105(2), pp. 217–229.
 84. Parmesan (2006) 'Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37(1), pp. 637–669.
 85. Pe'er, Dicks, Visconti, Arlettaz, Baldi, et al. (2014) 'EU agricultural reform fails on biodiversity', *Science*, 344(6188), pp. 1090–1092.
 86. Pe'er, Dicks, Visconti, Arlettaz, Baldi, et al. (2014) 'EU agricultural reform fails on biodiversity', *Science*, 344(6188), pp. 1090–1092.
 87. Phalan et al. (2011) 'Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared', *Science*, 333(6047), pp. 1289–1291.
 88. Pignier (2017) *Le design et le vivant. Cultures, agricultures et milieux paysagers*. Connaissances et savoir, collection « Communication et Design ». Paris, France.
 89. Pointereau et al. (2007) *Identification of high nature value farmland in France through statistical information and farm practice surveys. Report EUR 22786 EN, Office for Official Publications of the European Communities*. Office for Official Publications of the European Communities.
 90. Pontes et al. (2007) 'Leaf traits affect the above-ground productivity and quality of pasture grasses', *Functional Ecology*, 21(5), pp. 844–853.
 91. Pozzi & Boreard (2001) 'Effects of dry grassland management on spider (arachnida: Araneae) communities on the Swiss occidental plateau', *Ecoscience*, 8(1), pp. 32–44.
 92. Puydarrieux & Devaux (2013) 'Quelle évaluation économique pour les services écosystémiques rendus par les prairies en France métropolitaine?', *Notes et études socio-économiques*, 37, pp. 51–86.
 93. Reisch et al. (2017) 'Genetic diversity of calcareous grassland plant species depends on historical landscape configuration', *BMC Ecology*, 17(1).
 94. Reulier 2015. Structure paysagère et dynamiques spatiales des transferts hydro-sédimentaires. Approche par simulation multi-agents. Géographie. Université de Caen Normandie.
 95. Reulier et al. (2016) 'Mesurer l'impact des entités linéaires paysagères sur les dynamiques spatiales du ruissellement : une approche par simulation multi-agents', *Cybergeo : European Journal of Geography*, 788.
 96. Robert & Saugier (2003) 'Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone', *Comptes Rendus - Geoscience*, 335(6–7), pp. 577–595.
 97. Robinson & Sutherland (2002) 'Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain', *Journal of Applied Ecology*, 39(1), pp. 157–176.
 98. Rodrigo-Comino (2019) *Grasslands of the world: diversity, management and conservation, Systematics and Biodiversity*. CRC Press, Taylor & Francis.
 99. Sala et al. (2000) 'Global biodiversity scenarios for the year 2100', *Science*, 287(5459), pp. 1770–1774.
 100. Salamon et al. (2004) 'Effects of plant diversity on Collembola in an experimental grassland ecosystem', *Oikos*, 106(1), pp. 51–60.
 101. Scheu (2003) 'Effects of earthworms on plant growth: patterns and perspectivesThe 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002', *Pedobiologia*, 47(5–6), pp. 846–856.

102. Schlesinger (1999) 'Carbon sequestration in soils', *Science*, 284(5423), p. 2095.
103. Scurlock & Hall (1998) 'The global carbon sink: a grassland perspective', *Global Change Biology*, 4(2), pp. 229–233.
104. Smith et al. (2017) 'The importance of microhabitat structure in maintaining forest mammal diversity in a mixed land-use mosaic', *Biodiversity and Conservation*, 26(10), pp. 2361–2382.
105. Soussana et al. (2007) 'Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121(1–2), pp. 121–134.
106. Steinbeiss et al. (2008) 'Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands', *Global Change Biology*, 14(12), pp. 2937–2949.
107. Sternberg et al. (1999) 'Plant community dynamics in a calcareous grassland under climate change manipulations', *Plant Ecology*, 143(1), pp. 29–37.
108. Stevens et al. (2010) 'Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe', *Environmental Pollution*, 158(9), pp. 2940–2945.
109. Stevens et al. (2016) 'Drivers of vegetation change in grasslands of the Sheffield region, northern England, between 1965 and 2012/13', *Applied Vegetation Science*, 19(2), pp. 187–195.
110. Stoate et al. (2001) 'Ecological impacts of arable intensification in Europe', *Journal of Environmental Management*, 63(4), pp. 337–365.
111. Tews et al. (2004) 'Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures', *Journal of Biogeography*, 31(1), pp. 79–92.
112. Thompson et al. (2005) 'Biodiversity, ecosystem function and plant traits in mature and immature plant communities', *Functional Ecology*, 19(2), pp. 355–358.
113. Tilman et al. (2001) 'Diversity and productivity in a long-term grassland experiment', *Science*, 294(5543), pp. 843–845.
114. Tilman, Hill & Lehman (2006) 'Carbon-negative biofuels from low-input high-diversity grassland biomass', *Science*, 314(5805), pp. 1598–1600.
115. Vertès et al. (2019) 'C–N–P Uncoupling in Grazed Grasslands and Environmental Implications of Management Intensification', in Lemaire, G. et al. (eds) *Agroecosystem Diversity*. Academic Press, pp. 15–34.
116. Viaud et al. (2005) 'Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate', *Agricultural Water Management*, 74(2), pp. 135–163.
117. Viel et al. (2014) Impact de l'organisation des structures paysagères sur les dynamiques de ruissellement de surface en domaine bocager. Etude comparée de 3 petits bassins versants bas-normands », *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 20(2) npp, 175–188.
118. de Vries et al. (2012) 'Extensive Management Promotes Plant and Microbial Nitrogen Retention in Temperate Grassland', *PLoS ONE*, 7(12).
119. WallisDeVries, Poschod & Willems (2002) 'Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: Integrating the requirements of flora and fauna', *Biological Conservation*, 104(3), pp. 265–273.
120. Weisser et al. (2017) 'Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: Patterns, mechanisms, and open questions', *Basic and Applied Ecology*, 23, pp. 1–73.
121. Whittaker et al. (2003) 'What is the observed relationship between species richness and productivity? Comment', *Ecology*, 84(12), pp. 3384–3395.
122. Wickens et al. (1975) *Grassland Ecology and Wildlife Management*, Kew Bulletin. Chapman and Hall. London, UK.
123. Wilson et al. (2012) 'Plant species richness: The world records', *Journal of Vegetation Science*, 23(4), pp. 796–802.
124. Wolton et al. (2014) *Regulatory services delivered by hedges: the evidence base*. Report for Defra and Natural England.

CHAPITRE

La gouvernance de la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine : enjeux et défis

• 7 •

La gouvernance de la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine : enjeux et défis

Concilier la biodiversité, la production et la fourniture de services écosystémiques

• • • • • Ce chapitre présente une synthèse des résultats scientifiques portant sur les enjeux de gouvernance de la biodiversité dans les socio-écosystèmes de la Région Nouvelle-Aquitaine traités dans le rapport d'*Ecobiose*. Ces enjeux concernent la réconciliation, voire l'intégration, de la gouvernance de la conservation de la biodiversité avec la gouvernance de la production (d'alimentation, d'énergie, de bois...) et de la fourniture d'un ensemble plus large de services écosystémiques. Après une brève présentation des contextes respectifs pour chaque socio-écosystème, cette synthèse permet d'identifier deux principaux modes de gouvernance pour réaliser une convergence d'objectifs et de moyens institutionnels : i) une forme de gouvernance « réformatrice » dans le cadre de laquelle des instruments de politique publique sectoriels sont adaptés aux enjeux de la biodiversité; et ii) une forme de gouvernance « transformative » qui tend à prôner la mise en place des « approches écosystémiques ». Ce deuxième type d'approche, holistique, peut être mis en place de façon « ascendante » ou « descendante », dans des contextes divergents selon les socio-écosystèmes. Cette synthèse identifie les défis à surmonter dans le contexte de gouvernance actuel pour chacun de ces deux modes d'intervention et les blocages institutionnels et législatifs, les rapports de force en jeu et les questions d'équité et de justice sociale impliqués.

1 Introduction

2 La recherche régionale sur les enjeux de gouvernance en Région Nouvelle-Aquitaine

2.1. MÉTHODOLOGIE ET PRÉSENTATION

DES RÉSULTATS

2.2. LA LITTÉRATURE RÉGIONALE SUR LES ENJEUX DE GOUVERNANCE

3 Gouvernance de la biodiversité dans les socio-écosystèmes : éléments de contexte national, européen et mondial

3.1. PLAINES CÉRÉALIÈRES

3.2. VIGNE ET VIN

3.3. FORÊT ET BOIS

3.4. EAUX MARINES ET EAUX DOUCES

3.5. TERRITOIRES URBANISÉS ET ARTIFICIALISÉS

3.6. SYNTHÈSE

4 Les modes de gouvernance « réformiste »

5 Les modes de gouvernance « transformative »

5.1. LES APPROCHES ÉCOSYSTÉMIQUES

« ASCENDANTES »

5.1.1. Socio-écosystèmes de production (agriculture, sylviculture)

5.1.2. Socio-écosystèmes aquatiques (pêche, aquaculture)

5.1.3. Territoires urbanisés et artificialisés

5.2. LES APPROCHES ÉCOSYSTÉMIQUES

« DESCENDANTES »

6 Ethique, équité et justice sociale : les enjeux de la participation et des inégalités environnementales

7 Scénarios prospectifs de réconciliation entre production et conservation : les défis des modélisations bioéconomique

8 Conclusions

9 Références régionales

10 Références internationales

Coordination scientifique :

Caitríona Carter¹

Coordination éditoriale :

Théo Rouhette

1) caitriona.carter@irstea.fr - Irstea Bordeaux (ETBX)

Rédacteurs :

Elsa Berthet, Christophe Boschet, Gabrielle Bouleau, Vincent Bretagnolle, Jacqueline Candau, Clarisse Cazals, Paul Conchon, Jeanne Dachary-Bernard, Charles De Godoy Leski, Valérie Deldrève, Philippe Deuffic, Luc Doyen, Sophie Lafon, Francis Macary, Tina Rambonilaza, Yohan Sahraoui, Denis Salles, Arnaud Sergent, Andy Smith, Arnaud Thomas.

1 Introduction

Le présent chapitre a pour objectif de présenter une synthèse des résultats scientifiques portant sur les enjeux de gouvernance de la biodiversité dans cinq socio-écosystèmes de la Région Nouvelle-Aquitaine : plaines céréalières, forêt et bois, vigne et vin, eaux marines et eaux douces et territoires urbanisés¹. Réconcilier durablement la conservation de la biodiversité avec la production (d'alimentation, d'énergie, de bois) et la fourniture d'un ensemble plus large de services écosystémiques dans un contexte de changement climatique figure parmi les défis majeurs de l'époque contemporaine (White et al., 2017; Chapin et al., 2009). Il est donc nécessaire d'élaborer des politiques publiques et des stratégies de gouvernance permettant de saisir les interdépendances entre les acteurs et les écosystèmes, afin d'augmenter les synergies entre biodiversité et les enjeux sociétaux comme la production, l'aménagement et la consommation (« Néo-Terra » Région Nouvelle-Aquitaine, 2019).

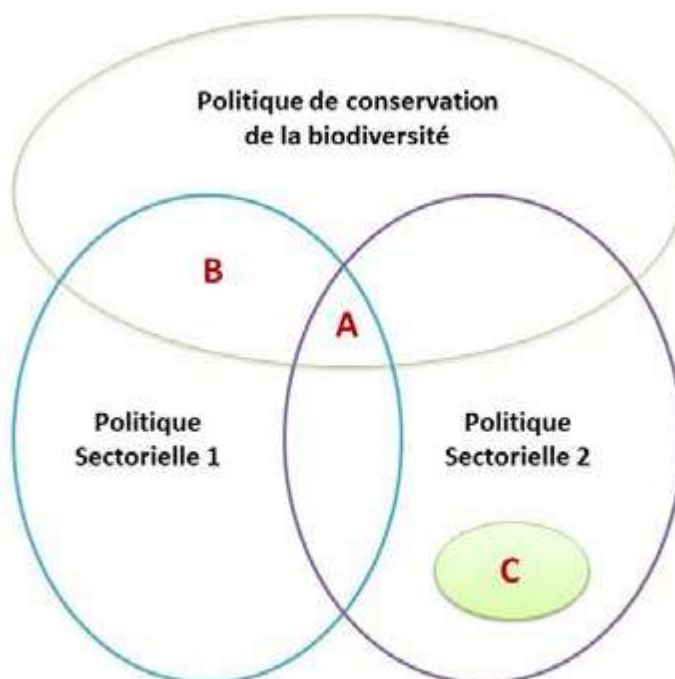
Dans ce chapitre, nous définissons « la gouvernance » en termes « d'espace d'action politique » (Carter & Lawn, 2015) qui regroupent un ensemble d'acteurs (publics, privés), d'institutions (règles et normes) et de valeurs cherchant à gouverner un problème public. Ainsi, une analyse des problématiques de gouvernance permettra d'identifier la diversité d'acteurs, de rapports de force, de valeurs, d'échelles (spatio-temporelles), d'instruments et de décisions (Chakou & Dahou, 2009) qui gouvernent à la fois la biodiversité et les socio-écosystèmes en Nouvelle-Aquitaine. Les politiques publiques peuvent être pensées et mise en œuvre de différentes manières afin d'intégrer la gouvernance de la biodiversité dans la gestion de la production (FAO, 2019 ; Compagnon & Rodary, 2017a). Pourtant, comme la FAO (2019) le suggère, l'ampleur et l'utilisation des nouvelles approches de gouvernance intégrées, y compris leurs effets régionaux ou locaux, restent peu étudiés.

FIGURE 7.1

Possibles moments de réconciliation entre différents espaces de gouvernance : I) la conservation de la biodiversité; II) la production (d'alimentation, d'énergie, de bois...); et III) la fourniture d'un ensemble plus large de services écosystémiques (A : intégration globale de différents objectifs (biodiversité, production, aménagement...); B : intégration des enjeux de production/aménagement au sein des politiques de préservation de la biodiversité ; C : intégration des enjeux de la biodiversité au sein des politiques sectorielles).

Notre objectif est ici de recenser les résultats scientifiques acquis portant sur le « chevauchement » ou la « synergie » entre la gouvernance de la conservation de la biodiversité et la gouvernance de la production et des services écosystémiques dans chaque socio-écosystème. Différentes politiques publiques gouvernent ces socio-écosystèmes. Certaines de ces politiques publiques sont sectorielles et/ou verticales dans leur conception, comme la Politique Agricole Commune (PAC) ; d'autres sont spatiales et/ou transversales, comme par exemple la politique de la préservation des habitats naturels (Figure 7.1). Dans la plupart des cas, ces politiques publiques ont été développées indépendamment les unes des autres, mobilisant différents groupes d'acteurs, d'instruments et de valeurs. Cependant, il existe des convergences entre leurs différents objectifs politiques (production, biodiversité, fourniture de services) et leurs instruments. Une telle conciliation d'objectifs politiques ne va pas de soi, mais dépend de l'action publique des acteurs (publics et privés) visant ces finalités socio-écologiques (Compagnon & Rodary, 2017b). Par conséquent, nous avons recensé des résultats scientifiques portant sur :

- I) les enjeux politiques autour de cette réconciliation;
- II) les acteurs, les définitions et les instruments qui facilitent ou empêchent la réconciliation;
- III) les cadres politiques qui créent un environnement propice à cette réconciliation.



1. A cet égard, il est important de souligner que le chapitre ne présente pas un résumé de toutes les politiques publiques ou instruments de gestion qui gouvernent ces socio-écosystèmes en Nouvelle-Aquitaine, mais plutôt une synthèse des études scientifiques et académiques portant sur la mise en œuvre de ces politiques publiques.

2

La recherche régionale sur les enjeux de gouvernance en Région Nouvelle-Aquitaine

2.1. MÉTHODOLOGIE ET PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

Nous présentons les résultats sur 5 socio-écosystèmes régionaux. D'abord, une synthèse basée sur la littérature internationale (et nationale) sur le thème de la mise en gouvernance de la biodiversité dans chaque socio-écosystème est présentée en section 3. La revue de la littérature internationale est présentée par socio-écosystème. Dans les cas où la littérature scientifique n'existait pas à l'échelle du socio-écosystème ciblé, nous avons inclus les résultats de la littérature prévalant au niveau supérieur, en l'occurrence celle du secteur ou de la filière. Etant donné la rareté des analyses qualitatives traitant de l'intégration de la biodiversité dans la gouvernance des socio-écosystèmes ciblés (ou même des secteurs), cette section ne saurait toutefois constituer une synthèse exhaustive de la construction globale de la biodiversité comme enjeu politique (voir plutôt, *Berny, 2018; Guimont et al., 2018; Compagnon & Rodary, 2017a; Maux & Granjou, 2012*). Ensuite,

les sections suivantes présentent les résultats obtenus à partir d'une revue bibliographique régionale autour des enjeux de biodiversité et de production. Dans la section 4, les modes de gouvernance réformistes, notamment l'adaptation des instruments politiques sectoriels et la mise à disposition de ressources institutionnelles d'accompagnement du changement, sont analysés. Dans la section 5, ce sont plutôt les stratégies visant à créer les modes de gouvernance transformative, comme l'approche écosystémique, qui peuvent être «ascendantes» ou «descendantes». La section 6 présente les résultats sur les enjeux d'éthique, d'équité et de justice sociale, incluant les stratégies pour mettre en place des approches de gouvernance participative. Enfin la section 7 examine les scénarios prospectifs de réconciliation entre production et conservation et les défis des modélisations bioéconomiques.

2.2. LA LITTÉRATURE RÉGIONALE SUR LES ENJEUX DE GOUVERNANCE

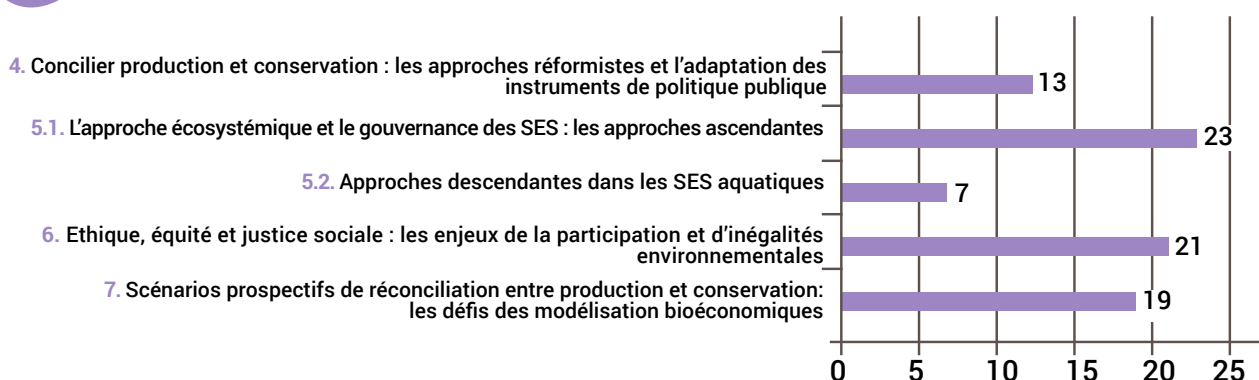
La synthèse bibliographique réalisée résumant les connaissances scientifiques régionales sur la gouvernance de la biodiversité en lien avec la gouvernance de la production nous a amené à retenir **80 références bibliographiques régionales** (Figure 7.2).

• 258 références au total, dont :

- 178 références internationales
- 80 références régionales

FIGURE 7.2

Répartition des références régionales par sous-sections du chapitre



3

Gouvernance de la biodiversité dans les socio-écosystèmes : éléments de contexte national, européen et mondial

3.1. PLAINES CÉRÉALIÈRES



Les plaines céréalières sont majoritairement gouvernées dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC), une politique publique européenne qui date de 1962. Au fil du temps, les objectifs en matière de biodiversité ont été progressivement intégrés à cette politique sectorielle, par exemple, via le développement et l'adaptation des mesures agroenvironnementales (MAE) (initialement mise en place à partir de 1992, et aujourd'hui redéfinies comme mesures agroenvironnementales et climatiques: MAEC). Cette transition reflète un changement de paradigme progressif, passant de la productivité à la multifonctionnalité (Fouilleux, 2003). Les MAEC sont des dispositifs de gestion visant le changement de pratiques agricoles favorables à la protection de l'environnement et peuvent être conçues aussi bien pour la conservation de la biodiversité (Pe'er et al., 2014) que pour la préservation d'un ensemble plus large de services écosystémiques (habitat, qualité de l'eau; Ekroos et al., 2014). Elles peuvent être définies de façon horizontale à une grande échelle (régionale, nationale) en lien avec une gestion des habitats, ou bien de façon zonale à une échelle locale (par exemple dans des sites Natura 2000) en lien avec une gestion de la fourniture des services écosystémiques localisés incluant la protection des espèces patrimoniales (Batáry et al., 2015; Ekroos et al., 2014; Kleijn & Sutherland, 2003). Des recherches se sont concentrées sur l'analyse de ces dispositifs de gouvernance, aussi bien que sur la gouvernance des outils de gestion contractuels (aides et subventions) à destination des agriculteurs en grandes cultures ou encore des mesures de Paiements pour Services Environnementaux (PSE; Ansaloni, 2015). Pour certains, la production alimentaire y est vue à la fois comme une partie du problème et une partie de la solution consistant à préserver la biodiversité et les services écosystémiques associés (Batáry et al., 2015). Alors que les pratiques agricoles intensives nuisent à la biodiversité (Geiger et al., 2010), les agriculteurs jouent néanmoins un rôle crucial dans la gestion durable des services écosystémiques du territoire, réduisant ainsi la perte de biodiversité. Une attention particulière a été accordée à l'efficacité des MAE du point de vue de la conservation (Kleijn & Sutherland, 2003), mais aussi des politiques publiques (Pe'er et al., 2014, 2019). En France, Mesnel (2018) pointe les limites



d'une philosophie « administrative » d'intégration des objectifs, mettant en avant une perception utilitariste de la biodiversité. Il existe une préférence croissante des gouvernements pour les instruments volontaires et les incitations agricoles par le biais de paiements, accompagnée par un désengagement progressif de l'État et de son rôle interventionniste (Arrignon & Bosc, 2017). Ces instruments de politique publique sont caractéristiques d'une approche néolibérale de la biodiversité, ainsi que d'une individualisation du problème public de la biodiversité (Mesnel, 2018), et d'une privatisation de l'action publique (Arrignon & Bosc, 2017). Mais les agroécosystèmes étant gérés par une diversité d'acteurs (agriculteurs, municipalités, syndicats d'eau, chasseurs, naturalistes), les politiques publiques doivent intégrer de nombreux objectifs et critères de valeur, et leur impact est conditionné par un ensemble de décisions individuelles et collectives (Ansaloni, 2015). Ceci soulève des questions particulièrement complexes concernant la gestion des services en termes de « biens publics » (Ansaloni, 2015; Lant et al., 2008), et la prise en compte de rétroactions entre les dimensions sociales et écologiques des socio-écosystèmes (Binder et al., 2013). Ceci nécessite également d'élargir la question de la gouvernance des agroécosystèmes à celle des systèmes alimentaires (Fouilleux & Michel, 2019; Meynard et al., 2017; Busch & Bain, 2004), puisqu'au-delà des acteurs du monde agricole, les consommateurs et les représentants de l'industrie agro-alimentaire influent également sur la gestion des agroécosystèmes, et donc ont des effets indirects sur la biodiversité.

3.2. VIGNE ET VIN



Tout comme la gouvernance agricole, celle de la viticulture en France est caractérisée par une forte interdépendance d'acteurs et d'institutions à différents échelles d'intervention (Europe, France, région), y compris l'échelle des territoires avec les Indications Géographiques (IG) et les Appellation d'Origine Contrôlée (AOC). Différents domaines d'action publique sont concernés (Itçaina et al., 2016; Smith et al., 2007). La gouvernance est aussi marquée par sa diversité de représentations, d'acteurs, de pratiques et de modèles de production (Itçaina et al., 2013; Cazals, 2009). Cette gouvernance, qui inclut un objectif de réduction des pesticides, aborde cependant très peu la conservation de la biodiversité et sa réconciliation durable avec la production du vin (Ansaloni, 2017) (même s'il est bien présent dans le projet national agroécologique lancé en 2012 par le ministre en charge de l'agriculture). En effet, la gouvernance de la production du vin aborde principalement les enjeux de la définition et de la catégorisation du produit, les aides à la « modernisation » des exploitations, la promotion du vin et les droits de plantation (Itçaina et al., 2016), affectant la formulation des institutions (règles et normes ; Itçaina et al., 2014; Smith et al., 2007). Dans les années 1930s, la définition réglementaire d'une 'qualité' d'un vin était rendue possible suite à une mobilisation des expertises de la part des agronomes, des juristes et des géographes (Roger, 2010) et a donné lieu à la mise en place des instruments réglementaires, comme les cahiers des charges pour valoriser les produits avec les IGs et les AOCs (Gautier, 2016; Roger, 2010; Smith et al., 2007). C'est seulement dans les années 2000 qu'une première réflexion sur l'intégration des pratiques agro-environnementales dans les règles des AOCs apparaît, mais sera suspendue (Gautier, 2016). Les démarches de qualité qui structurent la filière n'ont que peu à peu pris en compte les questions environnementales en intégrant pour certaines des changements de pratiques productives dans leurs cahiers



© Marie Grasset

des charges (Cazals, 2009; Belis-Bergouignan & Cazals, 2006), en particulier l'usage des pesticides (Cazals, 2009; Belis-Bergouignan & Cazals, 2006) plutôt que la préservation de la biodiversité. Si en 2008 la réforme de l'organisation commune de marché européen 'vin' a été marquée par un travail politique des acteurs (producteurs, négociants...) visant à redéfinir les catégories de produits viticoles vendus sur les marchés européens, mobilisant des expertises en biochimie, économétrie et marketing afin d'améliorer l'efficacité des marchés au nom d'un « consommateur moderne » (Itçaina et al., 2016; Itçaina et al., 2013; Roger, 2010), autant à l'échelle européenne qu'à l'échelle de l'ex-Aquitaine, la biodiversité a été absente de ces débats (Smith, 2016). Mais en 2010, émerge un discours sur la révision des cahiers des charges des IGs et des AOCs, et la définition du 'terroir' viticole voté par l'Organisation Internationale de la vigne et du vin (OIV) fait référence à la biodiversité. En 2016, l'Institut National de l'Origine et de la Qualité (INAO) en France a « invité les organismes de défense et de gestion à s'orienter clairement et fermement vers une démarche d'intégration des principes agro-écologiques dans les cahiers des charges de l'ensemble des signes officiels de qualité et d'origine » (Gautier, 2016), incluant la conservation et le développement de la biodiversité (Gautier, 2016).

3.3. FORÊT ET BOIS



La gouvernance des forêts en Europe ne relève pas de la compétence des institutions de l'Union Européenne, même si nombre de ses domaines d'action ont un impact plus ou moins direct sur les activités forestières (Winkel & Sotirov, 2016). A l'échelle des Etats-membres les configurations sont très diverses mais globalement l'Etat demeure le pilote principal de politiques forestières qui reposent sur l'articulation de dispositifs incitatifs et de mesures de cadrage réglementaires. En parallèle les systèmes de certification privés (PEFC, FSC principalement) se sont développés depuis la fin des années 1990 dans la perspective de promouvoir la gestion durable à travers les mécanismes de marché (Agrawal et al., 2008). Au sein de cette gouvernance mixte, la biodiversité des écosystèmes forestiers est réglementée par une



© Frédéric Blanchard

multitude d'instruments, y compris des politiques publiques, de la régulation privée (par ex. la certification), des plans d'actions, ou des codes forestiers. Des controverses et des conflits entre acteurs autour des questions de la biodiversité en lien avec la production de bois ont émergé dès les années 1980s, par association des enjeux de perte de biodiversité et de déboisement au niveau mondial (Niemelä et al., 2005; Jeffries, 2005; Arts, 1998). Depuis trois décennies, Natura 2000 (une politique européenne de la conservation) a été mis en place afin de préserver des habitats forestiers. Cette politique est fondée sur une vision des forêts comme « de par leur nature même » des espaces abritant une grande diversité faunistique et floristique (Coote et al., 2013). Conformément à cette image des forêts, l'enjeu gouvernemental est de protéger les espaces forestiers afin de garantir la fourniture des services écosystémiques en lien avec la biodiversité, une approche cependant questionnée sur son efficacité (Bengtsson et al 2000) au regard par exemple des corridors écologiques (Arts & Buizer, 2009). Aux XIXe et XXe siècles les politiques publiques et les acteurs se focalisaient sur l'intensification de la sylviculture et la croissance des forêts cultivées (Niemelä et al., 2005) ; mais dans les années 1990s, la volonté politique à l'échelle internationale est de promouvoir des pratiques de gestion du-

table des forêts dans un projet mondial de « gestion durable des forêts » (Arts & Buizer, 2009). En France, la loi d'avenir pour l'agriculture, en cohérence avec les politiques industrielles, écologique et du logement, précise les orientations de la politique forestière (Sergent, 2010). Mais si ces politiques pérennisent le patrimoine forestier, elles participent également à son homogénéisation. En effet, les orientations nationales sont ensuite traduites sur le plan régional ; ainsi en Région Nouvelle-Aquitaine, le Programme Régional de la Forêt et du Bois piloté par la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt (DRAAF) prévoit de renforcer la compétitivité de la filière forêt-bois au bénéfice du territoire régional, de dynamiser la gestion durable de la forêt, de renforcer la protection des forêts contre les risques et de placer la forêt et la filière bois au cœur de la région et de ses territoires. En plus des services de l'état, le conseil régional de Nouvelle-Aquitaine joue un rôle dans la mise en application des politiques nationales, de par ses compétences de développement économique et de gestion des fonds européens et les programmes déjà menés avec les acteurs locaux de la forêt et du bois (interprofessions forêt-bois, centres régionaux de la propriété forestière, propriétaires et collectivités...) (Sergent, 2017).

3.4. EAUX MARINES ET EAUX DOUCES



La conservation de la biodiversité est un enjeu majeur en milieu aquatique, la préservation de la biodiversité et sa gouvernance étant considérées comme essentielles pour la durabilité d'un ensemble de services écosystémiques marchands et non-marchands (Heiskanen et al., 2016; Suding, 2011; Barthélémy, 2013, Dufour & Piégay, 2009). Plusieurs travaux démontrent l'ampleur de la mise en gouvernance des océans et des cours d'eau au regard du nombre croissant de politiques publiques relatif à ces écosystèmes (Van Tatenhove, 2016; Börja 2005; Thiel, 2013), une gouvernance fortement marquée par une intervention publique à différentes échelles interdépendantes (internationale, européenne, nationale, régionale, ainsi que régions marines et bassins versants; Van Tatenhove, 2016; Rambonilaza et al., 2015 ; Molle, 2009 ; Swyngedouw et al., 2002) et avec une implication importante de la part de l'Union Européenne (Drouineau et al., 2018; Aubin & Varone, 2004). En France, comme dans d'autres pays européens (Swyngedouw et al., 2002), on observe un mille-feuille de législation, d'instruments politiques et de juridictions gouvernants les enjeux de la biodiversité, de la production et de la planification (Rambonilaza et al., 2015). Ceux-ci incluent par exemple : les conventions maritimes régionales, la Directive européenne Cadre Stratégie sur le Milieu Marin (DCSMM), la directive européenne « Habitats », la Directive européenne Cadre sur l'Eau (DCE), la Politique européenne Commune de la Pêche (PCP), la Politique européenne Maritime Intégrée (PMI), la Directive européenne sur la Planification européenne Spatiale Maritime (PSM), la loi sur l'eau 1964 et ses révisions successives, les lois pêche, les lois sur



© Thierry Guyot

l'usage de l'énergie hydraulique, les documents stratégie de façade maritimes, les plans d'actions milieux marin (PAMM), les Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGES), les Schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGES), les plans de gestion de la restauration des poissons migrateurs. Face aux échecs historiques pour réduire les menaces qui pèsent sur la biodiversité via un mode de gouvernance sectorielle de type « command and control » (Holling & Meffe, 1996; Garcia, 2008; Carter, 2013, 2014), une approche écosystémique a été proposée (Garcia, 2008; Soto et al., 2008 ; Gormley et al., 2015). En matière de pêche, la gouvernance repose sur l'idée que « tous les stocks de poissons doivent être gérés et récoltés d'une manière durable, légale et en appliquant des approches fondées sur les écosystèmes » (Objectif d'Aichi B.6 pour la biodiversité), un objectif largement soutenu scientifiquement (Pikitch et al., 2004; Link, 2017) qui consiste

à prendre en considération les multiples complexités écologiques et économiques en jeu, au lieu de se concentrer sur des espèces cibles. Ces approches doivent tenir compte de la nature multi-spécifique et multi-flottille des pêcheries, les multiples services écosystémiques associés, aussi bien que les impacts de facteurs environnementaux tels que le changement climatique (Sanchirico et al., 2008; Thébaud et al., 2014; Doyen et al., 2017). Ce dernier est par ailleurs invoqué pour renforcer l'application de l'approche écosystémique (Heenan et al., 2015; Gormley et al., 2015; McIlgorm et al., 2010), souvent dans le cadre des services écosystémiques (Ruckelshaus et al., 2013). Il est aussi invoqué à l'appui de la gestion intégrée des zones côtières (O'Mahony et al., 2015). L'approche écosystémique prône de gérer les écosystèmes d'une manière globale, avec une gouvernance par des acteurs politiques qui a été fortement influencé par une communauté internationale de scientifiques et des ONGs qui ont utilisé la biodiversité pour établir des références réglementaires (Bouleau & Pont, 2015; Kaika & Page, 2003). C'est pourquoi, cette approche et la préservation de la biodiversité ont été institués de manière concomitante dans des instruments politiques et juridiques (Bouleau et al., 2018; Heiskanen et al., 2016; Bouleau, 2014; Borja et al., 2010). Par exemple, un travail scientifique et politique à l'échelle européenne est à l'origine de la formulation des directives phares mettant en place la Directive Cadre sur l'Eau (DCE)

(2000) et la Directive Cadre Stratégie sur le Milieu Marin (DCSMM) (2008). Celles-ci ont établi un cadre institutionnel et juridique dans lequel non seulement la conservation de la biodiversité est un objectif majeur, mais aussi où la gouvernance intersectorielle des activités de production est envisagée, soit directement (dans le cas du DCSMM) soit indirectement (dans le cas du DCE) (Boschet et Rambonilaza, 2015; Bouleau, 2014; Howarth, 2009). Il en est de même en ce qui concerne les industries de la pêche (Article 4, Directive 1380/2013/EU) et de l'aquaculture (Article 34(1)e, Directive 1380/2013/EU). Actuellement le débat porte plus sur la mise en œuvre de cette approche que sur sa « potentialité » comme mode de gouvernance inédit (Ballesteros et al., 2018; Doyen et al., 2017; van Hoof, 2015; Bouleau & Pont, 2015; McIlgorm et al., 2014; Rice et al., 2012; Cury et al., 2005). C'est le cas clairement de la gouvernance des aires marines protégées et des parcs marins, outils de gestion importants afin de conserver la biodiversité tout en réglémentant les enjeux socio-économiques intersectoriels (Ferreira et al., 2014; Sanchez et al., 2013; Chakour & Dahou, 2009; Van Tilbeurgh, 2006; Henocque, 2006), ou encore de la pêche et la pisciculture (Carter, 2018; Drouineau, et al., 2016; Carter, 2013; Symes & Hoefnagel, 2010; Cranford et al., 2012; Soto et al., 2008). Une dernière dimension apparaît également, celle de justice et d'équité dans la prise de décision (Soto et al., 2008)

3.5. TERRITOIRES URBANISÉS



La biodiversité urbaine est par définition sujette à un contact constant avec l'Homme, espèce ingénieur, prédatrice et créatrice (Duquesne & Vo Van, 2016). Ce lien étroit place les politiques publiques territoriales comme des clefs d'entrée et d'accroche des services écosystémiques, ayant abouti au concept d'écosystème urbain (Yengué & Robert, à paraître). De nombreuses études, menées en France comme à l'international, démontrent que les services écosystémiques sont de plus en plus mobilisés par les acteurs politiques pour étudier et pour gérer les espaces naturels urbains (Mougenot, 2003; Lotfi, 2017; Barles & Blanc, 2016). Le recours variable, néanmoins de plus en plus fréquent, aux services écosystémiques transforme les politiques de protection, influence leur mise en œuvre et modifie l'essence de l'espace protégé urbain (Girault, 2018). Cette approche, concrétisée en France sous le vocable de la trame verte et bleue (TVB), suppose une prise en compte des enjeux de continuité écologique dans les réflexions, décisions et règles relatives à l'aménagement et à la gestion de l'espace. Entérinée par les lois Grenelle de 2009 et de 2010, la TVB matérialise en France cette approche réticulaire et intégrée de la conservation de la nature dans l'ensemble des socio-écosystèmes (Debray & Larrue, 2017). Dans les milieux urbains et périurbains, le maintien ou la réhabilitation des corridors écologiques s'opère notamment



© Laurent Mignaux

à travers les documents d'urbanisme qui fournissent une opportunité de valoriser les différents services fournis par les écosystèmes (services supports, services culturels). Dans le cadre de la mise en œuvre de la TVB, la préservation des écosystèmes, le développement résidentiel et le cadre de vie peuvent être coprésents. Cette perspective de mise en compatibilité de certaines activités humaines avec les continuités écologiques (espace vert, coulée verte ou surface agricole identifiés comme corridor) est plus acceptable pour les acteurs de l'aménagement (Serrano et al., 2014).

3.6. SYNTHÈSE

On peut observer des éléments communs et transversaux aux différents socio-écosystèmes, par exemple l'intégration progressive des enjeux de la biodiversité non seulement au sein des politiques publiques, mais aussi une réglementation mixte publique-privée (par ex. les cahiers des charges) – et ceci à de multiples échelles, du régional à l'international. En lien avec les analyses de la mise en place des politiques de biodiversité globales (*Compa-*

gnon & Rodary, 2017a; Guimont et al., 2018), nous voyons l'institutionnalisation des modes de gouvernance « réformistes » qui s'inscrivent dans des logiques et rationalités d'une gouvernance néolibérale. Mais nous voyons aussi l'existence des approches « holistiques » et écosystémiques qui prônent une transformation de la gouvernance pour répondre à l'intégration de différents objectifs politiques (biodiversité, production, services) (*Tableau 7.1*).

**TABEAU
7.1**

Synthèse des premiers éléments de contexte (international, européen et national) tels que présentés par la littérature scientifique.

Socio-écosystèmes	Mode de gouvernance	Etat de convergence du secteur avec la gouvernance de la biodiversité
Plaines céréalières	Mode de gouvernance réformiste : les approches écosystémiques en arrière-plan	Intégration progressive des enjeux de la biodiversité au sein des politiques publiques agricoles Incitations en direction des agriculteurs
Vigne et vin	Mode de gouvernance réformiste émergent	Intégration progressive des enjeux de l'usage des pesticides au sein des cahiers des charges ('qualité' des produits) Emergence d'un discours sur l'intégration des enjeux de la biodiversité au sein des cahiers de charges
Forêt et bois	Mode de gouvernance réformiste en tension avec des approches écosystémiques	Intégration progressive et parfois controversée des enjeux de production au sein des politiques de préservation des habitats forestiers Intégration progressive et parfois controversée des enjeux de la biodiversité au sein des instruments sectoriels forestiers (public et privé)
Eaux marines et eaux douces	Mode de gouvernance transformative avec les approches réformistes en arrière-plan	Déstabilisation des approches « command and control » par les « approches écosystémiques » L'approche écosystémique vue comme solution de gouvernance indispensable pour réconcilier la préservation de la biodiversité avec les activités socioéconomiques
Territoires urbanisés	Mode de gouvernance transformative émergent	Les services écosystémiques de plus en plus mobilisés dans les discours et politiques publiques pour gouverner les espaces naturels urbains Prise en compte progressive de la continuité écologique dans les politiques de l'aménagement

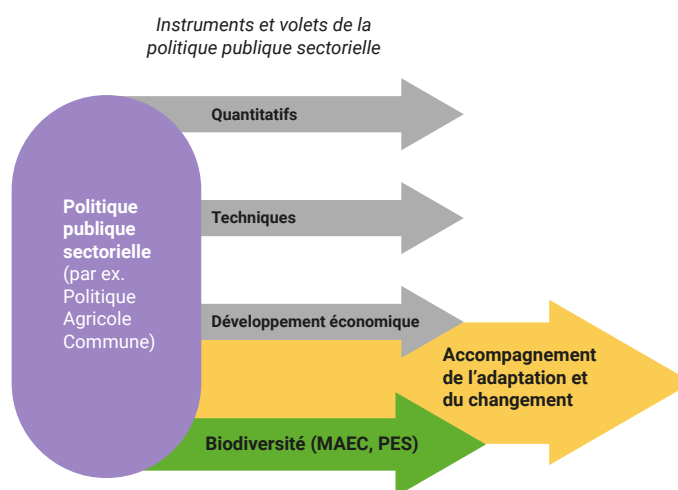
4

Les modes de gouvernance « réformiste »

Les politiques publiques peuvent être développées de différentes manières afin de concilier les principes de la conservation de la biodiversité, de la production et de la fourniture de multiples services écosystémiques. Cette section traite des approches dites « réformistes », définies comme des formes de gouvernance qui prônent l'adaptation des instruments de politiques publiques aux enjeux de la biodiversité sans mettre en cause les logiques d'actions sectorielles dominantes. En Région Nouvelle-Aquitaine, cela a notamment impliqué l'élaboration d'instruments de politique publique visant à protéger la biodiversité dans le cadre des objectifs généraux de la politique sectorielle, mais également le développement et implémentation des ressources institutionnelles d'accompagnement au changement des acteurs concernés. Ces deux approches sont l'objet de cette section.

FIGURE 7.4

Quelles ressources institutionnelles d'accompagnement du changement ? Dans le cadre d'une politique sectorielle, des acteurs peuvent proposer de nouveaux instruments de politiques publiques portant sur les enjeux de la biodiversité. Or l'efficacité de ces instruments dépend des ressources d'accompagnement mise à disposition des producteurs.



Dans les **plaines agricoles**, les ressources institutionnelles qui peuvent être mises à disposition des agriculteurs soit individuellement soit au sein de réseaux professionnels afin de les accompagner dans les changements de pratiques ont été étudiées (*Allaire et al., 2009*). L'un des instruments principaux découle de la PAC, il s'agit des mesures agroenvironnementales (MAE), qui sont contractuelles. Leur souscription (et donc la réussite de la Politique Publique pour laquelle on les mobilise) dépend de la volonté des agriculteurs, et entre autres de leur perception de l'outil. Or pour les agriculteurs les MAE souffrent souvent d'un manque de compréhension des mécanismes de causalités entre les processus biophysiques concernés, ce qui joue négativement à la fois sur la confiance de réussite et aussi dans la capacité à mettre en pratique les prescriptions contractuelles des MAE (*Lobley et al., 2013*). Il existe donc un enjeu de gouvernance dans l'accompagne-

ment, et celui-ci a une forte dimension temporelle (*Kleijn et al., 2006; Sutherland, 2010*). En effet les MAE sont souscrites sur 5 ans, mais la réponse de la biodiversité et la fourniture des services écosystémiques sont des processus de plus longue durée : l'efficacité des MAE repose donc sur leur renouvellement dans la durée par les mêmes agriculteurs (*Kleijn et al., 2006*). Encourager les agriculteurs à participer activement et positivement dès leur contractualisation dépend de la « qualité institutionnelle » des territoires voulant accompagner un changement des pratiques - par ex. dans la mise en place des MAEs herbagères (*Allaire et al., 2009*). Le « capital social » et les facteurs non-matérielles jouent également un rôle central dans la gouvernance intégrée des agroécosystèmes (*Delgoulet, 2017; Batáry et al., 2015; Sutherland, 2010; Lobley et al 2013; Allaire et al 2009*). L'accompagnement est ainsi un point crucial entre changement de pratiques de production et four-



niture des services écosystémiques (Delgoulet, 2017). Cet accompagnement vise une redéfinition des identités professionnelles des agriculteurs de « producteur de céréales » à « gestionnaire écologique des terres » ou bien à « gardien de l'environnement » (Candau et al., 2015 ; Lobley et al., 2013). Enfin, si les prescriptions des MAE sont souvent définies aux échelles macro (horizontale) ou micro (zonal), leur efficacité dépend des ressources institutionnelles aux échelles intermédiaires, c'est à dire paysagère ou régionale. En comparaison, dans le **socio-écosystème viticole**, il existe très peu de recherches sur l'action publique et la construction des intérêts autour de la biodiversité, et l'intégration des préoccupations environnementales est progressive (Cazals, 2009; Belis-Bergouignan & Cazals, 2006). L'essentiel des recherches s'est concentré sur la manière dont ces règles régissent l'usage des

pesticides (Cazals, 2009; Belis-Bergouignan & Cazals, 2006) plutôt que sur la préservation de la biodiversité. En ce qui concerne la **conchyliculture**, les recherches montrent que de fortes synergies peuvent exister entre la gouvernance de la biodiversité et la gouvernance des pratiques conchyliques (Shumway et al., 2003). La **conchyliculture** dépend d'une bonne qualité de l'eau pour sa production. Une des spécificités de cette production est sa tendance à accroître la qualité de l'écosystème par filtration de l'eau (Shumway et al., 2003). Si la production n'excède pas la capacité de charge écologique et sociale de l'écosystème marin (Byran et al., 2011), une forme de gouvernance d'accompagnement de l'adaptation de cette activité peut alors avoir un effet positif sur la conservation de la biodiversité aquatique en lien avec la production alimentaire.



Alors que les recherches sur les SESs **plaines céréalières** signalent l'importance des facteurs territoriaux institutionnels pour l'efficacité des MAEC, il existe un manque de connaissances sur le rôle spécifique joué par ces facteurs concernant la réconciliation de la conservation de la biodiversité avec la production alimentaire et la préservation des services écosystémiques en Région Nouvelle-Aquitaine. On retrouve cependant la nécessité d'une mise à disposition de ressources d'accompagnement dans les processus de mise en œuvre des démarches au-delà de l'attractivité financière des aides afin de rendre les mesures efficaces. Ceci fut en effet constaté par une étude réalisée sur un échantillon d'agriculteurs incluant des céréaliculteurs en Dordogne (Deuffic & Candau, 2006). Bien entendu, il serait simpliste de considérer les agriculteurs comme un groupe homogène. La variabilité des motivations, des besoins et des représentations sociales individuelles ou collectives font que les agriculteurs peuvent s'engager dans une démarche environnementale, et en particulier souscrire des MAE pour des raisons très différentes (Candau et al., 2015; Deuffic & Candau, 2006). Ceci rejoint la nécessité d'échange voire de conception collective, comme évoqué dans le cadre de la mise en place d'une filière luzerne. Au-delà des MAE, l'agriculture biologique (qui entre par ailleurs dans le cadre réglementaire des MAE) offre une solution, au moins partielle, de conciliation des enjeux de production et de maintien de la biodiversité et des services écosystémiques (Henckel et al., 2015, Wintermantel et al., 2019). L'agriculture biologique est prise en main en grande partie par la filière elle-même, bien que l'action publique reste présente sur le terrain financier à travers le paiement d'aides destinées à la conversion. Les difficultés de mise en œuvre de pratiques qui concilient production alimentaire et préservation de la biodiversité en grandes cultures céréalières peuvent d'ailleurs aussi être analysées en termes d'un manque de reconnaissance des réseaux professionnels qui proposent des alternatives au fonctionnement dominant. Dans le cadre de la préservation des semences paysannes et des

variétés anciennes régionales de céréales par le réseau paysan Bio d'Aquitaine, associés à des pratiques agronomiques durables notamment en Agriculture Biologique, Coolsaet (2016) aborde le concept de justice cognitive pour exprimer le manque de prise en considération institutionnelle et professionnelle des méthodes d'échange et d'accompagnement mis en place. A travers le projet «L'Aquitaine cultive la biodiversité», le réseau professionnel a initié un mouvement basé sur «une agroécologie des connaissances» qui associe autonomie des fermes et identité collective qui reste par ailleurs minoritaire par rapport au modèle agricole dominant (Coolsaet, 2016).

La question de l'usage des pesticides étant au cœur des préoccupations environnementales des acteurs de la **filière vitivinicole**, les recherches ont pu mettre en évidence différents freins institutionnels à la réduction de leur usage (Cazals, 2012). L'insuffisance des instruments est notamment démontrée par la politique de sensibilisation et de formation professionnelle « CERTYPHYTO » (Ansaloni, 2017; Ansaloni & Smith, 2014). En outre, les recherches ont montré que cette industrie est régulée par un ordre institutionnel à quatre échelles (Itçaina et al., 2016; Itçaina et al., 2014; Smith et al., 2007) :

I) à l'échelle locale, les Organismes de Défense et Gestion (ODGs) des Appellations d'Origine Contrôlée (AOC) prennent les décisions sur les cahiers des charges et l'agrément des vins avec un pouvoir organisationnel et symbolique;

II) à l'échelle régionale (pour les vins de Bordeaux et de Cognac), les interprofessions (respectivement le Conseil Interprofessionnel du Vin de Bordeaux (CIVB) et le Bureau National Interprofessionnel du Cognac (BNIC)) mobilisent des « services techniques » et des « comités techniques » puissants qui, historiquement, ont d'abord défendu la viticulture conventionnelle (c'est-à-dire intensive) puis davantage une viticulture « raisonnée »;



III) à l'échelle nationale, le Ministère de l'agriculture et l'Institut National de l'Origine et de la Qualité (INAO), le premier étant intervenu notamment à travers une politique de formation professionnelle en matière des pesticides (Ansaloni, 2017; Ansaloni & Smith, 2014), tandis que l'INAO est en train de mener une réflexion sur la biodiversité en lien avec la qualité et l'origine des vins;

IV) à l'échelle européenne – la DG de l'Agriculture et Développement Rural de la Commission européenne évoque la nécessité de prendre en compte la biodiversité, mais ne développe pas d'instrument spécifique à la viticulture pour encourager sa préservation. Dans ce contexte, les recherches montrent que le Conseil régional est relativement peu intervenu pour la préservation de la biodiversité des espaces aquitains concernés (Itçaina et al., 2016).

Plus généralement, même si des mesures ont été mises en place aux quatre échelles précitées pour ostensiblement réduire l'impact de la viticulture sur l'environnement, en Nouvelle-Aquitaine leur impact sur la biodiversité reste pour l'instant modeste (Smith, 2016). Mesuré en termes du (faible) nombre de reconversions en bio et en biodynamie, ou en termes de taux d'usage des pesticides, cette région est loin derrière l'Occitanie par exemple. Par ailleurs, l'argument de « l'importance économique » des vins de Bordeaux et du Cognac pour la région et pour la nation est fréquemment utilisé pour protéger le statu quo (Itçaina et al., 2016; Smith, 2016). Il participe donc fortement à la reproduction de pratiques nuisibles pour la biodiversité.

Dans le cas de la conchyliculture sur le Bassin d'Arcachon, les recherches mettent en avant la vulnérabilité de cette industrie face au changement global (Dachary-Bernard & Rivaud, 2013; Rivaud & Cazals, 2012). Les producteurs doivent faire face à plusieurs défis,



© Thierry Guyot

notamment la mortalité des huîtres à cause des problèmes sanitaires, la diminution des stocks et la fragilité économique des entreprises (Rivaud & Cazals, 2012). Les recherches ont permis de constater une diversité de stratégies d'adaptation des entreprises face à cette incertitude (Dachary-Bernard & Rivaud, 2013; Rivaud & Cazals, 2012). Les résultats montrent que les touristes valorisent les différents modèles de production possibles, parfois même au détriment d'une grande qualité paysagère plutôt associée à une plus forte vulnérabilité de l'activité ostréicole à la qualité du milieu (Dachary-Bernard & Rivaud, 2013). Afin d'assister cette industrie à s'adapter tout en respectant cette diversité, de nouveaux indicateurs de performance des entreprises ont été proposés (Rivaud & Cazals, 2012). Des recherches mettent par ailleurs en garde contre toute mise en place de règles standardisées ou de solutions de gouvernance universelles (Dachary-Bernard & Rivaud, 2013).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Tandis qu'en plaines céréalières et conchyliculture les recherches en Nouvelle-Aquitaine portent sur les enjeux de l'adaptation des producteurs, pour la viticulture les recherches montrent les obstacles à la mise en place des approches réformistes. Il existe un manque de connaissances sur les enjeux politiques et institutionnels du développement de la viticulture biologique. Dans tous les cas, les ressources institutionnelles de l'accompagnement (formation, échange, évaluation) sont vues comme essentielles pour la réussite du changement de pratiques mais aussi pour le respect des diversités dans ce changement. Ces démarches institutionnelles pourraient être amenées à une échelle intermédiaire de gouvernance (par ex. partenariat régional, réseaux professionnels).

[Tendances] : Plaines céréalières **[Etudes empiriques]** (~5 études)

[Tendances] : Vignes et vin **[Etudes empiriques]** (~5 études)

[Suggestion] : Conchyliculture **[Etudes empiriques]** (<5 études)

5

Les modes de gouvernance « transformative »

Alors que la section précédente présentait des résultats sur l'intégration des préoccupations relatives à la biodiversité dans les objectifs des politiques publiques sectorielles, cette section passe en revue la littérature sur les modes de gouvernance transformative et en particulier sur la mise en œuvre de l'approche écosystémique (AE). Cette dernière préconise une vision globale de résolution de problèmes environnementaux, qui prend en compte les interactions entre les organismes, les humains et leur environnement. Elle est considérée comme « transformative » car elle prône un changement de paradigme dans la gouvernance de la biodiversité qui tient compte non seulement des incertitudes des processus écologiques, mais aussi des limites des approches sectorielles et isolées de gouvernance des ressources naturelles. Dans cette perspective, l'AE a pour objectif de promouvoir le « bien-être » écologique et humain dans un cadre d'équité sociale remettant potentiellement en cause les logiques d'actions sectorielles dominantes (Soto et al., 2008). Dans cette section, nous distinguons deux manières différentes d'appliquer des approches intégrées. La première consiste à utiliser des approches ascendantes, ou « bottom up », qui sont initiées par l'accumulation d'instruments et de discours politiques mise en place par différents groupes d'acteurs. Sur le long terme, ce cumul d'institutions peut donner lieu à une transformation de la culture de gouvernance sectorielle vers une approche holistique. La seconde est hiérarchique et « descendante », ou « top down », et découle de la mise en place dans la législation de cadres de politique intégrés. Ici, par contraste, la mise en œuvre d'une AE est explicitement mentionnée comme objectif réglementaire dans un cadre législatif qui vise à intégrer la préservation de la biodiversité avec une gouvernance intersectorielle des activités économiques. Dans les deux cas, on abordera aussi les difficultés et les obstacles rencontrés à la mise en place des modes de gouvernance transformative.

5.1. LES APPROCHES ÉCOSYSTÉMIQUES « ASCENDANTES »

5.1.1. Socio-écosystèmes de production (agriculture, sylviculture)



Au-delà des analyses de l'efficacité des instruments de politiques publiques dans le cadre d'une logique de gouvernance néolibérale et sectorielle (Mesnel, 2018; Arrignon & Bosc, 2017), certains travaux en sciences sociales et en agronomie s'intéressent à d'autres modes de gouvernance plus « transformatifs » dans lesquels les acteurs sont incités à participer à l'élaboration de règles, normes et instruments de gouvernance de l'agroécosystème (Ansaloni, 2013). En viticulture, dans la région de Chianti (Italie), l'inefficacité de la gouvernance viticole dans la conservation d'un ensemble de services écosystémiques a plaidé pour une mise en place d'une approche écosystémique intégrée (AEI) (Simoncini, 2011). Une telle approche ouvre des perspectives pour la conservation des biens publics (c'est-

à-dire, les services écosystémiques non-marchands), au même titre que les biens privés (services écosystémiques marchands), sans quoi les instruments de gouvernance restent focalisés sur la fourniture des services d'approvisionnement et des services culturels marchands (Simoncini, 2011). Pour ce qui est des forêts, les AE ont été vues dans un premier temps comme une partie de la solution de la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques, en repensant les forêts elles-mêmes. Dans le cas des forêts plantées par exemple, on observe une perte de biodiversité liée aux pratiques d'aménagement en lien avec la sylviculture (et plus récemment en lien avec l'émergence d'une filière bois-énergie) (Bengtsson et al., 2000). Ainsi, les questions de gouvernance, comme pour les agro-

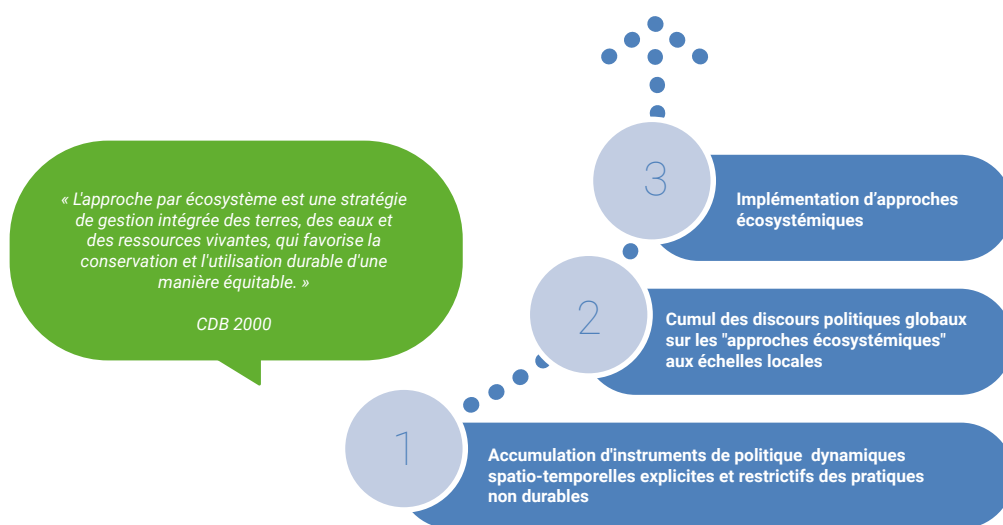


cosystèmes, portent sur la conception et la mise en œuvre de nouvelles méthodes de gestion afin de rendre les forêts plantées « plus naturelles » et donc des espaces abritant la biodiversité (*Bengtsson et al., 2000*). Dans ce débat, il est souligné que les forêts plantées

peuvent jouer un rôle important dans la conservation de la biodiversité, elles ne sont pas que des « fermes forestières » (*Hartley, 2002*). Tout dépend de la régulation des pratiques sylvicoles en lien avec une volonté locale d'appropriation des enjeux de la biodiversité.

FIGURE 7.5

Approches de gouvernance écosystémique ascendante. Une accumulation d'instruments et de discours politiques mise en place par différents groupes d'acteurs donnent lieu sur le long terme à une transformation des pratiques de gouvernance sectorielles vers des approches écosystémiques.



Il existe peu d'études dédiées aux enjeux de gouvernance transformative avec un angle d'approche écosystémique dans les agroécosystèmes de **plaine agricole** en Région Nouvelle-Aquitaine, intégrant explicitement la biodiversité. Une étude de cas exploratoire a cependant été conduite sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre (ZAPVS) concernant la conception collective d'une filière courte de luzerne visant à faciliter la réintroduction des prairies pour la conservation de l'outarde canepetière et plus généralement des services écosystémiques (*Berthet et al., 2012; Berthet, 2014; Berthet et al., 2016*). Bien que la luzerne soit le support de multiples services utiles aux agriculteurs (pollinisation, contrôle biologique, production fourragère, amélioration des sols, qualité et épuration de l'eau), cette culture voit ses surfaces reculer au profit des grandes cultures céréalières considérées comme plus rentables à court terme. Un partenariat entre une coopérative agricole et le Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC) a permis d'explorer une voie nouvelle pour gérer de façon collective les prairies en tant qu'infrastructure écologique. Les dirigeants de la coopérative souhaitent améliorer les impacts de l'agriculture sur la biodiversité et cherchaient des solutions; les écologues du CEBC leur ont suggéré l'idée de monter une filière luzerne. La contradiction initiale entre les objectifs de la filière, à savoir produire une luzerne de qualité, et en quantité, vs. favoriser des pratiques extensives favorables

à la biodiversité, a conduit les porteurs du projet à adopter une démarche de conception innovante (*Berthet et al., 2014*). Un atelier de conception a été organisé en mai 2011, réunissant une trentaine d'acteurs (agriculteurs et techniciens membres ou non de la coopérative, animateurs MAE, chercheurs, etc.) autour de la question : que serait une luzerne pour un agroécosystème durable ? Les acteurs ont été invités à partager leurs connaissances sur le sujet et à explorer des pistes d'innovation, qu'elles soient agricoles, environnementales, économiques et organisationnelles. Des voies intermédiaires de production de luzerne (entre le « très intensif » et le « très extensif ») ont été explorées, ainsi que les bouquets de services qu'elles tendaient à favoriser : par exemple échelonner les dates de fauche de la luzerne est favorable à la pollinisation; piloter la localisation des luzernes est favorable à la régulation biologique et à la sauvegarde des outardes. Par ailleurs, de nouveaux rôles potentiels pour la coopérative ont été définis (une coopérative « gestionnaire de la diversité » donnant aux agriculteurs la capacité de diversifier leurs pratiques tout en leur garantissant un revenu). Ainsi, de nouvelles voies d'action ont été explorées en ne posant pas d'emblée la luzerne comme un bien commun, mais plutôt en la considérant comme un « inconnu commun » (*Berthet, 2014; Berthet et al., 2018*), de sorte que des acteurs aux intérêts a priori divergents puissent en définir les propriétés désirables. Cette piste de



la conception collective s'appuyant sur les connaissances du fonctionnement de l'écosystème apparaît prometteuse pour surmonter des blocages liés à des divergences d'intérêts car elle rend visible de nouvelles interdépendances entre les acteurs et les met en position d'explorer ensemble des solutions (Berthet et al., 2014, 2019). Elle permet aussi d'envisager des voies nouvelles par rapport aux MAEC et aux PSE, puisqu'au lieu de cibler a priori un service à préserver, une approche de conception s'appuyant sur les connaissances en écologie permet d'explorer des configurations possibles de l'agroécosystème et les bouquets de services écosystémiques que ces configurations favorisent (Berthet et al., 2016; Berthet et al., 2019).

En **viticulture**, les recherches sur la gouvernance ne se sont pas focalisées sur la mise en place (ou l'absence de mise en place) d'une approche écosystémique comme mode de gouvernance pour conserver la biodiversité (Itçaina et al., 2016; Cazals, 2012; Smith et al., 2007). Cependant, des actions issues du projet national agroécologique émergent auprès de producteurs ou groupement de producteurs sensibilisés (en Nouvelle-Aquitaine, on note l'exemple de la Coopérative des vignerons de Tutiac, et de la coopérative des vignerons de Buzet) avec des actions spécifiques dans le cadre notamment des Groupements d'intérêt économique et environnemental (GIEE): implantations de haies, d'arbres, de refuges pour les auxiliaires de la vigne, enherbement des rangs et cavaillon, aménagements fleuris. Le CIVB dans le cadre de son SME (système de management environnemental du vin de Bordeaux) présente de multiples actions chez des viticulteurs de toute la région viticole en bordelais (CIVB, 2017).

En **sylviculture**, la production de bois est très majoritairement concentrée dans des forêts de plantation en monoculture intensive (pin maritime dans les Landes de Gascogne, épicéa puis Douglas en ex-Limousin). Elle s'organise de la plantation à la vente en filière coopérative où les pratiques sylvicoles exercent des pressions importantes sur la biodiversité, sans permettre aux interactions écosystémiques favorables à l'approvisionnement en bois et à d'autres services de s'exprimer. La mise en place d'une gouvernance des forêts de plantation en Nouvelle-Aquitaine selon une approche écosystémique suppose que les connaissances scientifiques sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes forestiers soient intégrées dans l'action politique et les pratiques professionnelles. D'après Carter et al. (2019b), le passage de la science au politique (et vice versa) se fait par des associations pratiques. « Dans le cadre du projet LabEx COTE « ECO-GOV » cette méthode a été appliquée à trois cas d'études dans les Landes de Gascogne. Ces études ont permis de mettre en évidence des leviers et des freins institutionnels à l'émergence d'une approche écosystémique de la gestion forestière (Conchon, 2020). D'une manière générale, les approches de gouvernance dites 'écosystémiques' (ou 'proches de la Nature') ne sont pas les solutions privilégiées dans la gestion des forêts de plantation (Conchon, 2020).

Cette tendance peut s'expliquer d'une part par un processus de concentration du pouvoir dans une alliance composée d'acteurs issus de l'industrie sylvicole et de leurs alliés, qui maîtrisent les associations pratiques entre science et politique dans la gestion de la forêt en les orientant vers

l'intensification de l'exploitation, et d'autre part par un recours quasi-exclusif à des sources de savoirs en lien avec les visions productivistes de la gestion forestière (Conchon, 2020). Cela détermine en partie la formulation des problèmes en questions spécifiques centrés sur l'essence produite (le pin des Landes), ce qui renforce le caractère circulaire du processus. Un bon exemple peut être trouvé parmi les réponses envisagées à la vulnérabilité du massif des Landes de Gascogne au Nématode du Pin. Alors que des éléments de savoir existent qui permettraient de discuter d'un régime de gestion préventif - de type « approche écosystémique » - basée sur une augmentation de la diversité spécifique des peuplements et qui atténuerait les effets du nématode du pin sur la production, mais permettrait également de maintenir d'autres fonctions écosystémiques, cette solution basée sur la nature n'est pas retenue au profit d'une solution curative en mode « business-as-usual » (Conchon, 2020), basée sur les produits phytosanitaires in situ et pour le transport du bois, le traitement thermique du bois lors de certaines transformations, et une collecte d'information dense au sein d'une zone tampon en association avec une coupe rase autour des arbres infectés (Conchon, 2020). Ainsi, la définition même du problème sous forme de question spécifique (i.e., quelle vulnérabilité du pin maritime à un insecte défoliateur ?) amène une réponse ad-hoc (traitement) au détriment d'une réponse alternative tenant en compte des interactions entre usages du territoire. A l'inverse, une gouvernance privilégiant une approche écosystémique pourrait favoriser l'émergence de politique garantissant le bon fonctionnement de l'écosystème forestier si elle est fondée sur :

- I) une concertation de l'ensemble des acteurs du territoire (sylviculteurs propriétaires, collectivités, associations de protection de la Nature, apiculteurs, usagers);
- II) la mobilisation de savoirs permettant une connaissance holiste du fonctionnement des écosystèmes et;
- III) la formulation de questions prenant en compte l'intégralité des services écosystémiques (Conchon, 2020; Carter et al., 2019b).



© Philippe Deuffic

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les approches écosystémiques pour faire émerger de nouvelles formes d'action collective en plaine céréalière seraient mieux adaptées aux échelles auxquelles opèrent les processus écologiques, permettant la fourniture de multiples services, plutôt qu'à l'échelle de la parcelle. Toutefois, la question de comment diffuser plus largement ces processus aux autres acteurs du territoire et aux autres enjeux de l'agroécosystème reste posée. En viticulture, il demeure des lacunes importantes dans les connaissances scientifiques sur les obstacles institutionnels à la mise en place d'une approche « écosystémique » pour conserver un ensemble de services écosystémiques en lien avec la production du vin en Nouvelle-Aquitaine. En effet, la biodiversité est un enjeu politique très peu visible dans la gouvernance de ce socio-écosystème où les intérêts des interprofessions puissantes dominent le développement et le choix d'instruments d'intervention. Enfin en sylviculture les catalyseurs potentiels à la mise en œuvre des approches intégrées en forêt et bois, y compris les avantages socio-écologiques d'une telle transformation de gouvernance, sont identifiés mais l'approche écosystémique reste à explorer comme une alternative en matière de gouvernance forestière.

[Tendances] en plaines céréalières **[Etudes empiriques]** (~5 études)

[Tendances] en viticulture **[Etudes empiriques]** (1 étude)

[Suggestion] en sylviculture **[Etudes empiriques]** (~3 études)

5.1.2. Socio-écosystèmes aquatiques (pêche, aquaculture)



Un mode de gouvernance cherchant à concilier la conservation de la biodiversité avec la production alimentaire (pêche, pisciculture) dans les socio-écosystèmes aquatiques est à l'œuvre actuellement, concrétisé par la mise en place d'instruments de gestion qui :

i) protègent des espèces menacées d'extinction;

II) créent des aires marines protégées;

III) institutionnalisent des « approches écosystémiques » (*Garcia et al., 2014a,b*). Une cohérence entre les pêcheries de petite taille utilisant des engins de pêche sélectifs, la conservation de la biodiversité et la fourniture des services écosystémiques est possible en combinant les outils de gestion permettant de conserver les ressources halieutiques avec les outils spatiaux de conservation marine (*Garcia et al., 2014a,b; Kolding et al., 2014; Béné et al., 2010*). Cependant, les communautés de pêche côtière sont particulièrement vulnérables, alors que leur durabilité est primordiale pour maintenir les liens positifs entre la production et la conservation (*Urquhart et al., 2011; Symes & Phillipson, 2009; Reed et al., 2013; Urquhart & Acott, 2013*). En Europe, les instruments de la Politique Commune de la Pêche (PCP) mis en place afin de protéger ces communautés montrent des limites car ils priorisent les objectifs bioéconomiques au détriment des objectifs sociaux (*Symes & Phillipson, 2009*) et ceci au nom d'une approche « écosystémique »

(*Prellezo & Curtin, 2015*). Ce déficit de gouvernance européenne sera peut-être comblé par des instruments régionaux et/ou locaux (*Urquhart et al., 2011; Symes & Phillipson, 2009; Reed et al., 2013; Urquhart & Acott, 2013*). Les objectifs de la gouvernance de la production piscicole en France (mais aussi en Ecosse et en Grèce) ont été progressivement conciliés avec les objectifs des politiques publiques européennes dédiés à la conservation de la biodiversité (par exemple la Directive Habitats, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE)) (*Carter, 2018; IUCN, 2011*). Cette intégration des objectifs a été facilitée par la mise en place des modes de gouvernance « écosystémiques » (*Carter, 2018; Soto et al., 2008*), suite à une politisation de la durabilité de cette industrie orchestrée par des scientifiques, des communautés locales et des ONGs (*Carter, 2019b; Carter, 2018*). La mise en place d'une AE a permis aux acteurs de gouverner à l'échelle des masses d'eaux ou des bassins versants (*Carter, 2018; Costa-Pierce, 2010; Costa-Pierce, 2008*). Dans certains pays, ce mode de gouvernance s'appuie sur les outils spatiaux de planification (*Carter, 2018; Ferreira et al., 2014; Cranford et al., 2012; Nunes et al., 2011; Kaiser & Stead, 2002*) et/ou sur les standards techniques (*Carter, 2018*). Pourtant, la littérature démontre qu'il n'existe pas « une seule AE universelle », mais plutôt « des approches écosystémiques » par couplage secteur-territoire (*Carter, 2018*). Chaque version de l'AE a sa propre logique d'action publique réunissant :



I) son modèle de production favorisé (croissance, déclin, zonage...);

II) son échelle de gouvernance privilégiée (état, région);

III) sa distribution de pouvoir entre acteurs publiques et privés;

IV) son choix de connaissances jugées légitimes pour résoudre les problèmes (sciences réglementaires, données des producteurs, études des ONGs);

V) son degré de démocratisation (Carter, 2018). C'est pourquoi dans certains cas, l'application de l'AE a permis une croissance de la production piscicole en lien avec une volonté de conserver la biodiversité, tandis que dans d'autres, on observe un déclin de cette activité (Carter, 2018). Dans tous les cas, les AE impliquent des rapports de force entre acteurs gouvernant les arbitrages et déterminant ainsi les bénéficiaires des services écosystémiques aquatiques (en termes des groupes sociaux, de territoires, d'acteurs économiques ou encore de processus écologiques) (Carter, 2018).



Concernant les **pêcheries côtières**, de fortes synergies peuvent exister en Nouvelle-Aquitaine entre la gouvernance de la petite pêche et la gouvernance de la biodiversité (ECOGOV : Carter et al., 2019a, 2019b; Lugand, 2017).

Dans le cas de la pêche du merlu à la palangre du Gouf de Capbreton et la pêche professionnelle à pied de palourdes du Bassin d'Arcachon, des formes de gouvernance « mono-spécifique » ont été complétées par la mise en place d'instruments de gestion et de techniques de pêche à l'échelle des écosystèmes. Ceux-ci incluent les instruments spatiaux dits « écosystémiques » (cantonement), les instruments spatialement et temporellement dynamiques (réserves, fermetures), les normes et mesures locales entre pêcheurs influençant leurs pratiques sur l'écosystème, l'usage d'engins et techniques de pêche à faible impact sur l'environnement et, dans le cas de merlu, l'adoption d'un écolabel (merlu pin-cé) (Carter et al., 2019b; Lugand, 2017; Sanchez et al., 2013). Si les pêcheries côtières peuvent coexister avec une politique de conservation de la biodiversité marine, c'est principalement en raison d'une autogestion des relations sociales et interprofessionnelles faite par les acteurs locaux eux-mêmes (gestionnaires, comités de pêcheurs, scientifiques) afin de trouver des solutions institutionnelles pouvant réduire la vulnérabilité de ces communautés de pêche face aux changements globaux (Carter et al., 2019a; Lugand, 2017; Cadiou & Itçaina, 2011). Pourtant, une accumulation des tensions entre acteurs apparaît face au changement global, par ex. entre les 'petits' et les 'gros' armateurs et leurs modèles de production quantitative et qualitative (Carter et al., 2019b; Lugand, 2017; Cadiou & Itçaina, 2011; Le Floc'h et al., 2008).

L'élevage des truites en ex-Aquitaine a été gouverné à travers les institutions et les normes assimilant les approches écosystémiques au sein de la politique française de l'eau, et toute proposition d'installation ou d'aménagement des sites de production doit fait preuve de la non-dégradation environnementale conformément aux normes juridiques (Directive Cadre sur l'Eau (DCE); Natura 2000) (Carter, 2018). Cependant la mise en œuvre de la DCE dans les années 2000s a donné lieu à l'application d'une approche écosystémique plutôt « éco-centrique » qu'« anthropocentrique » (Carter, 2018) car ce mode de gouvernance, basé sur une science réglementaire, a eu tendance à imposer des

solutions de gouvernance universelles à des défis pourtant variés puisque marqués par de fortes spécificités territoriales (Carter, 2018). Dans le cas de la truite, sa mise en place n'a finalement pas permis aux acteurs de donner un second souffle à une industrie vulnérable qui souffrait d'une décroissance depuis les années 1990/2000s, même si des subventions étaient proposées pour soutenir l'adaptation des exploitations piscicoles (Carter, 2018). C'est pourquoi, faute de politique publique dédiée à l'aquaculture, les producteurs en collaboration avec leur propre groupement (GDSAA), les ONGs (IUCN, WWF) et le Conseil Régional ont élaboré des programmes de qualification, des chartes et des cahiers des charges portant sur les synergies entre la production de truite et la conservation des écosystèmes aquatiques (Carter, 2019b; Carter, 2018), dont la pérennité et le succès restent maintenant à quantifier.



Dans le cas de la **conchyliculture** (Pertuis Charentais), on observe une coexistence entre le développement de la production des huîtres et la mise en œuvre des directives européennes « Oiseaux » et « Habitats » (Candau et al., 2012; Gouletquer & le Moine, 2002). Cependant, la conchyliculture est fragilisée par la qualité de l'eau et la mortalité des huîtres qui sont toutes les deux attribuées à la céréaliculture et l'irrigation qui se développent sur les bassins versants de la Seudre et de la Charente (Candau et al., 2012; Gouletquer & le Moine, 2002). Face à ces enjeux, les producteurs peuvent s'engager à une réorganisation spatiale de leurs sites de production, mais une telle réorganisation engendre des conflits



d'usage (*Goulletquer & le Moine, 2002*). Une gestion intégrée écosystémique des zones côtières permettrait de gérer les conflits à travers des approches multilatérales (*Goulletquer & le Moine, 2002*). Ceci dit, l'émergence du problème dans l'espace public est nécessaire pour gouverner les conflits. Mais dans le passé l'enjeu de la qualité de l'eau n'a été peu publicisé par les ostréiculteurs,

inquiets pour l'avenir et la réputation de leur activité et celle de l'agriculture, et craignant une médiatisation en termes de santé publique (*Candau et al., 2012*). Dans ce cas, on peut observer que le cadrage d'un problème au nom de la qualité de l'eau (et de la biodiversité) comporte un risque pour les producteurs.

CE QU'IL FAUT RETENIR

La mise en place des modes de gouvernance écosystémique dépend non seulement des politiques publiques tenant compte des interactions écologiques mais surtout du travail politique des acteurs collectifs privés (en alliance avec les acteurs publics). Les industries locales (petite pêche, truite, ostréiculture) peuvent coexister avec la préservation de la biodiversité mais la gestion de ces activités économiques dépend de la mise en place d'approches écosystèmes sensibles aux interdépendances anthropocentriques aussi bien qu'aux interactions écologiques.

[Présomption] [Etudes empiriques] (<10 études)

5.1.3 Territoires urbanisés et artificialisés



Dans un contexte de métropolisation (*Lussault, 2009*) qui intensifie les interactions entre les socio-systèmes et les milieux naturels, le développement des métropoles marque une rupture avec l'héritage de la ville industrielle. Les recherches urbaines éclairent différemment la construction des villes lorsqu'elles s'appréhendent comme d'immenses marchés économiques spatialisés et reliées entre elles par la globalisation des économies et la mondialisation des échanges (*Mangin, 2014; Ghorra-Gobin, 2018*). Dans le cas des métropoles, les enjeux environnementaux tel que le maintien de la biodiversité,

dépassent le territoire de la métropole institutionnelle et ses communes pour prendre place dans un territoire fonctionnel dont l'échelle de gestion se recompose selon la capacité de la métropole à arrimer la trajectoire de ses territoires périphériques à son fonctionnement ordinaire (*Ascher, 1995*).



La prise en compte par les acteurs des interdépendances territoriales entre l'aire métropolitaine bordelaise et les zones rurales estuariennes participent à transformer leurs approches en termes de planification urbaine et territoriale (Projet LabEx COTE « URBEST » coord. D. Salles : *de Godoy Leski, 2020; de Godoy Leski et al., 2019*). La gouvernance de la biodiversité se caractérise actuellement par la mise en cohérence des enjeux de cadre de vie, de tourisme par la préservation des milieux naturels, et de leurs ressources en agriculture urbaine. La gouvernance des territoires urbanisés intègre progressivement dans ses instruments d'aménagement et d'urbanisme la conciliation de la biodiversité avec les enjeux historiques d'attractivité démographiques et économiques. La gouvernance de la biodiversité y est très pluraliste et ce, à cause d'un éclatement institution-

nel de cet enjeu de territoire aux politiques publiques « sans frontières », c'est-à-dire un partage de responsabilité entre différents acteurs (*de Godoy Leski, 2020*). On observe aussi une appropriation de l'importance des approches intégratives chez les acteurs privés dans leur manière de « faire la ville » dans la mise en œuvre des grands projets urbains (*de Godoy Leski, 2020*). Par la mobilisation des travaux du projet URBEST, le projet BiodiverCité propose une réflexion sur les modes de gouvernance métropolitaine susceptible de concilier le développement urbain et la préservation de la biodiversité par la mise en place des continuités écologiques à l'échelle métropolitaine. Les projets ont permis de mettre en visibilité (1) les jeux d'acteurs dans la gouvernance urbaine de la biodiversité et (2) les interactions entre ces jeux d'acteurs et les ressources du territoire.



Ce travail a permis de co-construire plusieurs scénarios de développement de la métropole selon deux modes de gouvernance qui tendent à coexister : l'adaptation et l'anticipation (*de Godoy Leski, 2020; de Godoy et al., en préparation*), avec chacun leurs impacts écologiques associés (*Sahraoui et al., en préparation*). L'implémentation récente des trames vertes et bleues (TVB) et les conflits qui en découlent met par ailleurs en lumière la difficile conciliation des enjeux économiques avec les enjeux écologiques dans le développement des villes. Les recherches identifient plusieurs freins institutionnels à la mise en place des modes de gouvernance transformative (*de Godoy Leski, 2020; de Godoy Leski et al., 2019*). Premièrement, les intercommunalités n'ont pas toujours les moyens techniques et humains pour réaliser tous les objectifs inscrits dans les lois. D'autant plus que ces trames deviennent l'objet de conflit entre les élus communaux et régionaux par la difficile mise en cohérence des intérêts des acteurs selon leur périmètre d'action. Deuxièmement, le défi à relever par les acteurs de la gouvernance urbaine reste de concilier les logiques d'action du génie civil avec le génie écologique par un récit territorial qui affirme l'interdépendance des enjeux urbains et écologiques. Troisièmement, une rationalité économique au fondement de l'aménagement se confronte à une rationalité de valorisation non-marchand des services écosystémiques des espaces naturels (*de Godoy Leski, 2020*). Néanmoins, l'action publique est en train de se transformer, notamment

autour de l'enjeu de cadre de vie (*de Godoy Leski, 2020*). Ce levier participe à la formalisation de l'approche intégrée, y compris en rattachant l'enjeu alimentaire à celui de la biodiversité. Parce qu'ils sont par nature sans frontières sociales ni politiques, les processus de mise en lumière des interdépendances socio-écologiques permettent de rattacher des enjeux afférents à la biodiversité à la marge des enjeux traditionnels des territoires urbanisés : attractivité, économie, tourisme, récits urbains. L'émergence d'une gouvernance urbaine de la biodiversité ne peut s'effectuer qu'à travers les coopérations territoriales entre les villes et leur arrière-pays (*de Godoy Leski, 2020*).



© Vincent Bretagnolle

CE QU'IL FAUT RETENIR

Parce qu'ils sont par nature sans frontières sociales ni politiques, les processus de mise en visibilité des interdépendances socio-écologiques permettent de rattacher des enjeux afférents à la biodiversité à la marge des enjeux traditionnels des territoires urbanisés : attractivité, économie, tourisme, récits urbains. L'émergence d'une gouvernance urbaine de la biodiversité ne peut s'effectuer qu'à travers les coopérations territoriales entre les villes et leur hinterland.

[Tendances] [Etudes empiriques] (<10 études)

5.2. LES APPROCHES ÉCOSYSTÉMIQUES « DESCENDANTES »



Dans la gouvernance des eaux marines et douces, les recherches soulignent que la mise en place d'un « cadre de politique intégré » pourrait participer à la convergence d'objectifs (biodiversité, production...) (*Garcia et al., 2014 a,b*). En Europe autant dans la Directive Cadre Stratégie sur le Milieu Marin (DCSMM) que dans la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), les objectifs de la protection de la biodiversité et de la gestion durable des activités économiques sont regroupés dans un même texte législatif (*Borja et al., 2010*). Pourtant, l'analyse de ces directives révèle les défis pour les acteurs cherchant à articuler une gouvernance

du « Bon Etat Ecologique » (BEE) des eaux avec une gestion intégrée des activités économiques (*Boschet et Rambonliaza 2015 ; Van Leeuwen et al., 2014; Bouleau, 2008; Roche et al., 2005*). La gouvernance du BEE des milieux marins et aquatiques est non seulement définie par rapport à une caractérisation de la diversité biologique (et du bon fonctionnement des écosystèmes), mais aussi des pressions anthropiques sur un territoire (région marine, bassin versant) (*Roche et al., 2005*). Son efficience pour atteindre les objectifs de ces directives est tributaire des moyens des politiques

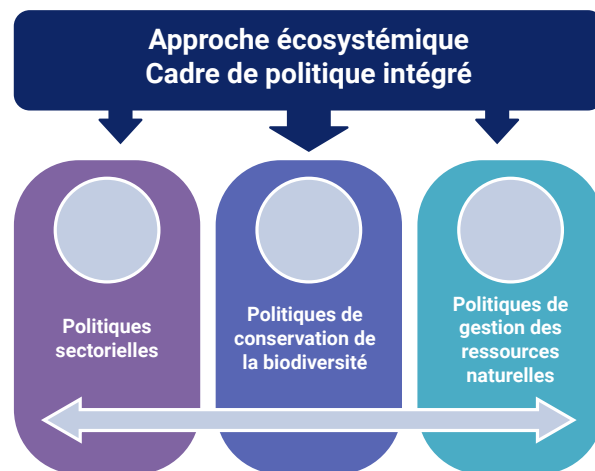


sectorielles déjà existantes (Boyes et al., 2016; Thomas, 2020). Autrement dit, le BEE n'est pas l'absence d'impact, mais un état d'équilibre entre la diversité biologique des écosystèmes aquatiques et la diversité des usages socioéconomiques qui en découlent (Roche et al., 2005). Or, pour atteindre le BEE et réduire les pressions anthropiques à un niveau acceptable pour la fourniture de l'ensemble des services écosystémiques (Roche et al., 2005), il faut dépasser les limites d'une gouvernance sectorielle qui traite les impacts anthropiques indépendamment des uns et des autres (Boschet et Rambonliaza, 2015 ; Nunes et al., 2011). De son côté la DCSMM montre aussi une faiblesse dans sa conception législative et juridique : en effet son efficience dépend de la mise en œuvre des instruments politiques issus d'autres politiques publiques desquelles elle dépend, par ex. la directive Habitats, la directive oiseaux, la PCP, ou la DCE (Boyes et al., 2016; Bigagli, 2015; Ounanian et al., 2012), mais les instructions fournies par l'Europe pour intégrer ces politiques publiques sont imprécises (Salomon & Dross, 2013). La méthode scientifique de la mise en œuvre de la directive, qui est basée sur la construction des indicateurs de mesure, et le manque d'une méthode politique permettant aux acteurs locaux de débattre des objectifs pour la conservation de la biodiversité en lien avec un projet territorial local/régional, ont aussi été critiqués (Morris et al., 2011). De plus, le développement et l'opérationnalisation des indicateurs de la biodiversité est complexe (Heiskanen et al., 2016). Des analyses comparatives ont montré des objectifs ambitieux dans la mise en œuvre de cette directive, mais aussi des différences entre Etats Membres concernant la nécessité de proposer de nouvelles mesures (Boyes et al., 2016; Thiel, 2013). Dans les systèmes aquicoles, la restauration écologique des cours d'eau est l'une des politiques publiques les plus emblématiques de la gouvernance de la biodiversité issue de la DCE et de la gouvernance simultanée des activités économiques concernées, mais il est difficile de régir à la fois l'idéal écologique et l'idéal économique (Bouleau, 2008). D'autres études se sont majoritairement penchées sur les conflits autour du démantèlement des barrages et des définitions contrastées de la conservation de la biodiversité aqua-

tique, c'est-à-dire une définition d'une « conservation stricte » (« rivières sauvages »; Germaine & Barraud, 2013) versus une définition de la conservation en tant qu'« utilisation durable de la biodiversité » par les acteurs socio-économiques (« rivières vivantes »; Germaine & Barraud, 2013; Barraud & Germaine, 2017; Sneddon, et al., 2017). Peu de recherche ont porté sur les enjeux de gouvernance (Pahl-Wostl et al., 2013) et des lacunes persistent sur les processus politiques de la restauration de la continuité écologique pour les poissons migrateurs en conformité avec les projets territoriaux intégrés (Drouineau et al., 2018) ou encore sur la question des activités économiques dans l'analyse politique de la restauration écologique des cours d'eau. Les questions de rivières et d'aménités environnementales de la restauration écologique sont davantage étudiées (Thomas, 2020).

FIGURE 7.6

Approche de gouvernance écosystémique «descendante» conciliant production et biodiversité, impliquant une volonté politique de mettre en place une approche globale par voie réglementaire et un cadre de politique intégré.



Lors de la mise en œuvre de la DCSMM dans le sud Golfe de Gascogne, les acteurs se sont servis de celle-ci comme « cadre général » pour mettre en place une nouvelle forme de gouvernance « écosystémique » de la mer (Carter, 2019a; Bouleau et al., 2018; Thomas, 2016). Cependant, même si cette façon d'appliquer la directive leur a permis de regrouper des instruments politiques, des programmes de surveillance et des mesures déjà existantes dans une seule stratégie politique sur le milieu marin, elle n'a pas débouché sur une intégration de la conservation de la biodiversité avec la gouvernance des activités économiques maritimes (Carter, 2019a; Bouleau et al., 2018; Thomas, 2016). Les liens de corrélation entre l'état écologique et les pressions anthropiques, dont la directive

ambitionne de gouverner les interdépendances, restent mal connus. De plus, l'organisation du texte de la directive et la méthode de gouvernance par descripteur ont aussi contribué à une fragmentation du processus qui est donc resté partiellement compartimenté. Par ailleurs, en raison du manque de données sur la biodiversité marine et du manque de précision dans le descripteur biodiversité, sa représentation a en partie été basée sur des données acquises dans le cadre de la Politique Commune de la Pêche (PCP), par ex. des données sur des stocks commerciaux. Comme dans d'autres pays, à la fin de la première phase de la mise en œuvre de cette directive, très peu de nouvelles mesures ont été proposées, et aucune en matière de biodiversité (Carter, 2019a; Bouleau et al., 2018; Tho-



mas, 2016). Les incertitudes scientifiques et politiques qui ont ainsi jalonné les processus décisionnels ont joué un rôle important sur la portée des mesures. Les tensions entre acteurs autour d'un manque de financement pour créer de nouveaux programmes de collectes de données, aussi bien qu'autour des échéances politiques très restrictives, n'ont pas laissé le temps ni pour l'acquisition de nouvelles données ni pour des discussions approfondies avec la société civile (**Carter 2019a; Bouleau et al., 2018; Thomas, 2016**). Finalement, une accumulation de sentiments de déception suscités par une grande partie des acteurs (publics et privés) participant à ces processus a émergé. Ils ont en effet été frustrés par la traduction « quantitative » et « administrative » de l'AE (et de la biodiversité) guidée par la forme de la directive et donnant lieu *in fine* à une approche minimale et réductrice de la directive parmi les scénarios envisagés dans le premier cycle de sa mise en œuvre (**Carter 2019a; Bouleau et al., 2018; Thomas, 2016**). En ce qui concerne la gouvernance de la pêche, la mise en œuvre de la DCSMM en Nouvelle-Aquitaine est l'expression la plus visible de l'application d'un cadre politique intégré regroupant dans une même structure les objectifs de la protection de la biodiversité avec ceux de la gestion durable de la pêche (**Bouleau et al., 2018; Thomas, 2016; Carter et al., 2016**). Cependant, il faut donc attendre la deuxième phase et l'intégration des indicateurs avant de conclure sur l'efficacité intégrative de cette directive en ce qui concerne la transformation de la politique de la pêche (**Bouleau et al., 2018; Thomas, 2016; Carter et al., 2016**). En attendant, les écarts existent toujours entre la PCP et la DCSMM, entretenus par le fait qu'obtenir le rendement maximal durable (RMD) pour les pêches commerciales ne sera sans doute pas sans impact sur la biodiversité, une question examinée par **Lapijover (2018)** en ce qui concerne la gouvernance des interactions entre la pêche et les petits cétaqués dans le Golfe de Gascogne, puisque les flottilles de pêche n'ont pas toutes la même probabilité de captures accidentelles.

Enfin des lacunes de connaissances sur les processus politiques de la restauration écologique aquatique en rivière en lien avec une gestion intégrée des activités écono-

miques (DCE) sont constatées en Nouvelle-Aquitaine. La dimension territoriale d'une telle réconciliation d'objectifs est claire (**Thomas, 2020**), aussi bien que les enjeux d'interdépendances et d'intérêts des collectivités locales (**Carter et al., 2020; Boschet & Rambonilaza, 2015**) et les gains d'efficacité économique (**Péreau et al., 2015**). La politique écologique nécessite de mettre en place une politique foncière, qui elle doit prendre en compte les préférences des citoyens (**Boschet et Rambonilaza, 2015**). La restauration écologique met en jeu la gestion de l'eau à travers des pratiques d'aménagements des territoires autour du stockage pour sécuriser l'approvisionnement en eau de divers secteurs, ou de la libre circulation des eaux pour rétablir des continuités écologiques. En ce sens, les continuités écologiques remettent en cause ceux des acteurs économiques sur lesquels repose l'organisation de la production (**Thomas, 2020; Boschet et Rambonilaza, 2015**). Ainsi, si certains territoires sont par le passé parvenus à s'inscrire durablement dans le paysage comme des patrimoines naturels grâce à des investissements politiques, scientifiques et citoyens sur le temps long, d'autres sont davantage organisés et gouvernés par la force des enjeux productifs. La réconciliation entre les enjeux écologiques et économiques est possible, mais ces équilibres sont régulièrement contestés et négociés dans les territoires (**Thomas, 2020**).



© Thierry Degen

CE QU'IL FAUT RETENIR

Même dans les cas des modes de gouvernance descendants, les résultats en Nouvelle-Aquitaine montrent que la transformation se fait sur le long terme. Au-delà du manque de financement adéquat pour mener à bien les objectifs des approches écosystémiques (par ex. l'acquisition de nouvelles données), il existe plusieurs obstacles institutionnels et territoriaux à dépasser afin de transformer les logiques d'action préexistantes.

[Tendances] Milieu marin **[Etudes empiriques]** (~5 études)

[Suggestion] Eaux douces **[Etudes empiriques]** (<5 études)

6

Ethique, équité et justice sociale : les enjeux de la participation et des inégalités environnementales

Les enjeux de la participation et d'inégalités environnementales vont de pair avec la gouvernance de la biodiversité et la mise en place des approches intégratives. D'un côté, la Convention sur la Diversité Biologique a fixé comme un de ces objectifs principaux de réduire les inégalités environnementales (Deldrève & Candau, 2012); de l'autre, les modes de gouvernance écosystémiques sont vus comme des approches « alternatives » aux formes de gouvernance traditionnelles, ouvrant la possibilité de mettre en œuvre de nouveaux dispositifs de participation (Bouleau et al., 2018; Van Leeuwen et al., 2014). Les problématiques de la participation renvoient non seulement aux questions de la légitimité des actions, mais aussi à la construction collective des problèmes et de leurs solutions, un processus qui pourrait être un moteur important de changement (Arts & Buize, 2009; Niemelä et al., 2005).



Dans les **milieux agricoles**, les conditions de succès et d'échec des démarches participatives (Reed, 2008) ou le développement de méthodes participatives adaptées aux socio-écosystèmes (ComMod : Barreteau et al., 2003, RIO : Elzen & Bos, 2016 ; ou KCP : Berthet et al., 2015) ont été analysés. Ces processus participatifs sont dépendants des intérêts et perceptions de la biodiversité par les différents acteurs impliqués. Dans le socio-écosystème forestier, les intérêts et les perceptions de la biodiversité des producteurs de bois, des forestiers et d'autres usagers des **écosystèmes forestiers** ne sont pas spontanés, mais construits socialement. L'engagement des producteurs, des forestiers et d'autres usagers à la fois dans l'action publique et dans la mise en place des politiques publiques pourra contribuer à cette construction sociale des intérêts (Arts et al., 2014). Du même coup, l'élaboration des indicateurs de biodiversité basés uniquement sur les représentations scientifiques standardisées et décontextualisées, et dans des arènes restreintes, peuvent avoir des effets d'appauvrissement de la compréhension de la biodiversité (Turnhout et al., 2014), et par conséquent de l'action publique (Arts et al., 2014). Or il ne faut pas négliger l'importance du cadre institutionnel de la prise de décision dans la mise en place d'une politique publique de la biodiversité en lien avec une politique de production de bois et de l'autorité réglementaire (Niemelä et al., 2005). En **milieu marin**, la mise en œuvre d'une approche écosystémique nécessite la mise en place d'une gouvernance participative afin d'inclure une large gamme d'acteurs et d'intérêts dans la prise de décision sur le Bon Etat Ecologique (BEE) des eaux marines (Van Leeuwen et al., 2014). Par exemple la DCSMM définit les exigences scientifiques (11 descripteurs) mais très peu les formes de concertation et le rôle des parties

prenantes (Fletcher, 2007; Van Leeuwen et al., 2014). La mise en place d'une gouvernance participative reste peu réalisée, peut-être parce que les liens entre les parties prenantes et les organismes gouvernementaux ne sont pas clairs (Freire-Gibb et al., 2014). Il existe aussi une asymétrie institutionnelle importante entre les parties prenantes concernant leur état de préparation et leurs compétences à participer (Ounanian et al., 2012). La mise en œuvre des « aires marines pro-



FIGURE 7.7

Quelles formes de gouvernance participative ?



tégés » (AMP) et des « parcs naturels marins » (PNM) placent ces derniers à l'interface de la politique de la biodiversité et celle de la pêche mais qui dépend de la façon dont ils sont conçus et gouvernés (*Rice et al., 2012*). Par exemple dans les AMPs Sud-Méditerranéens, le zonage au sein des parcs n'a été décidé que sur la base des inventaires de la biodiversité, écartant les données sur les usages spatiaux et socio-économiques des eaux et les aspirations des usagers, au risque d'empêcher l'émergence d'un échange local sur la conciliation de la conservation et du développement économique (*Chakour & Dahou, 2009*). Lors de la mise en place du Parc national de Calanques, un décalage entre les objectifs internationaux de la politique de la biodiversité voulant réduire les inégalités environnementales, et le renforcement de ces inégalités lors de création du Parc, est venu de la mise en place d'outils de concertation très sélectifs dans les processus de définition et de gouvernance du Parc et la répartition inégale de « l'effort environnemental » entre les groupes sociaux usagers (*Deldrève & Candau, 2014; Deldrève & Deboudt, 2012*). Plus généralement dans les Parcs nationaux, l'inégalité de traitement entre acteurs locaux dessert les catégories sociales modestes (*Deldrève & Candau, 2014 : Deldrève & Claeys, 2015*), qui supportent un effort environnemental relativement plus élevé que des groupes sociaux plus organisés et bénéficiant de ressources d'autochtonie socialement reconnues (*Bouet et al., 2018 ; Bouet, 2019*). Dans le PNM Iroise, pendant plusieurs années les formes de gouvernance administratives privilégiées ont eu pour effet d'orienter le débat public vers un affrontement binaire pour ou contre le projet (*Boncoeur et al., 2007*). La mise en place d'une gestion intégrée a engendré une recomposition des alliances entre acteurs et une prise en compte du patrimoine culturel dans les objec-

tifs environnementaux du Parc (*Van Tilbeurgh, 2006*). Quant à la DCE, en *milieu aquatique d'eau douce*, elle rappelle le droit du public à l'information en matière d'environnement (directive 2003/4/CE) et enjoint les Etats à veiller à ce que « les parties intéressées se voient offrir, à un stade précoce, de réelles possibilités de participer à la mise en œuvre », garantissant aux acteurs de la société civile de mieux saisir l'objectif de « réussite » dans la restauration des écosystèmes aquatiques (*Blackstock et al., 2012; Blackstock & Richards, 2007*). Mais les acteurs européens donnent très peu d'indications sur les modalités d'organisation d'une telle gouvernance participative (*Barone, & Bouleau, 2011; Renn et al., 2010*), qui a donné des résultats mitigés (*Crémin et al., 2018; Renn et al., 2010*). Si la gouvernance participative améliore la biodiversité ainsi que la sensibilisation des participants à la protection de l'environnement (*Renn et al., 2010*), la variété des formes de participation, leur caractère 'ad hoc' et non réfléchi, traduisent dans l'ensemble une approche au « cas-par-cas », privilégiée par les responsables gouvernementaux, plutôt qu'une approche stratégique basée sur des principes de conception (*Renn et al., 2010*). En France, la gouvernance participative dans les territoires aquatiques revêt des formes de participation « faux-semblant » (*Mermet & Salles, 2015*) où les citoyens n'arrivent pas à s'engager dans une discussion sur les possibles alternatives de gestion et de partage de la ressource (*Crémin et al., 2018*). Concernant les *villages du monde rural et agricole*, le concept de 'droit au village' développé par *Charmes (2019)* implique des processus participatifs permettant d'agir avec ses voisins pour le bien commun et la nécessité d'une redéfinition des relations entre ville et campagne et de leur rapport au patrimoine naturel.



La gouvernance participative de la biodiversité dans les *agroécosystèmes de plaines céréalières* en Région Nouvelle-Aquitaine a été peu étudiée, mais la mise en place d'une approche « agroécosystémique » remet les acteurs au cœur des décisions sur la gestion de leur socio-écosystème, sans limiter leur rôle à la mise en œuvre de mesures définies par des experts (*Berthet et al., 2016; Berthet et al., 2019*). Cependant, mettre en place une démarche de conception collective et innovante à l'échelle d'un socio-écosystème, de manière à générer de nouveaux modes de gouvernance permettant de mieux préserver la biodiversité, nécessite une capacité d'animation sur le long terme, ainsi que des méthodes et des compétences spécifiques. Des recherches se poursuivent, notamment à l'INRA, pour identifier les conditions d'un déploiement de ce type d'approches, que ce soit par l'accompagnement des acteurs (*Labatut & Hooge 2016*) ou le développement de politiques publiques environnementales en soutien aux démarches participatives (*Berthet et al., 2016*).

Il existe très peu de recherche sur ces enjeux en *milieu forestier* en Nouvelle-Aquitaine. Deux controverses ont

donné lieu à des publications : la mise en œuvre de la Directive européenne Habitats ainsi que la définition de la biodiversité ordinaire au sein d'un projet recherche-action. La première tentative de mise en œuvre du Directive européen Habitats (92/43/CEE) a suscité un fort mouvement de contestation en France comme en témoignent les actions engagées par le « groupe des neuf » qui rassemble d'importantes organisations du monde rural (*Pinton et al., 2005; Alphandéry & Fortier, 2001*). Dans cette mobilisation les premiers à réagir étaient les forestiers aquitains qui s'opposaient dès 1994 à toute forme de contrainte qui risquerait de rendre impossible certaines opérations de gestion forestière. Particulièrement mobilisé entre 1994 et 1996, le groupe des neuf n'est pas opposé au principe de conservation mais dénonce l'absence de concertation, les méthodes d'inventaires et l'importance des surfaces retenues. Les forestiers rappelaient aussi que s'il existait encore des zones et des espèces à protéger, c'est « grâce à leur gestion passée » (*Alphandéry & Fortier, 2007*). Après avoir réussi à suspendre le dispositif, le groupe des neuf obtient donc à partir de 1998 des modifications substantielles de la démarche dont celles consistant à les associer à la définition des



périmètres et à la rédaction des documents de gestion. Cette hostilité vis-à-vis de Natura 2000 témoigne d'une incompréhension d'un terme « savant » et « à la mode » qui reflète imparfaitement leurs propres rapports à la nature (Deuffic & Moustié, 2010). Son incarnation via le dispositif Natura 2000 touche aussi une corde sensible (Alphandéry & Fortier, 2007) : critiqués sur leur façon de gérer le vivant, les forestiers se sont sentis délégitimés dans leur rôle traditionnel de gestionnaires de l'espace rural. Tandis que dans un premier temps la mise en œuvre de cette Directive a échoué, donnant lieu à des conflits forts autour « du monopole de la science à définir de nouvelles normes de gestion des territoires » (Pinton et al., 2005), il a permis dans un deuxième temps la reformulation des objectifs de la conservation de la biodiversité en lien avec les activités humaines (Pinton et al., 2005). Depuis, ce dispositif suit son chemin et la notion de biodiversité transparaît de plus en plus dans les pratiques et les catégories de pensée des quelques 650 000 propriétaires forestiers néo-aquitains.

La volonté de protéger la biodiversité ordinaire aussi bien que la biodiversité extraordinaire ainsi que les habitats a été reconnue dans la stratégie nationale de la biodiversité de 2012 et dans la Grenelle de l'environnement (Brédif & Simon, 2014; Brédif et al., 2017). Dans un projet recherche-action, l'importance de la biodiversité ordinaire en forêt a été débattue (Brédif & Simon, 2014). La biodiversité ordinaire n'étant pas restreinte à des zones remarquables mais étant « partout » et « dans le quotidien », sa gouvernance nécessite un changement de paradigme de politique à la fois spatial et territorial (Brédif & Simon, 2014). En mettant en place un dispositif de concertation auprès d'une pluralité d'acteurs locaux du plateau de Millevaches dans l'ex-région du Limousin, la plus-value d'une méthodologie de « facilitation stratégique » afin de faire valoir l'expertise des acteurs locaux sur la biodiversité ordinaire et de discuter d'un partage de responsabilité pour sa protection, ont été mis en évidence, rendant visible les limites des politiques n'étant basés que sur des prémisses incitatifs (Brédif & Simon, 2014).

S'agissant du socio-écosystème d'eaux douces, des résultats mitigés des dispositifs d'implication du public mis en place par l'Agence de l'Eau ont été observés lors de la mise en œuvre de « la consultation du public » exigée par la DCE dans le bassin d'Adour-Garonne. Alors que dans un premier temps (1^{er} cycle DCE), des dispositifs innovants ont été imaginés et appliqués (par ex. cercles d'échange, relais DCE), ceux-ci ont été remplacés par des méthodes plus classiques de consultation lors de la 2^{ème} consultation DCE. En outre, la procédure de consultation adoptée a eu pour effet de dépolitiser les débats : les services de l'agence de l'eau ont conservé la main sur la définition des principales orientations de la politique de l'eau et la consultation n'apporta finalement pas de changements significatifs (hormis l'expression croissante et notable des enjeux sanitaires). Au final, les recherches montrent les limites des mobilisations de citoyens ou d'associations pendant cette période formelle de consultation du public (Notte & Salles, 2011). Ces difficultés apparaissent aussi dans les recherches sur la mise en œuvre de l'approche écosystémique en



© Laurent Mignaux

milieu marin en Nouvelle-Aquitaine suggérant que malgré l'espoir porté par cette approche, elle implique aussi de nouveaux défis pour la participation (Bouleau et al., 2018). Dans la mise en œuvre de la DCSMM, la gestion participative des écosystèmes (mais dans laquelle l'Etat garde un rôle fort à travers les services d'Etat en région, la DIRM, et les établissements publics de recherche, Ifremer, AAMP, BRGM...) s'appuyait sur un éventail de résultats scientifiques pour prendre des décisions. Parmi les parties prenantes, les acteurs publics décentralisés participent souvent (par ex. au sein du Conseil Maritime de Façade), aussi bien que les acteurs privés, mais définissent rarement les problèmes à traiter (Bouleau et al., 2018). Cette forme de participation a été contestée par certains acteurs qui prônaient une « AE engagée » où l'État serait un acteur parmi les autres, et où la résolution des choix pourrait se faire en dialogue avec les acteurs publics décentralisés, les acteurs privés, les ONG et/ou les citoyens (Carter et al., 2019b). Les tensions entre ces deux idéotypes et manières de concevoir la gouvernance participative de la biodiversité en lien avec la production ont aussi été identifiées dans la mise en œuvre de la DCE sur l'estuaire de la Gironde, et dans la gouvernance de la petite pêche sur le Bassin d'Arcachon et St. Jean de Luz (Bouleau et al., 2018; Carter et al., 2019b). Les résultats montrent que la participation n'est pas un processus délibéré et linéaire, mais plutôt une performance qui distingue deux 'publics' différents : un public « contributeur » qui influencent les objectifs, et un public « invité » qui est présent mais pas forcément reconnu légitime pour influencer la prise de décision (Bouleau et al., 2018). Lors de la mise en œuvre du plan d'action pour le milieu marin (PAMM) de la sous-région marine du golfe de Gascogne, les problèmes à traiter ont été définis par les acteurs à l'échelle de l'Europe pour tous les écosystèmes marins européens à travers une liste de descripteurs; les acteurs locaux n'ont eu que peu d'influence sur la définition des objectifs (Bouleau et al., 2018). Par contraste, dans la mise en place du Schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) de l'estuaire de la Gironde, même si les problèmes à traiter ont été définis à différentes échelles, les acteurs ont réussi à les requalifier à l'échelle de l'écosystème local (Bou-



© Laurent Mignaux

leau et al., 2018). Les recherches sur les processus de concertation lors de la mise en œuvre du PNM de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis montrent que l'enjeu des ressources halieutiques en lien avec la conservation de la biodiversité a dominé les différentes étapes de la concertation, y compris l'état des lieux et les discussions sur le périmètre du parc (*Lafon, 2017*). Les aires marines protégées sont l'instrument privilégié de la mise en œuvre de la directive Habitat en mer. Même si les premières versions des orientations de gestion du parc privilégiaient la restauration écologique et ne portaient pas sur l'économie, à la fin du processus une conciliation des objectifs a eu lieu où le développement des « métiers de la mer » est devenu une orientation en soi et en relation avec la restauration des milieux et des fonctionnalités écologiques (*Lafon, 2017; Llantia, 2011*). Les mobilisations par les pêcheurs ont aussi eu pour résultat de fixer le périmètre du parc en lien avec leurs intérêts, et ceux des élus (*Lafon, 2017*). Cependant pour arriver à influencer les résultats, les pêcheurs ont dû s'opposer, en dehors des processus de concertation, avec recours à l'Etat (ici le préfet maritime) (*Lafon, 2017*). Dans certains cas, la participation peut prendre la forme de « sciences participatives ». La recherche sur la création d'un observatoire de sciences participatives de la biodiversité sur le Bassin d'Arcachon a mis en évidence les tensions entre les acteurs concernant les objectifs et la finalité même d'un observatoire de sciences participatives (*Salles et al., 2014*). Bien que les acteurs partagent globalement une même volonté de s'engager dans de telles démarches collectives, il n'y pas vraiment de consensus sur le statut d'un observatoire participatif (alerte, gestion, militant), sur les conditions de collecte des données (quoi observer, quels protocoles, qui sont les observateurs, quelles formations), sur le statut des données (qui traite les données, rôle des « amateurs ») et finalement sur le pilotage d'un tel dispositif de sciences participatives. Au final, si des dispositifs de « sciences participatives » peuvent permettre l'ouverture de la collecte de données scientifiques au grand public,

les moyens nécessaires pour mobiliser des savoirs profanes et pour construire des indicateurs robustes de gestion reste encore à explorer (*Salles et al., 2014*).

En **territoires urbanisés en milieu rural** ces problématiques existent aussi. Des initiatives ont ainsi vu le jour utilisant la biodiversité locale et ordinaire pour recréer une relation entre les acteurs d'un territoire qui ne se côtoient pas habituellement. C'est tout l'enjeu du dispositif de science citoyenne « Mon Village Espace de Biodiversité » déployé sur certains territoires français (dont la ZAPS : 1500 jardins membres du dispositif, 23 écoles primaires, 23 ruchers communaux, 7 600 citoyens impliqués) qui a montré que la gestion participative de ruchers communaux (*Houte, en révision*) favorise l'apprentissage social par la circulation des connaissances et augmente les liens entre acteurs de différents niveaux et à différentes échelles spatiales (*Houte et al. 2019*) et notamment entre les citoyens, le monde de la recherche et les élus locaux. Ces processus participent à l'émergence d'actions collectives (*Bousseyroux, 2016*). Les actions pro-environnementales dans la sphère privée sont aussi favorisées par la mise à disposition d'outils pour vivre des expériences de nature (*Tshibangu et al., 2019*). Enfin, en créant des passerelles entre les processus écologiques, sociaux et politiques, la démarche adoptée est proposée aux politiques publiques comme un modèle de participation des citoyens à la gouvernance des territoires (*Bussan, 2016*). L'objectif est de préparer la société à s'adapter aux changements de l'environnement en recherchant des solutions basées sur les relations à la nature et aux autres (*Bretagnolle et al., 2018*). L'abeille, en butinant dans un rayon d'environ 3km, est un modèle intéressant pour aborder les relations écologiques et sociales entre les espaces verts publics et les jardins privés, entre l'action publique et l'action privée. Le rucher peut ainsi être appréhendé comme un atout majeur d'appui aux politiques publiques pour une gestion collective de la biodiversité à l'échelle du territoire en Nouvelle-Aquitaine.

CE QU'IL FAUT RETENIR

Les recherches démontrent la mise en place au fil du temps d'une variété de démarches participatives de la gouvernance de la biodiversité dans les socio-écosystèmes en Région Nouvelle-Aquitaine. Les résultats de ces démarches sont toutefois mitigés : parfois ils ouvrent les processus décisionnels à une diversité de compréhensions de la biodiversité ; d'autres fois ils n'aboutissent qu'à une impasse politique. Même si la nécessité de la participation est bien prise en compte par les acteurs publics, il existe toujours des tensions autour des objectifs envisagés par un tel engagement (partage d'information, construction des indicateurs de biodiversité, prise de décision ...).

[Suggestion] Plaines céréalières **[Etudes empiriques]** (<5 études)

[Tendance] Forêts **[Etudes empiriques]** (~5 études)

[Suggestion] Eaux douces **[Etudes empiriques]** (<5 études)

[Tendance] Milieu marin **[Etudes empiriques]** (~5 études)

[Tendance] Territoires urbanisés **[Etudes empiriques]** (~5 études)

7

Scénarios prospectifs de réconciliation entre production et conservation : les défis des modélisations bioéconomiques

Les approches, modèles et scénarios bioéconomiques visent à intégrer les composantes écologiques et économiques à la fois en termes de processus, dynamiques, d'évaluation et de pilotage. Ils sont largement employés pour la gestion de pêches à l'échelle internationale. Un défi majeur des modélisations bioéconomiques est de proposer une approche multifonctionnelle conciliant durablement la production de services, la rentabilité économique et la conservation de la biodiversité. La construction de scénarios bioéconomiques se fait généralement à des échelles temporelles longues ; l'intégration des changements climatiques est ainsi un enjeu majeur. Ces scénarios peuvent être prédictifs, exploratoires ou normatifs (*Börjeson et al., 2006; IPBES, 2016; Doyen, 2018*). Ils participent à l'aide à la décision et la gouvernance par l'étude des performances de stratégies ou de modifications de facteurs spécifiques, notamment économiques, sociaux, technologiques ou le changement climatique. Dans cette section, la plupart des travaux bioéconomiques présentés s'appliquent à des échelles nationales et pas spécifiquement à la Région Nouvelle-Aquitaine, même si des déclinaisons régionales donnent un premier aperçu.



Dans les socio-écosystèmes des plaines agricoles, les modèles bioéconomiques ont pour objectif d'identifier des déterminants liés à l'occupation des sols permettant d'améliorer simultanément les performances de biodiversité (basés sur des indicateurs d'oiseaux communs par exemple) et les performances des services ou valeurs écosystémiques marchands, comme les revenus du secteur agricole, ou non-marchands (Mouysset et al., 2011; Mouysset 2016). Ces objectifs de modélisation pourraient être réalisés grâce à un instrument de politique publique choisi par rapport à un scénario laissez-faire à l'échelle nationale (c'est à dire en adoptant la même dynamique que celle ayant cours depuis 10 ans) (Mouysset et al., 2011; Mouysset 2016). Ce champ est principalement couvert par des modèles bio-économiques couplant dynamiques d'occupation des sols avec des modèles économiques et écologiques (Mouysset et al., 2011; Ay et al., 2014; Teillard et al., 2015). Concernant le socio-écosystème aquatique et en particulier les activités de pêche, des modèles bio-économiques sont également mobilisés pour concilier les rendements issus de l'exploitation des stocks de poissons avec leur viabilité sur le long-terme. Bien que les stocks de poisson européens soient actuellement gérés de manière à atteindre le

rendement maximal durable (RMD), il a été démontré que l'application de politiques de la RMD basées sur des évaluations d'une seule espèce dans des communautés multi-espèces induisait des pertes de biodiversité (Mace, 2001; Walters et al., 2005). Au lieu du RMD, de nombreux économistes préconisent l'utilisation d'objectifs de rendement économique maximal (REM), permettant de maximiser les rendements à l'équilibre (Dichmont et al., 2010). Cependant, les conséquences bioéconomiques potentielles de ces politiques plurispécifiques restent largement inconnues. Par ailleurs, la modélisation de la viabilité est maintenant reconnue par un nombre croissant de chercheurs (Schuhbauer & Sumaila, 2016; Doyen et al., 2017) en tant que cadre pertinent pour l'approche écosystémique des pêches et sa durabilité. Dans le contexte des systèmes dynamiques, l'approche de la viabilité a pour objectif d'explorer les états et les contrôles assurant la «bonne santé» et la sécurité du système (De Lara & Doyen, 2008). Plus globalement, le cadre de viabilité ou d'écoviability permet de prendre en compte les complexités dynamiques, les incertitudes, les risques et les multiples objectifs d'une durabilité bio-économique incluant notamment divers services écosystémiques.



Dans les travaux bio-économiques portant sur les plaines agricoles de la Nouvelle-Aquitaine, la biodiversité est généralement représentée par les oiseaux. Le point de départ est que les oiseaux ont connus un déclin global de 20 % à l'échelle française depuis deux décennies avec un déclin encore plus marqué pour les oiseaux spécialistes des milieux agricoles, de l'ordre de 30 à 35% (Filippi-Codaccioni, 2015). L'outarde canepetière est une espèce emblématique de cette érosion de l'avifaune, avec 95% d'effectifs perdus en Centre-Ouest en 35 ans (Bretagnolle et al., 2018). Des scénarios de statu quo confirment l'érosion de cette biodiversité à plus long terme; ainsi la réconciliation entre biodiversité et services écosystémiques (notamment économiques) requiert des changements conséquents de l'occupation des sols notamment agricole (Mouysset et al., 2011). Par contre, s'il est possible d'améliorer simultanément les performances économiques et écologiques par rapport au statu quo grâce à des politiques et des incitations adaptées, il semble difficile de maximiser simultanément ces performances. En d'autres termes, des compromis et arbitrages semblent nécessaires entre objectifs de biodiversité et objectifs économiques (Mouysset et al., 2015; Mouysset, 2016). Par ailleurs, Morelli et al. (2017) observent une faible corrélation entre 12 services écosystémiques à caractère économique et plusieurs indicateurs de biodiversité et de composition communautaire, ce qui souligne de nouveau la difficulté de cette réconciliation bio-économique. Par exemple, dans leur analyse de covariance spatiale, Morelli et al. (2017) observent une association négative entre production de céréales et la diversité de la communauté d'oiseaux. Néanmoins, une diminution des grandes

cultures aux bénéfices des prairies permanentes apparaît comme un déterminant positif pour cette réconciliation et des synergies bio-économiques (Mouysset et al., 2012). Dans le même esprit, Bamière et al. (2012) mettent en évidence l'influence décisive des aides publiques sur les prairies pour la conservation des oiseaux de milieux agricoles. Un autre déterminant favorable est l'aversion au risque et à l'incertitude économique des agriculteurs (prix de la production, coût des intrants) qui entraîne une plus grande diversification de l'occupation des sols avec une diminution des grandes cultures au bénéfice des prairies et qui s'avère bénéfique au final pour la diversité d'oiseaux (Mouysset et al., 2013). En utilisant des approches d'optimisation multi-critères, Teillard et al. (2017) montrent aussi qu'une hétérogénéité des paysages couplée à une extensification agricole est favorable à des synergies entre biodiversité et production. Le rôle de l'arrangement spatial est également mis en évidence par Bamière et al. (2012). Ainsi ces travaux donnent des éclairages importants sur le débat 'land sharing vs. land sparing' (partage ou économie des terres) suggérant qu'une ségrégation de l'espace n'est pas la stratégie la plus pertinente pour les synergies biodiversité - économie agricole (voir aussi Bretagnolle et al. 2018). Par ailleurs, Ay et al. (2014) montrent que le réchauffement climatique est un déterminant très structurant sur le long terme et négatif en termes de réconciliation biodiversité oiseau - économie car il favorise les grandes cultures au détriment des prairies à l'échelle française, notamment sur la façade atlantique. En termes d'instrument de politique publique, selon certains auteurs, des subventions du type PES (paiements pour services écosystémiques) pour les prairies appa-



raissent comme un déterminant favorable à des synergies entre biodiversité et performances économiques. Combinées à des PES pour les prairies, des taxes sur les grandes cultures peuvent amplifier cette synergie écolo-gico-économique (*Mouysset et al., 2014*) avec en plus une meilleure viabilité budgétaire publique. Néanmoins la question de l'acceptabilité par les acteurs en plaine céréalière d'une telle politique se pose. S'appuyant sur des données de ZA PVS, *Barraquand & Martinet (2011)* suggèrent que des taxes sur les intrants de la production agricole sont aussi favorables à des synergies bio-diversité (passereaux) – économie agricole et peuvent se substituer à des PES.

Concernant les changements de pratiques issus de modèles sur les pêcheries dans le *milieu marin*, tout comme à l'échelle internationale, en Nouvelle-Aquitaine

les conséquences bioéconomiques potentielles des politiques plurispécifiques restent largement inconnues (*Guillen et al., 2013*). Ceci dit, l'approche de la modélisation de la viabilité a apportée des éclairages importants à la gestion des pêches dans le Golfe de Gascogne (*Martinet et al., 2007; Gourguet et al., 2013; Doyen et al 2012; Doyen et al 2017; Lagarde et al., 2018*). Des gains potentiels de durabilité (écologique, économique et sociale) ont notamment été mis en évidence par rapport à la situation courante (Scénarios 'statu quo') à travers une réallocation des efforts de pêche. En particulier une réduction globale et une diversification de ces efforts de pêche vers des flottilles moins sélectives au détriment des 'fileyeurs soles', par exemple, apparaît comme une stratégie plus durable et résiliente face aux incertitudes économiques et climatiques (*Gourguet et al., 2013; Doyen et al 2012; Doyen et al 2017; Lagarde et al., 2018*).

CE QU'IL FAUT RETENIR

Concilier production, rentabilité économique et conservation de la biodiversité est un enjeu majeur en plaine agricole. Les résultats d'études bio-économiques montrent cependant qu'atteindre cet objectif n'est pas impossible et cela repose en grande partie sur une diversification plus importante de l'occupation des sols pouvant inclure cultures pérennes et systèmes de polycultures-polyélevage. La diversification de l'occupation des sols en plaine céréalière repose cependant sur des instruments de politique publique et une gouvernance des territoires à définir. En ce qui concerne la modélisation de la pêche en milieu marin, même si les méthodes pour mettre en place une AE sont peu spécifiées, les recherches en Nouvelle-Aquitaine démontrent les avantages de la modélisation de « l'écoviabilité » afin de mieux connaître de différents scénarios possibles conciliant la production, la rentabilité économique et la conservation de la biodiversité.

[Fait établi] Plaines agricoles **[Etudes empiriques]** (>10 études)

[Tendance] Milieu marin **[Etudes empiriques]** (~5 études)

8 Conclusions

Les enjeux de gouvernance sont capitaux au regard de la complexité politique et institutionnelle de la préservation de la biodiversité régionale. En mettant les socio-écosystèmes régionaux au cœur de l'analyse bibliographique, cette synthèse apporte une nouvelle façon de penser les problèmes de gouvernance. En effet, bien que la littérature scientifique nationale et internationale ait analysé l'enjeu global de la gouvernance de la biodiversité en tant que problème d'interface « science-politique » (Maux & Granjou, 2012), les questions et rapports de forces sectoriels y sont peu étudiés (FAO, 2019). Cette synthèse permet de mieux prendre en compte ces dynamiques en se concentrant sur la littérature scientifique régionale concernant la gouvernance de la biodiversité en lien avec la mise en place des politiques publiques sectorielles, aussi bien que les politiques d'aménagement, de production et de consommation. La synthèse montre un enchevêtrement d'acteurs, d'institutions et de valeurs cherchant à la fois à gouverner la biodiversité et les enjeux sociétaux (production, aménagement, consommation). On observe aussi un chevauchement de plus en plus important entre la gouvernance de la conservation de la bio-

diversité, la gouvernance de la production (d'alimentation, d'énergie, de bois) et la fourniture d'un ensemble de services écosystémiques. A cet égard, la mise en politique de la biodiversité ne recouvre pas uniquement des approches néolibérales où la biodiversité est vue qu'en termes utilitaristes (Guimont et al., 2018), mais plutôt une diversité de manières de penser la gouvernance de la biodiversité. De plus, l'action publique des acteurs visant ces finalités socio-écologiques diffère d'un socio-écosystème à l'autre. Deux principaux modes de gouvernance pour réaliser une réconciliation d'objectifs politiques sont révélés: I) une forme de gouvernance « réformatrice » dans le cadre de laquelle des instruments sectoriels de politique publique sont adaptés aux enjeux de la biodiversité; et II) une forme de gouvernance « transformative » qui tend à prôner la mise en place des « approches écosystémiques » ou « intégrées ». La synthèse montre non seulement l'existence de ces deux modes de gouvernance en Nouvelle-Aquitaine, mais aussi que les recherches néo-aquitaines sont plutôt focalisées sur le deuxième mode (voir le Tableau 7.2).

TABEAU 7.2 Recoupement des résultats régionaux par thématique traitée dans le chapitre

	Modes de gouvernance réformatrice	Modes de gouvernance transformatives et ascendantes	Modes de gouvernance transformatives et descendantes	Enjeux de la participation et des inégalités environnementaux	Scénarios prospectifs
SES	• Plaines céréalières • Vigne et vin • Eaux marines (conchyliculture)	• Plaines céréalières • Vigne et vin (obstacles) • Forêt et bois (obstacles) • Eaux marines et eaux douces (pêche et aquaculture) • Territoires urbanisés (aménagement)	• Eaux marines et eaux douces	• Plaines céréalières • Forêt et bois • Eaux douces et marines • Territoires urbanisés	• Plaines céréalières • Eaux marines (pêche)

Les modes de gouvernance réformatrices interviennent dans les plaines céréalières et dans un cas spécifique de la conchyliculture dans la Bassin d'Arcachon, et font l'objet d'obstacles à leur mise en œuvre dans la gouvernance de la vigne et du vin. Des solutions institutionnelles dans le respect des diversités afin d'accompagner les producteurs dans l'adaptation de leurs pratiques sont proposées. La gouvernance de la biodiversité via des approches écosystémiques intervient surtout dans la gouvernance des eaux marines et eaux douces (même si des écarts entre objectifs politiques continuent à exister) et dans le cas d'une zone atelier dans la gestion des enjeux de la biodiversité en plaines céréalières (Zone Atelier « Plaine & Val de Sèvre »). Les catalyseurs potentiels à la mise en œuvre des approches intégrées en forêt et des obstacles à leur mise en place en viticulture ainsi qu'en territoires urbanisés et artificialisés sont identifiés.

Pour les modes de gouvernance transformative, les défis à surmonter et les conséquences des arbitrages réalisés (par ex. pour la préservation de la biodiversité ou pour la protection de l'industrie) mettent en évidence la complexité et les difficultés des politiques de biodiversité (Berny, 2018 ; Compagnon & Rodary, 2017a). Malgré la tendance à penser les approches transformatives comme des solutions « gagnant-gagnant », elles ont aussi leurs propres enjeux politiques. En changeant leur manière de gouverner la biodiversité via des approches écosystémiques, les acteurs n'échappent pas aux enjeux politiques mais les recadrent plutôt dans une nouvelle logique d'action, par exemple aux regards de la participation et des inégalités environnementaux. Au finale, ces résultats montrent une volonté de changement et affirment la nécessité d'une nouvelle dynamique politique dans laquelle ces enjeux pourraient être discutés et pris en compte.

9 Références régionales

1. **Alphandery & Fortier** (2001) 'Can a Territorial Policy be Based on Science Alone? The System for Creating the Natura 2000 Network in France', *Sociologia Ruralis*, 41(3), pp. 311–328.
2. **Alphandery & Fortier** (2007) 'La contestation de Natura 2000 par le groupe des "neuf": une forme d'agrarisme anti-environnemental dans les campagnes françaises?', in Cornu, P. and Mayaud, J.-L. (eds) *Au nom de la terre. Agrarisme et agrariens en France et en Europe, du 19^e siècle à nos jours*. Boutique de Paris. Paris, France, pp. 1–11.
3. **Ansaldi** (2017) 'Le marché comme instrument politique : Le désengagement de l'État dans l'usage des pesticides en France', *Sociétés Contemporaines*, 1(105), pp. 79–102.
4. **Ansaldi & Smith** (2014) 'Whither the state when it acts through markets? The case of pesticide reduction in the vineyard of Bordeaux', *Economic sociology, the European electronic newsletter*, 15(2), pp. 34–40.
5. **Ay et al.** (2014) 'Integrated models, scenarios and dynamics of climate, land use and common birds', *Climatic Change*, 126(1–2), pp. 13–30.
6. **Bamière et al.** (2011) 'Farming system modelling for agri-environmental policy design: The case of a spatially non-aggregated allocation of conservation measures', *Ecological Economics*, 70(5), pp. 891–899.
7. **Attard et al.** (2001) 'Impacts de changements d'occupation et de gestion des sols sur la dynamique des matières organiques, les communautés microbiennes et les flux de carbone et d'azote', *Etude et Gestion des Sols*, 18(3), pp. 147–159.
8. **Barratquand & Martinet** (2011) 'Biological conservation in dynamic agricultural landscapes: Effectiveness of public policies and trade-offs with agricultural production', *Ecological Economics*, 70(5), pp. 910–920.
9. **Berthet** (2014) *Concevoir l'écosystème, un nouveau défi pour l'agriculture*. Presses des Mines. Paris, France.
10. **Berthet et al.** (2019) 'Applying ecological knowledge to the innovative design of sustainable agroecosystems', *Journal of Applied Ecology*, 56(1), pp. 44–51.
11. **Berthet, Bretagnolle & Segrestin** (2012) 'Analyzing the Design Process of Farming Practices Ensuring Little Bustard Conservation: Lessons for Collective Landscape Management', *Journal of Sustainable Agriculture*, 13(1), p. 7.
12. **Berthet, Bretagnolle & Segrestin** (2014) 'Surmonter un blocage de l'innovation par la conception collective. Cas de la réintroduction de luzerne dans une plaine céréalière : L'innovation en systèmes fourragers et élevages d'herbivores : un champ de possibles', *Fourrages*, 217, pp. 13–21.
13. **Berthet, Segrestin & Hickey** (2016) 'Considering agro-ecosystems as ecological funds for collective design: New perspectives for environmental policy', *Environmental Science and Policy*, 61, pp. 108–115.
14. **Berthet, Segrestin & Weil** (2018) 'Des biens communs aux inconnus communs : initier un processus collectif de conception pour la gestion durable d'un agro-écosystème', *Revue de l'organisation responsable*, 13(1), p. 7.
15. **Boschet & Rambonilaza** (2015) 'Integrating water resource management and land-use planning at the rural-urban interface: Insights from a political economy approach', *Water Resources and Economics*, 9, 45–59.
16. **Bouleau, Carter & Thomas** (2018) 'Des connaissances aux décisions : la mise en œuvre des directives européennes sur l'eau douce et la mer', *Participations*, 21(2), p. 37.
17. **Bousseyroux** (2016) *Évaluation d'un dispositif de science citoyenne, une étude menée sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre*. Université de La Rochelle.
18. **Bréfid & Simon** (2014) 'Quelle place pour les acteurs locaux dans la gestion de la biodiversité ordinaire?', *Bulletin d'Association de Géographes Français*, 91(1), pp. 17–34.
19. **Bréfid, Simon & Valenzisi** (2017) 'Stakeholder motivation as a means toward a proactive shared approach to caring for biodiversity. Application on Plateau de Millevaches', *Land Use Policy*, 61, pp. 12–23.
20. **Bussion** (2016) 'Identification et validation des freins à la participation citoyenne dans les dispositifs politiques pour la biodiversité : Terre Saine et la Trame Verte et Bleue'. Mémoire de fin d'étude, Ecole d'ingénieurs de Purpan.
21. **Cadiou & Itcina** (2011) 'Les marins-pêcheurs basques face au Prestige. Logiques de mobilisation et enjeux sectoriels', in Itcina, X. and Weisbein, J. (eds) *Marées noires et politique : Gestion et contestations de la pollution du Prestige en France et en Espagne*. L'Harmattan. Paris, France, pp. 189–216.
22. **Candau, Deldre & Deuffic** (2012) 'Publicisation contrôlée de problèmes territoriaux autour de l'eau. Le cas des Pertuis charentais (France)', *Sociologie*.
23. **Candau, Deldre & Deuffic** (2015) 'Agriculteurs, pêcheurs et forestiers face à l'impératif environnemental', in Arpin, I. et al. (eds) *Les activités professionnelles à l'épreuve de l'environnement*. Octarès. Toulouse, France, pp. 93–113.
24. **Carter** (2018) *The Politics of Aquaculture: Sustainability interdependence, territory and regulation in fish farming*. Routledge. Abingdon, UK.
25. **Carter** (2019a). Ecosystem approaches as frustrated institutional practice: Making a marine strategy for biodiversity, Bay of Biscay (SW France). Article en préparation (basé sur communication 'Beyond the surf: The '4As' of knowledge-politics interdependence in marine governance', European Consortium of Political Research, Hamburg, 23-25 Août, 2018).
26. **Carter** (2019b) 'Mise en politique des produits alimentaires issus de la pisciculture: Entre contestation et régulation', in Fouilleux, E. and Michel, L. (eds) *Quand l'alimentation se fait politique*. Presses universitaires de Rennes. Rennes, France, à paraître.
27. **Carter, C, Bouleau G, Le Floch S.** (2020) 'The policy and social dimension of restoration thinking: Paying greater attention to 'interdependency' in restoration governing practice', In: Cottet M, Morandi B, Piégay, H (eds) *River Restoration: Social and Policy Perspectives from Practice and Research*, John Wiley & Sons, Chichester UK à paraître.
28. **Carter, Lugand, Caill-Milly & Morandeau, G.** (2019a) 'L'approche écosystémique à l'épreuve des faits, bulletin d'information de la pêche côtière, dans le contexte du changement global', RIUESS - XVIIIèmes Rencontres internationales Modernité des idées et pratiques fondatrices de l'économie sociale et solidaire : s'associer, s'autogérer, s'émanciper, 16-18 mai, Université Rennes 2.
29. **Carter et al.** (2019b). 'How science-politics "coupling practices" shape ecosystem approaches, as well as "winners and losers" governing ecosystems in New Aquitaine', Article en préparation (basé sur communication présenté lors de la conférence "The 'Ecosystem Approach' Does it live up to its promise?", 4-5 Octobre, Université de Bordeaux, 2018).
30. **Cazals** (2012) 'Examining the conventions of voluntary environmental approaches in French agriculture', *Cambridge Journal of Economics*, 36(5), pp. 1181–1198.
31. **CIVB** (2017) Le système de management environnemental du vin de Bordeaux (SME).
32. **Conchon** (2020) 'L'Approche Écosystémique' et la gestion durable des forêts en Nouvelle-Aquitaine: Une sociologie politique des interactions entre 'science' et 'politique'. Thèse en science politique en préparation, Université de Bordeaux.
33. **Coolsaet** (2016) 'Towards an agroecology of knowledges: Recognition, cognitive justice and farmers' autonomy in France', *Journal of Rural Studies*, 47, pp. 165–171.
34. **Dachary-Bernard & Rivaud** (2013) 'Assessing tourists' preferences for coastal land use management: Oyster farming and heritage', *Ocean & Coastal Management*, 84, pp. 85–96.
35. **De Godoy Leski** (2020) 'Gouvernance adaptative des métropoles estuariennes face aux changements globaux. Bordeaux Métropole et l'estuaire de la Gironde'. Thèse en sociologie en préparation, Université de Bordeaux.
36. **de Godoy Leski, Sahraoui & Salles** 'Exploring urban governance of biodiversity through qualitative prospective scenarios', en préparation.
37. **De Godoy Leski et al.** (2019) 'Regards interdisciplinaires pour une meilleure adaptation territoriale aux changements climatiques', *Natures Sciences Sociétés*, 19.
38. **Deuffic & Candau** (2006) 'Farming and landscape management: How French farmers are coping with the ecologization of their activities', *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 19(6), pp. 563–585.
39. **Deuffic & Moustié** (2010) Pins et feuillus, entre doutes et incertitudes. Les forestiers des Landes de Gascogne et la question de la multifonctionnalité des boisements feuillus après la tempête de 2009. Rapport réalisé avec le soutien du Conseil régional d'Aquitaine, CCRD 2007.
40. **Doyen et al.** (2012) 'A stochastic viability approach to ecosystem-based fisheries management', *Ecological Economics*, 75, pp. 32–42.
41. **Doyen et al.** (2017) 'Ecoviability for ecosystem-based fisheries management', *Fish and Fisheries*, 18(6), pp. 1056–1072.
42. **Filippi-Codaccioni** (2015) 'Analyse', in Theillout, A. and Collectif faune-aquitaine.org (eds) *Atlas des oiseaux nicheurs d'Aquitaine*. LPO Aquitaine, Delachaux et Niestlé, pp. 439–495.
43. **Le Floch et al.** (2008) 'Analyzing the market position of fish species subject to the impact of long-term changes: a case study of French fisheries in the Bay of Biscay', *Aquatic Living Resources*, 21(3), pp. 307–316.
44. **Gouletquer & Le Moine** (2002) 'Shellfish farming and Coastal Zone Management (CZM) development in the Marennes-Oleron Bay and Charentais Sounds (Charente Maritime, France): A review of recent developments', *Aquaculture International*, 10(6), pp. 507–552.
45. **Gourguet et al.** (2013) 'Managing mixed fisheries for bio-economic viability', *Fisheries Research*. Elsevier B.V., 140, pp. 46–62.
46. **Guillen et al.** (2013) 'Estimating MSY and MEY in multi-species and multi-fleet fisheries, consequences and limits: an application to the Bay of Biscay mixed fishery', *Marine Policy*, 40, pp. 64–74.
47. **Henckel et al.** (2015) 'Organic fields sustain weed metacommunity dynamics in farmland landscapes', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1808).
48. **Houte (no date)** 'Les ruchers communaux peuvent-ils aider les politiques publiques à préserver la biodiversité?', (soumis).
49. **Houte, Lorient & Bécu** (no date) 'L'émancipation des habitants au service de l'application des politiques publiques environnementales : étude d'un dispositif pilote de construction d'une gouvernance adaptative', *Participations*.
50. **Itcina, Roger & Smith** (2014) 'The EU's government of wine: switching towards completeness', in *The EU's government of industries: Markets, institutions and politics*. Routledge. Abingdon, UK, pp. 35–56.
51. **Itcina, Roger & Smith** (2016) *Varietals of Capitalism: A political economy of the changing wine industry*. Cornell University Press. Ithaca, London.
52. **Labatut & Hooge** (2016) 'Renouveler la gestion de ressources communes par la conception innovante ? Le cas d'une race locale au Pays basque', *Natures Sciences Sociétés*, 24(4), pp. 319–330.
53. **Lafor** (2017) 'Un accord pour la biodiversité marine : le cas du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis', *Vertigo*, 14(1).
54. **Lagarde et al.** (2018) 'How Does MMEY Mitigate the Bioeconomic Effects of Climate Change for Mixed Fisheries', *Ecological Economics*, 154, pp. 317–332.
55. **Lapijover** (2018) Révéler la dimension socio-politique des interactions entre pêcheries et petits cétacés dans le golfe de Gascogne. Thèse en géographie humaine, Université de la Rochelle.
56. **Llantia** (2011) La création du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et des Pertuis charentais : enjeux, acteurs, conflits, M2 Géographie sociale et humaine, Politiques de développement durable, Université du Maine.
57. **Lugand** (2017) Analyse sociopolitique des rapports entre science et politique dans la transformation de la Politique Commune de la Pêche en Nouvelle-Aquitaine. Mémoire de Master 2, Sciences de la mer et du littoral, Université de Bretagne Occidentale.
58. **Martinet, Thébaud & Doyen** (2007) 'Defining viable recovery paths toward sustainable fisheries', *Ecological Economics*, 64(2), pp. 411–422.
59. **Morelli et al.** (2017) 'Spatial covariance between ecosystem services and biodiversity pattern at a national scale (France)', *Ecological Indicators*, 82, pp. 574–586.
60. **Mouysset et al.** (2015) 'Benefits and costs of biodiversity in agricultural public policies', *European Review of Agricultural Economics*, 42(1), pp. 51–76.
61. **Mouysset et al.** (2016) 'Selection of Dynamic Models for Bird Populations in Farmlands', *Environmental Modeling and Assessment*, 21(3), pp. 407–418.
62. **Mouysset Doyen & Jiguet** (2012) 'Different policy scenarios to promote various targets of biodiversity', *Ecological Indicators*, 14(1), pp. 209–221.
63. **Mouysset, Doyen & Jiguet** (2013) 'How does economic risk aversion affect biodiversity?', *Ecological Applications*, 23(1), pp. 96–109.
64. **Mouysset, Doyen & Jiguet** (2014) 'From population viability analysis to coviability of farmland biodiversity and agriculture', *Conservation Biology*, 28(1), pp. 187–201.
65. **Mouysset et al.** (2011) 'Bio economic modeling for a sustainable management of biodiversity in agricultural lands', *Ecological Economics*, 70(4), pp. 617–626.
66. **Péreau et al.** (2015) 'Gains d'efficacité dans la gestion de zones humides estuariennes par des associations syndicales de propriétaires', *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 4, pp. 719–740.
67. **Notte & Salles** (2011) 'La prise à témoin du public dans la politique de l'eau. La consultation directive-cadre européenne sur l'eau en Adour-Garonne', *Politique européenne*, 33(1), p. 37.
68. **Pinton et al.** (2005) La construction du réseau Natura 2000 en France : Une politique publique à l'épreuve des scènes locales. Rapport final, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable.
69. **Région Nouvelle-Aquitaine** (2019) 'Néo-Terra : Accompagner et accélérer la transition', Feuille de Route, Séance Plénière, 9 juillet.
70. **Rivaud & Cazals** (2012) 'Pour une vision élargie des performances de la filière ostréicole à partir d'une approche en termes de patrimoine', *Développement durable et territoires*, 3(1).
71. **Sahraoui et al.** 'Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of urban planning scenarios on landscape connectivity', en préparation.
72. **Salles et al.** (2014) 'A chacun ses sciences participatives. Les conditions d'un observatoire participatif de la biodiversité sur le Bassin d'Arcachon', *ESSACHESS - Journal for Communication Studies*, 7(1), p. 13.
73. **Sanchez et al.** (2013) 'A restricted fishing area as a tool for fisheries management: Example of the Capbreton canyon, southern Bay of Biscay', *Marine Policy*, 42, pp. 180–189.
74. **Smith, A.** (2016) *The Politics of Economic Activity*, Oxford: Oxford University Press.
75. **Smith, de Maillard & Costa** (2007) *Vin et politique: Bordeaux, la France, la mondialisation*. Presses de Sciences Po. Paris, France.
76. **Teillard et al.** (2017) 'Optimal allocations of agricultural intensity reveal win-no loss solutions for food production and biodiversity', *Regional Environmental Change*, 17(5), pp. 1397–1408.
77. **Thomas** (2020) Les secteurs de l'eau face aux politiques de restauration écologique en France et Suisse.

Thèse en science politique en préparation, Université de Bordeaux.

78. **Thomas** (2016) *La mise en œuvre d'une politique environnementale européenne de la mer : Science, politique et société dans la gouvernance du milieu marin*, Mémoire Master 2, Université de Bordeaux.
79. **Tshibangu** et al. (no date) 'Le potentiel de l'éducation relative à l'environnement pour stimuler différents

niveaux d'engagement environnemental: le cas du dispositif Mon Village Espace de Biodiversité', *Vertigo*.

80. **Wintermantel** et al. (2019) 'Organic farming positively affects honeybee colonies in a flower poor period in agricultural landscapes', *Journal of Applied Ecology*, 56(8).

10 Références internationales

1. **Agrawal** et al. (2008) 'Changing Governance of the World' Forests', *Science*, 320(5882), pp. 1460–1462.
2. **Allaire, Cahuzac & Simioni** (2009) 'Contractualisation et diffusion spatiale des mesures agro-environnementales herbagères', *Review of Agricultural and Environmental Studies*, 90(1), pp. 23–50.
3. **Ansaldi** (2013) 'Coalitions et changement de politiques publiques : environnementalistes et politiques agricoles en Angleterre et en France', *Revue internationale de politique comparée*, 20(1), pp. 47–72.
4. **Ansaldi** (2015) *Le tournant environnemental de la politique agricole commune : Débats et coalitions en France, en Hongrie et en Royaume-Uni*, L'Harmattan, Paris, France.
5. **Ansaldi** (2017) 'Le marché comme instrument politique : Le désengagement de l'État dans l'usage des pesticides en France', *Sociétés Contemporaines*, 1(105), pp. 79–102.
6. **Arrignon & Bosc** (2017) 'Le plan français de transition agroécologique et ses modes de justification politique : La biodiversité au secours de la performance agricole ?', in Compagnon, D. and Rodary, E. (Dir.) (eds) *Les politiques de biodiversité*. Sciences Po Presses, Paris, France, pp. 205–224.
7. **Arts** (1998) *The political influence of global NGOs: case studies on the climate and biodiversity convention*. International Books, Utrecht, Pays-Bas.
8. **Arts** et al. (2014) 'A practice based approach to forest governance', *Forest Policy and Economics*, 49, pp. 4–11.
9. **Arts & Buizer** (2009) 'Forests, discourses, institutions', *Forest Policy and Economics*, 11(5–6), pp. 340–347.
10. **Ascher** (1995) *Métapolis ou l'avenir des villes*, Paris, Odile Jacob.
11. **Aubin & Varone** (2004) 'The evolution of the European Water Policy. Towards an integrated resource management at EU level', in Kissling-Näf, I. and Kuks, S. (eds) *The evolution of national water regimes in Europe: transitions in water rights and water policies*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas, pp. 49–89.
12. **Ay** et al. (2014) 'Integrated models, scenarios and dynamics of climate, land use and common birds', *Climatic Change*, 126(1–2), pp. 13–30.
13. **Ballesteros** et al. (2018) 'Do not shoot the messenger: ICES advice for an ecosystem approach to fisheries management in the European Union', *ICES Journal of Marine Science*, 75(2), pp. 519–530.
14. **Barles & Blanc** (2016) (Dir.) *Écologies Urbaines - Sur le terrain*, Collection Villes, Economica, Anthropolos.
15. **Baronne & Bouleau** (2011) 'La Directive-Cadre sur l'eau et ses traductions : que nous apprennent les sites "innovants" ?', *ARPoS 'Pôle Sud'*, 35, pp. 43–58.
16. **Barraud & Germin** (2017) *Démanteler les barrages pour restaurer les cours d'eau. Controverses et représentations*. Éditions Quae, Versailles, Paris.
17. **Barreteau** (2003) 'Our companion modelling approach', *JASSS*, 6(2).
18. **Barthélémy** (2013) *La pêche amateur au fil du Rhône et de l'histoire. Usages, savoirs et gestions de la nature*. L'Harmattan, Paris, France.
19. **Batáry** et al. (2015) 'The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management', *Conservation Biology*, 29(4), pp. 1006–1016.
20. **Baumgärtner & Quaas** (2009) 'Ecological-economic viability as a criterion of strong sustainability under uncertainty', *Ecological Economics*, 68(7), pp. 2008–2020.
21. **Bélis-Bergougnan & Cazals** (2006) 'Démarches environnementales volontaires, conflit d'usage et proximité', *Développement durable et territoires*, 7, pp. 0–16.
22. **Béné, Hersoug & Allison** (2010) 'Not by Rent Alone: Analysing the Pro-Poor Functions of Small-Scale Fisheries in Developing Countries', *Development Policy Review*, 28(3), pp. 325–358.
23. **Bengtsson** et al. (2000) 'Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests', *Forest Ecology and Management*, 132(1), pp. 39–50.
24. **Berny** (2018) 'The Restoration of Biodiversity in France: From Words to Deeds ?', in *The impact of the economic crisis on European environmental policy*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 175–198.
25. **Berthet** et al. (2016) 'How to foster agroecological innovations? A comparison of participatory design methods', *Journal of Environmental Planning and Management*, 59(2), pp. 280–301.
26. **Bigagli** (2015) 'The EU legal framework for the management of marine complex social-ecological systems', *Marine Policy*, 54, pp. 44–51.
27. **Binder** et al. (2013) 'Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems', *Ecology and Society*, 18(4).
28. **Blackstock** et al. (2012) 'Linking process to outcomes - Internal and external criteria for a stakeholder involvement in River Basin Management Planning', *Ecological Economics*, 77(2012), pp. 113–122.
29. **Blackstock & Richards** (2007) 'Evaluating stakeholder involvement in river basin planning: A Scottish case study', *Water Policy*, 9(5), pp. 493–512.
30. **Boncoeur** et al. (2007) 'La gouvernance des aires marines protégées: Le projet de parc marin en Irlande, un exemple de processus participatif?', *Mondes en Développement*, 35(2).
31. **Borja** (2005) 'The European water framework directive: A challenge for nearshore, coastal and continental shelf research', *Continental Shelf Research*, 25(14), pp. 1768–1783.
32. **Borja** et al. (2010) 'Marine management – Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives', *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), pp. 2175–2186.
33. **Borjeson** et al. (2006) 'Scenario types and techniques: Towards a user's guide', *Futures*, 38(7), pp. 723–739.
34. **Boschet & Rambonilaza** (2015) 'Integrating water resource management and land-use planning at the rural-urban interface: Insights from a political economy approach', *Water Resources and Economics*, 9, 45–59.
35. **Bouet, Ginelli & Deldreuve** (2018) 'La reconnaissance d'un capital environnemental autochtone ?', *Vertigo*, Hors-série 29.
36. **Bouet** (2019) *Déclinisme environnemental et reconnaissance : Reconnaissance de l'autochtonie et déclinisme environnemental au sein des Parcs nationaux français. L'exemple du Parc national de La Réunion*, thèse de sociologie, Université de Bordeaux.
37. **Bouleau** (2008) 'The WFD dreams: between ecology and economics', *Water and Environment Journal*, 22(4), pp. 235–240.
38. **Bouleau** (2014) 'The co-production of science and waterscapes: The case of the Seine and the Rhône Rivers, France', *Geoforum*, 57, pp. 248–257.
39. **Bouleau, Carter & Thomas** (2018) 'Des connaissances aux décisions : la mise en œuvre des directives européennes sur l'eau douce et marine', *Participations*, 21(2), p. 37.
40. **Bouleau & Pont** (2015) 'Did you say reference conditions? Ecological and socio-economic perspectives on the European Water Framework Directive', *Environmental Science and Policy*, 47, pp. 32–41.
41. **Boyes** et al. (2016) 'Is existing legislation fit-for-purpose to achieve Good Environmental Status in European seas?', *Marine Pollution Bulletin*, 111(1–2), pp. 18–32.
42. **Busch & Bain** (2004) 'New! Improved? The Transformation of the Global Agrifood System', *Rural Sociology*, 69(3), pp. 321–346.
43. **Byron** et al. (2011) 'Modeling ecological carrying capacity of shellfish aquaculture in highly flushed temperate lagoons', *Aquaculture*, 314(1–4), pp. 87–99.
44. **Candau** et al. (2015) 'Agriculteurs, pêcheurs et forestiers face à l'impératif environnemental', in Arpin, I. et al. (eds) *Les activités professionnelles à l'épreuve de l'environnement*. Octarès. Toulouse, France, pp. 93–113.
45. **Carter** (2013) 'Constructing sustainability in EU fisheries: Re-drawing the boundary between science and politics?', *Environmental Science & Policy*, 30, pp. 26–35.
46. **46. Carter** (2014) 'The transformation of Scottish fisheries: Sustainable interdependence from "net to plate"', *Marine Policy*, 44, pp. 131–138.
47. **Carter** (2018) *The Politics of Aquaculture: Sustainability interdependence, territory and regulation in fish farming*. Routledge, Abington, UK.
48. **Carter** (2019) 'Mise en politique des produits alimentaires issus de la pisciculture: Entre contestation et régulation', in Fouilleux & Michel (eds) *Quand l'alimentation se fait politique* (à paraître). Presses universitaires de Rennes. Rennes, France, à paraître.
49. **Carter & Lawn** (2015) *Governing Europe's spaces: European Union re-imagined*. Manchester University Press, Manchester, UK.
50. **Cazals** (2009) 'Qualités et innovations environnementales dans la viticulture et l'arboriculture fruitière: l'apport des mondes de production', *Revue d'Economie Industrielle*, 126, pp. 31–52.
51. **Chakour & Dahou** (2009) 'Gouverner une AMP, une affaire publique ? Exemples Sud-Méditerranéens', *Vertigo*, (Hors série 6).
52. **Chapin, Kofinas & Folke** (2009) (Eds) *Principles of Ecosystem Stewardship: Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World*, Springer.
53. **Charmes** (2019) *La revanche des villages: essai sur la France périurbain*. Le Seuil, Paris, France.
54. **Compagnon & Rodary** (2017a) 'Introduction : réseaux d'acteurs, stratégies et instruments dans les politiques de biodiversité', in *Les politiques de biodiversité*. Sciences Po Presses, Paris, France.
55. **Compagnon & Rodary** (2017b) *Les politiques de biodiversité*. Sciences Po Presses, Paris, France.
56. **Coote** et al. (2013) 'Testing indicators of biodiversity for plantation forests', *Ecological Indicators*, 32, pp. 107–115.
57. **Costa-Pierce** (2008) 'An Ecosystem Approach to marine aquaculture: a global review', in Soto, D., Aguilar-Manjarrez, J., and Hishamunda, N. (eds) *Building an ecosystem approach to aquaculture*. FAO/ Université de les Illes Balears Expert Workshop. 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings. No. 14. Rome, Italy.
58. **Costa-Pierce** (2010) 'Sustainable Ecological Aquaculture Systems: The Need for a New Social Contract for Aquaculture Development', *Marine Technology Society Journal*, 44(3), pp. 88–112.
59. **Cranford** et al. (2012) 'An ecosystem-based approach and management framework for the integrated evaluation of bivalve aquaculture impacts', *Aquaculture Environment Interactions*, 2(3), pp. 193–213.
60. **Crémin** et al. (2018) 'Quelles alternatives de participation dans les territoires de l'eau ?', *Participations*, 21(2), p. 5.
61. **Cury** et al. (2005) 'Viability theory for an ecosystem approach to fisheries', *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), pp. 577–584.
62. **Debray & Larue** (2017) 'L'expertise écologique mobilisée dans la mise en place des schémas régionaux de cohérence écologique : entre experts de terrain et bureaux d'études', in Benchendikh, F. (ed.) *Expert(ise) et action publique locale*. Lexis Nexis, Paris, France.
63. **Deldreuve & Candau** (2014) 'Produire des inégalités environnementales justes ?', *Sociologie*, 5(3), p. 255.
64. **Deldreuve & Deboudt** (2012) *Le parc national des calanques, construction territoriale, concertation et usages*. Éditions Quae, Versailles, Paris.
65. **Deldreuve & Claeys** (2016) 'Are National Parks Inherently Unequal? The 2006 French park reform and its initial implementation in mainland France'. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Universidade Federal do Paraná (UFPR), 38, 20 p.
66. **Delgoutel, Duval & Leplay** (2017) 'Mesures agro-environnementales et paiements pour services environnementaux : regards croisés sur deux instruments. Centre d'étude et de prospective, Analyse.
67. **Dichmont** et al. (2010) 'On implementing maximum economic yield in commercial fisheries', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(1), pp. 16–21.
68. **Doyen** (2018) 'Mathematics for Scenarios of Biodiversity and Ecosystem Services', *Environ Model Assess* 23(6): 729–742.
69. **Doyen** et al. (2017) 'Ecoviability for ecosystem-based fisheries management', *Fish and Fisheries*, 18(6), pp. 1056–1072.
70. **Drouineau** et al. (2016) 'The need for a protean fisheries science to address the degradation of exploited aquatic ecosystems', *Aquatic Living Resources*, 29(2), pp. 1–7.
71. **Drouineau** et al. (2018) 'River Continuity Restoration and Diadromous Fishes: Much More than an Ecological Issue', *Environmental Management*, 61(4), pp. 671–686.
72. **Dufour & Piégay** (2009) 'From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits', *River Research and Applications*, 25(5), pp. 568–581.
73. **Duquesne & van Vo** (2016) 'Les enjeux de politiques publiques territoriales comme clef d'entrée des services écosystémiques', *Sciences Eaux & Territoires*, 21, pp. 44–49.
74. **Ekroos** et al. (2014) 'Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both?', *Biological Conservation*, 172, pp. 65–71.
75. **Elzen & Bos** (2019) 'The RIO approach: Design and anchoring of sustainable animal husbandry systems', *Technological Forecasting and Social Change*, 145, pp. 141–152.
76. **FAO** (2019) *The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture*. Food and Agriculture

- Organisation. Washington D.C., USA.
77. **Ferreira et al.** (2014) 'Modelling of interactions between inshore and offshore aquaculture', *Aquaculture*, 426–427, pp. 154–164.
 78. **Fletcher** (2007) 'Converting science to policy through stakeholder involvement: An analysis of the European Marine Strategy Directive', *Marine Pollution Bulletin*, 54(12), pp. 1881–1886.
 79. **Folke** (2006) 'Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses', *Global Environmental Change*, 16(3), pp. 253–267.
 80. **Fouilleux et al.** (2014) 'Governance strengths and weaknesses to implement the marine strategy framework directive in European waters', *Marine Policy*, 44, pp. 172–178.
 81. **Fouilleux & Michel** (2019) (eds) *Quand l'alimentation se fait politique* (à paraître). Presses Universitaires de Rennes. Rennes, France, à paraître.
 82. **Freire-Gibb** (2015) 'Integrating water resource management and land-use planning at the rural–urban interface: Insights from a political economy approach', *Water Resources and Economics*, 9: 45–59.
 83. **Garcia** (2008) 'L'économie des services publics locaux d'alimentation en eau potable', *INRA Sciences Sociales*, 4–5, pp. 1–4.
 84. **Garcia et al.** (2014a) 'Governance of marine fisheries and biodiversity conservation: A history', in *Governance of Marine Fisheries and Biodiversity Conservation*. John Wiley & Sons. Chichester, UK, pp. 3–17.
 85. **Garcia et al.** (2014b) 'Governance of marine fisheries and biodiversity conservation: Convergence or coevolution', in *Governance of Marine Fisheries and Biodiversity Conservation*. John Wiley & Sons. Chichester, UK, pp. 18–36.
 86. **Gautier** (2016) 'Pour une meilleure intégration des principes de l'agro-écologie dans les cahiers des charges des indications géographiques viticoles', *BIO Web of Conferences*, 7, p. 03019.
 87. **Germaine & Barraud** (2013) 'Les rivières de la France sont-elles seulement des infrastructures naturelles ? Les modèles de gestion à l'épreuve de la directive-cadre sur l'eau', *Natures Sciences Sociétés*, 21(4), pp. 373–384.
 88. **Ghorra-Gobin** (2015) *La métropolisation en question*, PUF.
 89. **Girault** (2018) 'Le droit d'accès à la nature en Europe du Nord : partage d'un capital environnemental et construction d'un espace contractuel', *Vertigo*, (Hors-série 29).
 90. **Gormley et al.** (2015) 'Adaptive management, international co-operation and planning for marine conservation hotspots in a changing climate', *Marine Policy*, 53, pp. 54–66.
 91. **Grafton et al.** (2012) 'B MEY as a fisheries management target', *Fish and Fisheries*, 13(3), pp. 303–312.
 92. **Guimont et al.** (2018) 'La crise de biodiversité à l'épreuve de l'action publique néolibérale. Introduction au dossier thématique «Perte de biodiversité, New Public Management et néolibéralisme», *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 9(3).
 93. **Hartley** (2002) 'Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests', *Forest Ecology and Management*, 155(1–3), pp. 81–95.
 94. **Heenan et al.** (2015) 'A climate-informed, ecosystem approach to fisheries management', *Marine Policy*, 57, pp. 182–192.
 95. **Heiskanen et al.** (2016) 'Biodiversity in marine ecosystems-European developments toward robust assessments', *Frontiers in Marine Science*, 3(SEP).
 96. **Henocque** (2006) 'Leçons et futur de la gestion intégrée dans des zones côtières dans le monde', *Vertigo*, 7(3), pp. 1–11.
 97. **Holling & Meffe** (1996) 'Command and Control and the Pathology of Natural Resource Management', *Conservation Biology*, 10(2), pp. 328–337.
 98. **van Hoof** (2015) 'Fisheries management, the ecosystem approach, regionalisation and the elephants in the room', *Marine Policy*, 60(2015), pp. 20–26.
 99. **Howarth** (2009) 'Aspirations and Realities under the Water Framework Directive: Proceduralisation, Participation and Practicalities', *Journal of Environmental Law*, 21(3), pp. 391–417.
 100. **Itcina, Roger & Smith** (2013) 'Institutionalizations compared: Implementing the EU's 2008 wine reform', *Comparative European Politics*, 11(1), pp. 119–142.
 101. **Itcina, Roger & Smith** (2014) 'The EU's government of wine: switching towards completeness', in *The EU's government of industries: Markets, institutions and politics*. Routledge. Abington, UK, pp. 35–56.
 102. **Itcina, Roger & Smith** (2016) *Varieties of Capitalism : A political economy of the changing wine industry*. Cornell University Press. Ithaca, London.
 103. **IPBES** (2016) Summary for policymakers of the methodological assessment of scenarios and models of biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. Alkamade, L.A. Acosta, H. R. Akçakaya, L. Brotons, W. Cheung, V. Christensen, K. A. Har-hash, J. Kabubo-Mariara, C. Lundquist, M. Obersteiner, H. Pereira, G. Peterson, R. Pichs-Madruga, N. H. Ravindranath, C. Rondinini, B. Wintle (eds.). Secretariat of the Intergovernmental, Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, 32 pages.
 104. **IUCN** (2011) Guide pour le développement durable de l'aquaculture: Réflexions et recommandations pour la pisciculture de truites. IUCN. Gland, Switzerland & Paris, France.
 105. **Jeffries** (2005) *Biodiversity and Conservation* (2^e édition). Routledge. New York, USA.
 106. **Kaika & Page** (2003) 'The EU Water Framework Directive: part 1. European policy-making and the changing topography of lobbying', *European Environment*, 13(6), pp. 314–327.
 107. **Kaiser & Stead** (2002) 'Uncertainties and values in European aquaculture: Communication, management and policy issues in times of "changing public perceptions"', *Aquaculture International*, 10, pp. 569–490.
 108. **Kleijn et al.** (2006) 'Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries', *Ecology Letters*, pp. 243–254.
 109. **Kleijn & Sutherland** (2003) 'How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity?', *Journal of Applied Ecology*, 40(6), pp. 947–969.
 110. **Kolding, Béné & Bavinck** (2014) 'Small-scale fisheries', in *Governance of Marine Fisheries and Biodiversity Conservation*. John Wiley & Sons. Chichester, UK, pp. 317–331.
 111. **Lant, Ruhl & Kraft** (2008) 'The Tragedy of Ecosystem Services', *BioScience*, 58(10), pp. 969–974.
 112. **De Lara & Doyen** (2008) *Sustainable Management of Natural Resources: Mathematical Models and Methods*. Springer. Berlin, Allemagne.
 113. **Leeuwen & Roby** (2014) 'Diversité génétique de la vigne. Promouvoir plusieurs voies de sélection', *Union Girondine des Vins de Bordeaux*, (1063), pp. 38–44.
 114. **van Leeuwen et al.** (2014) 'Implementing the Marine Strategy Framework Directive: A policy perspective on regulatory, institutional and stakeholder impediments to effective implementation', *Marine Policy*, 50, pp. 325–330.
 115. **Link et al.** (2017) 'Keeping Humans in the Ecosystem', *ICES Journal of Marine Science*, 74(7), pp. 1947–1956.
 116. **Lobley et al.** (2013) 'Training farmers in agri-environmental management: the case of Environmental Stewardship in lowland England', *International Journal of Agricultural Management*, 3, pp. 12–20.
 117. **Lotfi et al.** (2017) 'Les services écosystémiques urbains, vers une multifonctionnalité des espaces verts publics : revue de littérature', *Environnement Urbain* [En ligne], 11.
 118. **Lussault** (2009) 'L'urban mondialisé' dans Marçal & Stebe (dirs) *Traité sur la ville*, PUF, pp. 723–772.
 119. **MAAF** (2012) Le projet agro-écologique en France. Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt.
 120. **Mace et al.** (2010) 'Marine management – Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives', *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), pp. 2175–2186.
 121. **Maux & Granjou** (2012) 'La construction de la biodiversité comme problème politique et scientifique, premiers résultats d'une enquête en cours', *Sciences Eaux & Territoires*, 3
 122. **McIlgorm et al.** (2010) 'How will climate change alter fishery governance? Insights from seven international case studies', *Marine Policy*, 34(1), pp. 170–177.
 123. **Mermet & Salles** (2015) *Environnement : la concertation approuvée, contestée, dépassée*. De Boeck. Louvain-La-Neuve, France.
 124. **Mesnel** (2018) 'Socialiser à la biodiversité à travers la néo-libéralisation de la PAC ?', *Développement durable et territoires*, 9(3).
 125. **Meynard et al.** (2017) 'Designing coupled innovations for the sustainability transition of agrifood systems', *Agricultural Systems*, 157, pp. 330–339.
 126. **Moffitt et al.** (2016) 'Moving towards ecosystem-based fisheries management: Options for parameterizing multi-species biological reference points', *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 134, pp. 350–359.
 127. **Molle** (2009) 'River-basin planning and management: The social life of a concept', *Geoforum*, 40(3), pp. 484–494.
 128. **Mongin** (2013) *La ville des flux. L'envers et l'endroit de la mondialisation urbaine*, Fayard.
 129. **Morris, O'Brien & Larcombe** (2011) 'Actually achieving marine sustainability demands a radical re-think in approach, not "more of the same"', *Marine Pollution Bulletin*, 62(5), pp. 1053–1057.
 130. **Mougenot** (2003) *Prendre soin de la nature ordinaire*. Éditions de la Maison des sciences de l'homme. Paris, France.
 131. **Mouysset et al.** (2011) 'Bio economic modeling for a sustainable management of biodiversity in agricultural lands', *Ecological Economics*, 70(4), pp. 617–626.
 132. **Mouysset et al.** (2015) 'Agriculteurs, pêcheurs et forestiers face à l'impératif environnemental', in Arpin, I. et al. (eds) *Les activités professionnelles à l'épreuve de l'environnement*. Octarès. Toulouse, France, pp. 93–113.
 133. **Niemelä et al.** (2005) 'Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe', *Forest Policy and Economics*, 7(6), pp. 877–890.
 134. **Nunes et al.** (2011) 'Towards an ecosystem approach to aquaculture: Assessment of sustainable shellfish cultivation at different scales of space, time and complexity', *Aquaculture*, 315(3–4), pp. 369–383.
 135. **O'Mahony et al.** (2015) 'ICZM as a framework for climate change adaptation action – Experience from Cork Harbour, Ireland', *Marine Policy*.
 136. **Ounanian et al.** (2012) 'On unequal footing: Stakeholder perspectives on the marine strategy framework directive as a mechanism of the ecosystem-based approach to marine management', *Marine Policy*, 36(3), pp. 658–666.
 137. **Pahl-Wostl et al.** (2013) 'Environmental flows and water governance: managing sustainable water uses', *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(3–4), pp. 341–351.
 138. **Pe'er et al.** (2014) 'EU agricultural reform fails on biodiversity', *Science*, 344(6188), pp.1090-1092.
 139. **Pikitch et al.** (2004) 'Ecosystem-based Fishery Management', *Science*, 305, pp. 346–348.
 140. **Prellezo & Curtin** (2015) 'Confronting the implementation of marine ecosystem-based management within the Common Fisheries Policy reform', *Ocean and Coastal Management*, 117, pp. 43–51.
 141. **Rambonilaza, Boschet & Brahic** (2015) 'Moving towards multilevel governance of wetland resources: local water organisations and institutional changes in France' *Environment and Planning C: Government and Policy*, 33, pp.393-411.
 142. **Reed et al.** (2013) 'Beyond fish as commodities: Understanding the socio-cultural role of inshore fisheries in England', *Marine Policy*, 37(1), pp. 62–68.
 143. **Renn et al.** (2010) WP3: participation in the multi-level governance of European water and biodiversity - a review of case studies. UFZ-Diskussionspapiere. UFZ Leipzig.
 144. **Rice et al.** (2012) 'The role of MPAs in reconciling fisheries management with conservation of biological diversity', *Ocean & Coastal Management*, 69, pp. 217–230.
 145. **Roche et al.** (2005) 'Les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l'eau', *Comptes Rendus Geoscience*, 337(1–2), pp. 243–267.
 146. **Roger** (2010) 'Constructions savantes et légitimation des politiques européennes', *Revue française de science politique*, 60(6), p. 1091.
 147. **Ruckelshaus et al.** (2008) 'Marine Ecosystem-based Management in Practice: Scientific and Governance Challenges', *BioScience*, 58(1), pp. 53–63.
 148. **Salomon & Dross** (2013) 'Challenges in cross-sectoral marine protection in Europe', *Marine Policy*, 42, pp. 142–149.
 149. **Sanchez et al.** (2013) 'A restricted fishing area as a tool for fisheries management: Example of the Capbreton canyon, southern Bay of Biscay', *Marine Policy*, 42, pp. 180–189.
 150. **Sanchirico, Smith & Lipton** (2008) 'An empirical approach to ecosystem-based fishery management', *Ecological Economics*, 64(3), pp. 586–596.
 151. **Schuhbauer & Sumaila** (2016) 'Economic viability and small-scale fisheries – A review', *Ecological Economics*, 124, pp. 69–75.
 152. **Sergent** (2010) 'Régulation politique du secteur forestier en France et changement d'échelle de l'action publique', *Economie rurale*, 318-319, pp.95-110.
 153. **Sergent** (2017) 'Pourquoi la politique forestière française ne veut pas du territoire', *Revue Forestière Française*, 2, p. 99-109.
 154. **Shumway et al.** (2003) 'Shellfish aquaculture – In praise of sustainable economies and environments', *World Aquaculture*, 34(4), pp. 15–17.
 155. **Simoncini** (2011) 'Governance objectives and instruments, ecosystem management and biodiversity conservation: The Chianti case study', *Regional Environmental Change*, 11(1), pp. 29–44.
 156. **Smith** (2016) *The Politics of Economic Activity*, Oxford: Oxford University Press.
 157. **Smith, de Maillard & Costa** (2007) *Vin et politique*. Bordeaux, la France, la mondialisation. Presses de Sciences Po. Paris, France.
 158. **Sneddon, Barraud & Germaine** (2017) 'Dam removals and river restoration in international perspective', *Water Alternatives*, 10(3), pp. 648–654.
 159. **Soto et al.** (2008) Building an ecosystem approach to aquaculture. FAO/Universitat de les Illes Balears Expert Workshop. Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings. No. 14. Rome, Italy.
 160. **Suding** (2011) 'Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(1), pp. 465–487.
 161. **Sutherland** (2010) 'Environmental grants and regulations in strategic farm business decision-making: A case study of attitudinal behaviour in Scotland', *Land Use Policy*, 27(2), pp. 415–423.
 162. **Swyngedouw, Page & Kaika** (2002) 'Sustainability and Policy Innovation in a Multi-Level Context: Crosscutting Issues in the Water Sector', in *Participatory Governance in Multi-Level Context*. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, pp. 107–131.
 163. **Symes & Hoefnagel** (2020) 'Fisheries policy, research and the social sciences in Europe: Challenges for the 21st century', *Marine Policy*, 34(2), pp. 268–275.
 164. **Symes & Phillipson** (2009) 'Whatever became of social objectives in fisheries policy?', *Fisheries Research*, 95(1), pp. 1–5.
 165. **van Tatenhove** (2016) 'The environmental state at sea', *Environmental Politics*, 25(1), pp. 160–179.
 166. **Taillard, Jiguet & Tichit** (2015) 'The response of farmland bird communities to agricultural intensity as influenced by its spatial aggregation', *PLoS ONE*, 10(3).
 167. **Thébaud et al.** (2014) 'Building ecological-economic models and scenarios of marine resource systems: Workshop report', *Marine Policy*, 43, pp. 382–386.
 168. **Thiel** (2013) 'Scalar reorganisation of marine governance in Europe? The implementation of the

marine strategy framework directive in Spain, Portugal and Germany', *Marine Policy*, 39(1), pp. 322–332.

169. **Thomas** (2020) Les secteurs de l'eau face aux politiques de restauration écologique en France et Suisse. Thèse en science politique en préparation, Université de Bordeaux.

170. **Van Tilbeurgh** (2006) 'Quand la gestion intégrée redessine les contours d'une aire protégée : le cas du parc marin en mer d'Iroise', *Vertigo*, 7(3), pp. 1–13.

171. **Tromeur & Doyen** (2019) 'Optimal Harvesting Policies Threaten Biodiversity in Mixed Fisheries', *Environmental Modeling & Assessment*, 24(4), pp. 387–403.

172. **Turnhout, Neves & de Lijster** (2014) "Measurementality" in Biodiversity Governance: Knowledge, Transparency, and the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), *Environment and Planning A: Economy and Space*, 46(3), pp. 581–597.

173. **Urquhart et al.** (2011) 'Setting an agenda for social science research in fisheries policy in Northern Europe', *Fisheries Research*, 108(2–3), pp. 240–247.

174. **Urquhart & Acott** (2013) 'Constructing "The Stale": Fishers' and non-fishers' identity and place attachment in Hastings, south-east England', *Marine Policy*, 37(1), pp. 45–54.

175. **Walters et al.** (2005) 'Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment', *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), pp. 558–568.

176. **White, Gareau & Rudy** (2017) 'Ecosocialisms, past, present and future: from the metabolic rift to a reconstructive, dynamic and hybrid Ecosocialism', *Capitalism Nature Socialism*, 12(2), pp. 1–19.

177. **Winkel & Sotirov** (2016) 'Whose integration is this? European forest policy between the gospel of coordination, institutional competition, and a new spirit of integration', *Environment and Planning C: Government and Policy*, 34(3), pp. 496–514.

178. **Yengué & Robert** (no date) Quand la ville se fait Nature (à paraître). Presses Universitaires François Rabelais.

CONCLUSION

Synthèse & pistes de réflexion pour favoriser la biodiversité dans les socio-écosystèmes de Nouvelle-Aquitaine



1 Préambule

2 Principaux éléments de conclusions du rapport Écobiase

3 Suggestions et pistes de réflexions

1. PRÉSERVER LA BIODIVERSITÉ POUR FAVORISER SES FONCTIONS DANS LES SYSTÈMES DE PRODUCTION EN CHANGEANT LES PRATIQUES

Suggestion N°1 Réduire l'utilisation des pesticides

Suggestion N°2 Réduire l'utilisation des fertilisants de synthèses

Suggestion N°3 Réduire l'intensité des travaux mécaniques dans les parcelles de grandes cultures, viticoles ou sylvicoles

Suggestion N°4 Diversifier les espèces et variétés cultivées au sein d'une même parcelle

2. FAVORISER LA TRANSITION AGRO-ÉCOLOGIQUE À L'ÉCHELLE DES TERRITOIRES

Suggestion N°5 Soutenir la diversité des cultures et des systèmes agricoles dans les paysages

Suggestion N°6 Soutenir les pratiques extensives, entre autres l'agriculture biologique

Suggestion N°7 Accompagner les exploitants vers des pratiques respectueuses de l'environnement

3. TRANSITION ALIMENTAIRE ET GESTION SOBRE DES RESSOURCES NATURELLES

Suggestion N°8 Faciliter l'accès, pour les consommateurs, à des produits à haute valeur environnementale

Suggestion N°9 Recréer le lien entre nature, agriculture et alimentation

4. FAVORISER LES SOLUTIONS FONDÉES SUR LA NATURE DANS LES TERRITOIRES

Suggestion N°10 Maintenir et restaurer les éléments semi-naturels

Suggestion N°11 Promouvoir la biodiversité sous toutes ses formes et dans tous les milieux

Suggestion N°12 Recréer des relations Homme-Nature, notamment dans les espaces urbanisés

5. CONCILIER LES RÉPONSES AUX ENJEUX DE BIODIVERSITÉ ET DE RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE

Suggestion N°13 Favoriser les solutions fondées sur la nature dans l'adaptation aux effets et aux risques liés au réchauffement climatique

Suggestion N°14 Améliorer les connaissances empiriques sur la biodiversité et les services rendus par la nature

Suggestion N°15 Expérimenter des systèmes de gouvernance environnementale sur territoires pilotes pour améliorer la résilience des territoires

Rédacteurs :

Vincent Bretagnolle, Didier Alard, Caitriona Carter, Philippe Deuffic, Sabrina Gaba, Eric Giraud-Héraud, Hervé Jactel, Frédéric Revers, Adrien Rusch, Yohan Sahraoui, Jean-Louis Yengué & Théo Rouhette

1 Préambule

A peine deux ans après son lancement officiel (Novembre 2017), **Ecobiose** remet son rapport final début Décembre 2019, fruit du travail de plus de 100 scientifiques ayant compilé près de 1850 articles dans des revues académiques internationales. **Ecobiose** montre que l'intégrité des socio-écosystèmes régionaux repose sur la gestion et la préservation de la biodiversité, à l'origine des ressources que les entreprises régionales exploitent, ou des valeurs que les sociétés habitant dans les territoires régionaux, reconnaissent. Le maintien, durable, de la fourniture des services écosystémiques rendus par la biodiversité, est l'un des enjeux majeurs de nos jours. Les secteurs économiques qui exploitent et extraient les ressources naturelles à des fins de production doivent impérativement modifier leurs pratiques si ces secteurs veulent conserver leur capacité d'exploitation sur le long terme. Plus largement, la société (citoyens, entreprises, acteurs politiques) doit envisager la gestion des paysages et des infrastructures paysagères pour rendre les socio-écosystèmes résilients face aux changements globaux qui opèrent déjà. Enfin, et peut-être par-dessus tout, enrayer la disparition des espèces est un défi moral et éthique qui incombe à tous.

L'intégration accrue de la biodiversité dans les politiques publiques régulant les activités qui exploitent et dépendent directement ou indirectement des ressources vivantes représente donc un levier d'action primordial pour le maintien des services écosystémiques et la conservation du patrimoine naturel. La Région Nouvelle-Aquitaine, consciente des enjeux et de la nécessité de préserver la biodiversité et les services écosystémiques associés, au côté de l'atténuation et l'adaptation au réchauffement climatique, s'est engagée dans une démarche volontariste à travers la feuille de route **NeoTerra**. Les travaux d'**Ecobiose** démontrent, dans les socio-écosystèmes régionaux, qu'il est possible, et nécessaire pour répondre à ces crises environnementales contemporaines, de concilier la biodiversité avec les activités humaines. Les leviers d'actions requièrent cependant d'engendrer des transformations systémiques (à l'échelle du socio-écosystème) dans un pas de temps restreint, qu'il ne s'agit pas de sous-estimer. Ce chapitre final propose en guise de conclusion du rapport **Ecobiose** des pistes d'actions, sociales, économiques et politiques, qui pourraient nourrir la réflexion des élus, des responsables d'entreprises et des citoyens pour la mise en œuvre de politiques publiques et/ou d'actions collectives.

2 Principaux éléments de conclusions du rapport **Ecobiose**

Ecobiose, au-delà des expertises maintenant classiques d'évaluation de la biodiversité (WWF, UICN), des écosystèmes (IPBES) ou des services écosystémiques (MAES, EFESE), démontre le rôle qualitatif et quantitatif de la bio-

diversité dans l'économie et la culture, à l'échelle d'un territoire. De cette synthèse originale, inédite à l'échelon national et sans doute international, quatre idées-forces émergent :

1 Les agro-écosystèmes de grandes cultures, viticoles et sylvicoles, et dans une moindre mesure, les territoires anthropisés, abritent une diversité végétale et animale (sauvage ou domestiquée) qui soutient, de manière durable, la production (alimentation humaine et animale, bois, énergie).

L'agriculture est la première activité économique de la Région Nouvelle-Aquitaine. Dans les **socio-écosystèmes de production** (plaines agricoles, vignes, forêts et milieux aquatiques), la biodiversité a des effets positifs directs et indirects sur les productions. La biodiversité, qu'elle soit cultivée ou hébergée, améliore la qualité de la production et, augmente et stabilise les rendements face aux aléas environnementaux. Au-delà des services d'approvisionne-

ment, la biodiversité procure aux sociétés humaines dans leur ensemble **des services de régulation** (épuration de l'eau, fertilité du sol, régulation du climat, contrôle biologique des ravageurs, pollinisation) et des **services socio-culturels** (spirituels, récréatifs, culturels, esthétiques, scientifiques, pédagogiques) qui dépassent la dimension de production de biens. Elle devient également indispensable au développement croissant de l'agriculture urbaine.

2 Les bénéfices économiques, environnementaux et culturels que la société retire des services fournis par la biodiversité ont à la fois des valeurs marchandes et non marchandes.

Les services d'approvisionnement (dont dépendent les productions agricoles et sylvicole), sont étroitement liés au marché et génèrent des bénéfices économiques : la biodiversité a donc une valeur marchande pour les exploitants. D'autres services qui ne reposent pas sur l'exploitation directe des ressources naturelles ont une valeur patrimoniale

(liée à l'œnotourisme par exemple ou encore aux aménités paysagères) et culturelle bénéficiant non seulement aux citoyens du territoire, mais également à la société dans son ensemble. La biodiversité peut aussi procurer des services en termes de santé publique (par exemple en ville pour atténuer la chaleur ou la pollution).

3 Bien qu'ils soient façonnés et exploités par l'humain, les socio-écosystèmes régionaux (agricoles, viticoles, forestiers, aquatiques et urbains) abritent une riche diversité biologique. Mais Ecobiose démontre que la biodiversité, indispensable aux activités économiques qui l'exploitent ou qui sous-tendent l'exploitation de ressources naturelles, est aujourd'hui menacée. L'intensification des pratiques agricoles ou sylvicoles, les dérèglements et pollutions diverses, l'uniformisation des paysages, la détérioration des sols et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes contribuent au déclin de la biodiversité dans ces écosystèmes.

Les agro-écosystèmes constituent de loin le mode d'usage des terres majoritaire en Europe et en France (55%) et abritent une biodiversité importante. De nombreuses études démontrent le déclin accéléré d'un grand nombre d'espèces végétales ou animales. L'intensification de l'agriculture via le recours massif aux intrants chimiques (pesticides et fer-

tilisants), la mécanisation des travaux agricoles et la simplification des paysages agricoles, viticoles et forestiers ainsi que l'introduction d'espèces exotiques et envahissantes, et l'artificialisation des terres sont des causes majeures de la diminution des populations menant à terme à l'extinction possible de nombreuses espèces.

4 Concilier les objectifs de production et les objectifs de conservation de la biodiversité, ou plus généralement ceux de sa gestion durable, repose sur des modes de gouvernance appropriés, qui pour l'instant sont le théâtre de rapports de force et de blocages institutionnels et législatifs.

Deux principaux modes de gouvernance de la biodiversité apparaissent dans les socio-écosystèmes néo-aquitains : une forme de gouvernance « réformiste » pour laquelle des instruments sectoriels de politique publique se sont progressivement adaptés aux enjeux de la biodiversité, et une forme de gouvernance « transformative » qui tend à prôner la mise en place des « approches écosystémiques » ou « intégrées ». Cependant, ces approches font face à des

freins institutionnels liés à une multiplicité d'acteurs, d'instruments d'action publique et de systèmes de valeurs dans les socio-écosystèmes de production et artificialisés. Ces blocages font apparaître la nécessité de repenser les modes de gouvernance actuels en favorisant les échanges et la co-construction voire même une conception collective de la gouvernance de la biodiversité.

Parmi les moyens permettant de favoriser la biodiversité, et ainsi préserver l'économie et le patrimoine à l'échelle du territoire Néo-aquitain, la **transition écologique** (agro-alimentaire, énergétique) figurent parmi les leviers d'action pouvant participer à une véritable transformation de nos socio-écosystèmes. Celle-ci se matérialise par des systèmes de production diversifiés, significativement moins intensifs en termes d'usage d'intrants et de travail mécanique, des investissements dans des infrastructures écologiques, le changement de nos modes alimentaires, et l'utilisation sobre des ressources naturelles. Ces éléments sont détaillés ci-après, sous forme de 15 suggestions.

3 Suggestions et pistes de réflexion

Les 15 propositions qui suivent émanent des résultats **d'Ecobiose**. Elles sont classées en cinq rubriques principales. Toutes visent à améliorer le statut de la biodiversité, que ce soit à des fins économiques ou socio-culturelles. Lorsque ces pistes de solutions font écho à **NeoTerra**, nous le mentionnons. Pour chaque piste de solution, nous présentons la

problématique posée, rappelons un ou deux résultats saillants **d'Ecobiose**, et présentons de manière très succincte nos suggestions. Notre ambition n'est pas d'émettre des recommandations ce qui ne relève pas du champ **d'Ecobiose** ni du champ scientifique, mais de proposer des pistes de réflexion ou d'action issues des résultats de notre synthèse.

1 - Préserver la biodiversité pour favoriser ses fonctions dans les systèmes de production en changeant les pratiques

Préserver les fonctions de la biodiversité dans les systèmes de production (grandes cultures, sylviculture, viticulture) requiert de préserver la biodiversité. Ceci implique de diminuer l'intensité des pratiques de production pour réduire la pression exercée sur les milieux. En effet l'intensification des pratiques de gestion, qu'il s'agisse des pratiques agricoles et sylvicoles, ou de notre manière de gérer les milieux aquatiques et l'eau, figurent parmi les premières menaces pesant sur la biodiversité régionale. Les effets varient selon les

milieux étudiés, mais les tendances généralisées du déclin de la biodiversité dans les socio-écosystèmes régionaux démontrent l'état alarmant de dégradation écologique engendré par la fragmentation et la destruction des habitats. Pour développer une activité économique durable et résiliente dans les systèmes de production terrestres (grandes cultures, sylviculture, viticulture), la réduction de l'intensité des pratiques de gestion dans ces agroécosystèmes régionaux semble être une voie prometteuse.

SUGGESTION N°1 : RÉDUIRE L'UTILISATION DES PESTICIDES

→ Les pesticides ont un impact direct sur la faune et la flore abritées dans les parcelles cultivées, les forêts et les écosystèmes aquatiques, ainsi que sur la qualité de l'eau, des sols et de l'air. Ces effets impactent potentiellement la santé humaine, des agriculteurs comme celle des consommateurs. La Région Nouvelle-Aquitaine est la 2^{ème} utilisatrice de pesticides en France, où plus de 27 000 tonnes de produits phytopharmaceutiques ont été vendues en 2017.

→ Les travaux **d'Ecobiose** ont permis de quantifier les impacts des pesticides sur la biodiversité dans les systèmes de production de la région Nouvelle-Aquitaine, notamment dans les grandes plaines céréalières, en viticulture et dans les milieux aquatiques attenants.

● *Par exemple, les insecticides néonicotinoïdes ont un effet négatif sur la survie de l'abeille domestique : en culture intensive dans les Deux-Sèvres, 10,2 à 31,6 % des abeilles domestiques exposées ne retournent pas dans leur colonie lorsqu'elles butinent quotidiennement des cultures traitées.*

La réduction progressive puis l'abandon des pesticides est un levier d'action permettant de réduire l'impact de l'agriculture sur la biodiversité, notamment sur les plantes et les insectes pollinisateurs. La mise en place de cette réduction concerne l'ensemble de la société : les agriculteurs, les apiculteurs, les coopératives, et les filières agricoles, et plus généralement les citoyens et les consommateurs à travers l'alimentation.

L'AMBITION DE NEOTERRA : Sortir des pesticides

La Région s'est engagée à stopper l'utilisation des pesticides CMR (cancérigènes, mutagènes, reprotoxiques) d'ici 2025 et à diminuer de 80% le volume des produits phytosanitaires d'ici à 2030.

SUGGESTION N°2 : RÉDUIRE L'UTILISATION DE FERTILISANTS DE SYNTHÈSE

→ Les fertilisants de synthèse, utilisés massivement dans les cultures afin d'améliorer les rendements, ont des impacts négatifs directs sur la biodiversité des cultures, sur les systèmes dulçaquicoles (eaux douces) à travers des processus comme l'eutrophisation, et sur le réchauffement climatique par émissions de Gaz à Effets de Serre, tel que le protoxyde d'azote (N₂O).

→ La biodiversité microbienne, en stimulant le cycle des nutriments comme l'azote et le phosphore, peut contribuer à la production de biomasse végétale lorsqu'elle est fonctionnelle.

● *En sylviculture, les micro-organismes (bactéries, champignons, etc.) du sol sont associés aux cycles des nutriments qu'ils rendent accessibles aux arbres pour leur croissance. Ainsi, dans les sols forestiers des Landes, 53 % du phosphore total est stocké dans la biomasse microbienne, le phosphore étant un facteur limitant.*

L'utilisation des fertilisants de synthèse peut être réduite en valorisant les organismes vivants qui stimulent l'activité du sol et la disponibilité des nutriments, et en favorisant la culture des légumineuses dans les rotations. Ceci résulte par ailleurs en une diminution de la pollution des cours d'eau par les nitrates et les émissions de protoxyde d'azote dans l'atmosphère.

L'AMBITION DE NEOTERRA: Réconcilier biodiversité et activité humaine

« L'ambition est de changer de regard sur la biodiversité, et ne plus la considérer comme une contrainte mais comme un atout pour le développement des activités. »

SUGGESTION N°3 : RÉDUIRE L'INTENSITÉ DES TRAVAUX MÉCANIQUES DANS LES PARCELLES DE GRANDES CULTURES, VITICOLES OU SYLVICOLES

→ La mécanisation des pratiques et leur intensification, comme par exemple le labour, ont des impacts négatifs sur la biodiversité végétale et animale, notamment en termes d'abondance, ainsi que sur l'activité et la diversité des communautés des sols.

● *En production forestière, les labours et la coupe rase de fin de récolte réduisent le volume, la longévité et la diversité du bois mort au sol, qui sont pourtant des facteurs favorables à la biodiversité des insectes saproxyliques (décomposeurs du bois), champignons, lichens, mousses ainsi qu'à leurs prédateurs. Cela a pour effet de ralentir le recyclage de la matière organique.*

● *En grandes cultures, le labour profond et/ou répété a des effets négatifs sur la macrofaune du sol (vers de terre en particulier) impactant directement le recyclage de la matière organique, et donc la fertilité des sols.*

● *En viticulture, un travail du sol intensif a des effets négatifs démontrés sur l'abondance de différents groupes de la macrofaune du sol dont les araignées et les vers de terre, avec des conséquences potentielles sur les fonctions de régulations des bioagresseurs ou le recyclage de la matière organique.*

Réduire la mécanisation des pratiques agricoles, viticoles et sylvicoles peut bénéficier à la biodiversité du sol, favorisant ainsi le recyclage de la matière organique et le cycle des nutriments et in fine la fertilité des sols.

SUGGESTION N°4 : DIVERSIFIER LES ESPÈCES ET VARIÉTÉS CULTIVÉES AU SEIN D'UNE MÊME PARCELLE

→ A l'échelle d'une parcelle, la diversité spécifique, c'est-à-dire le nombre d'espèces cultivées simultanément ou dans le temps dans les successions culturales, ainsi que la diversité génétique des espèces (nombre de variétés), ont des impacts directs sur la productivité de la culture (production de biomasse).

● *En prairies temporaires, la production de biomasse végétale d'une association graminée-luzerne (non fertilisée) a augmenté de 60 % en 4 ans par rapport à la graminée seule, même fertilisée. En prairie permanente, la diversité végétale permet d'augmenter la digestibilité des fourrages pour le bétail.*

● *En forêt, on observe globalement un gain d'environ 15 % de la biomasse produite en peuplements mélangés de 2-3 espèces par rapport à la production attendue si on additionnait la production des monocultures de ces espèces,*

ou de 3 % de productivité pour une augmentation de 10 % en richesse spécifique d'arbres. La conduite en peuplements mélangés réduit également de 30% les dégâts d'insectes ravageurs.

Diversifier les espèces et variétés cultivées au sein d'une même parcelle permet d'améliorer la productivité des cultures et des forêts, et donc leur rendement, en plus de fournir d'autres services majeurs, comme une meilleure résistance aux bioagresseurs.

**L'AMBITION DE NEOTERRA:
Restaurer et développer
la biodiversité domestique et
cultivée dans les changements
de pratiques agricoles**

2 - Favoriser la transition agro-écologique à l'échelle des territoires

L'uniformisation et la simplification des systèmes agricoles (grandes cultures, viticultures et sylvicultures) ont eu lieu au niveau des paysages, des successions culturales, des parcelles et en termes d'espèces et variétés cultivées. Tous ont connu une homogénéisation progressive sur les territoires régionaux, causée par plusieurs facteurs socio-économiques. Pourtant, les travaux d'**Ecobiose** démontrent que maintenir des agroécosystèmes diversifiés contribue à renforcer leur productivité mais aussi leur résilience aux aléas (par exemple climatiques). Plusieurs options existent afin de renforcer et promouvoir des agroécosystèmes diversifiés.

Les infrastructures écologiques remplissent de nombreuses fonctions pouvant faciliter et catalyser la transformation du modèle agricole et sylvicole en Région Nouvelle-Aquitaine, tout en participant activement à la conservation et la protection de son riche patrimoine naturel. Ces infrastructures incluent à la fois des composantes du paysage, comme les éléments semi-naturels et les corridors écologiques, et des fonctions remplies par différents compartiments de la biodiversité, comme la lutte biologique contre les bioagresseurs des cultures.

SUGGESTION N°5 : SOUTENIR LA DIVERSITÉ DES CULTURES ET DES SYSTÈMES AGRICOLES DANS LES PAYSAGES

→ Les paysages de Nouvelle-Aquitaine ont connu une simplification dans les dernières décennies se traduisant par une diminution de la diversité et l'hétérogénéité spatiale et temporelle des cultures et des plantations forestières.

→ Or, la diversification spatiale et temporelle des paysages contribue de manière directe et indirecte à de nombreux services écosystémiques rendus par les socio-écosystèmes régionaux.

● *En agroforesterie, après 6 à 41 ans de plantations d'arbres, le carbone organique du sol augmente jusqu'à*

50 % en moyenne à une profondeur de 30 centimètres sous les rangs d'arbres par rapport à l'inter-rang cultivé en céréales et aux champs de céréales cultivés sans arbres.

● *Diversifier les successions culturales en introduisant notamment des prairies est également un moyen efficace d'accroître la biodiversité épigée et hypogée permettant ainsi une meilleure régulation des plantes adventices et de la macrofaune des sols.*

● *En prairie permanente, la diversité inter-parcelle des couverts végétaux permet d'augmenter l'offre alimentaire et de diversifier les valeurs d'usages.*

● *Les haies de feuillus réduisent le risque d'infestation des plantations de pin maritime.*

La diversification des cultures à l'échelle paysagère et le maintien des infrastructures agroécologiques figurent parmi les leviers d'actions favorisant les synergies entre les éléments de cultures, les éléments semi-naturels, et les différents compartiments de la biodiversité, renforçant la fourniture de services écosystémiques associés.

L'AMBITION DE NEOTERRA: Faire évoluer les modèles actuels

La Région s'engage à accompagner les agriculteurs pour favoriser la biodiversité dans les exploitations notamment au travers du maintien ou de la création d'infrastructures agroécologiques en lien avec les dispositifs de l'État et des agences de l'eau.

SUGGESTION N°6 : SOUTENIR LES PRATIQUES EXTENSIVES, ENTRE AUTRES L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE

→ Les pratiques extensives se réfèrent à un type d'agriculture (ou d'aquaculture intégrée dans son environnement) ne favorisant pas uniquement le rendement par augmentation de l'intensité des pratiques agricoles mais se concentrant sur des grandes surfaces, une réduction énergétique et une valorisation des co-produits. Les pratiques associées sont plus respectueuses de la biodiversité car elles n'utilisent pas ou peu de pesticides.

→ Les travaux **d'Ecobiose** démontrent les intérêts du développement des pratiques extensives. L'agriculture biologique a par exemple un effet positif sur différents compartiments de la biodiversité en vigne et en plaine céréalière. La biodiversité des systèmes de production a par ailleurs une valeur économique directe, en augmentant de manière significative les rendements agricoles et les revenus des exploitants.

→ Enfin les pratiques associées à une préservation de la biodiversité sont de plus en plus valorisées par les consommateurs.

● *Les revenus moyens en colza (marge brute) sont majorés de 111 euros/ha soit une augmentation de 16 % grâce aux pollinisateurs (abeilles domestiques et sauvages) lorsqu'ils sont abondants, selon une étude réalisée dans les Deux-Sèvres.*

● *Enfin, une étude régionale montre que l'abondance des arthropodes de la surface du sol est particulièrement favorisée par les pratiques de l'agriculture biologique dans les vignobles (augmentation de 50 % des abondances en moyenne).*

● *En viticulture, une gestion extensive des inter-rangs caractérisée par un travail du sol réduit, la mise en place de couverts végétaux et l'absence d'utilisation d'herbicides augmente de 20 % la biodiversité animale et végétale et les services écosystémiques associés en comparaison d'une gestion intensive basée sur le travail du sol ou l'utilisation d'herbicide. Ces pratiques n'entraînent pas nécessairement d'augmentation des coûts de production, peuvent entraîner des diminutions de rendement mais sont généralement mieux valorisées sur les marchés et contribuent à la réputation des entreprises viticoles.*

Soutenir les pratiques extensives figure parmi les leviers d'actions favorisant la biodiversité car ayant un moindre recours à des pratiques néfastes tout en étant valorisable économiquement sur le marché et pour les consommateurs. Soutenir l'agriculture biologique apparaît comme une solution efficace à la fois pour la conservation de la biodiversité dans l'agriculture régionale mais aussi pour la résilience et la productivité des systèmes de production, et donc à termes pour les revenus des exploitants.

L'AMBITION DE NEOTERRA:

Généraliser les pratiques agroécologiques

« La Région s'engage à accompagner les différentes filières dans cette démarche de progrès afin qu'à l'horizon 2030, 80 % des exploitations agricoles de Nouvelle-Aquitaine soient certifiées Bio, HVE ou autre certification équivalente. »

SUGGESTION N°7 : ACCOMPAGNER LES EXPLOITANTS VERS DES PRATIQUES RESPECTUEUSES DE L'ENVIRONNEMENT

→ La transition vers des pratiques agroécologiques ou sylvo-écologiques repose sur des leviers de changement de pratiques agricoles, à travers des outils d'incitation comme les MAEC (mesures agro-environnementales et climatiques).

→ Les pratiques respectueuses de l'environnement, ou bénéfiques à certains compartiments spécifiques de la biodiversité, sont actuellement rémunérées dans le cadre des MAEC.

● Les travaux d'*Ecobiose* ont montré que la transition agroécologique peut bénéficier de nouvelles possibilités de valeur ajoutée dans la rémunération des exploitants, notamment par des baisses de coûts de production, l'expérimentation de paiements pour services écosystémiques, et par la plus haute valorisation sur le marché des produits issus de l'agriculture biologique.

● En prairie permanente les MAEC sont des outils essentiels pour maintenir des surfaces herbagères « sensibles » du fait de leur forte biodiversité, en particulier sur les sites désignés au titre du réseau européen Natura 2000.

● Dans la mise en place des formes de gouvernance « réformistes », les ressources institutionnelles de l'accompagnement (formation, échange, évaluation, etc) sont essentielles pour la réussite de changement de pratiques mais aussi pour le respect des diversités dans ce changement. Ces démarches institutionnelles pourraient être amenées à une échelle intermédiaire de gouvernance (par ex. partenariat régional, réseaux professionnels).

Développer des mécanismes institutionnels ainsi que des incitations économiques en direction des agriculteurs et des réseaux professionnels, afin de mieux récompenser et encourager les bonnes pratiques, figure parmi les stratégies pouvant catalyser le changement vers un modèle à la fois viable économiquement et durable écologiquement.

L'AMBITION DE NEOTERRA:

Mobiliser les territoires

« Il est important de mobiliser les territoires qui doivent être au cœur des projets et des stratégies de préservation de la biodiversité. C'est en effet aux échelles de proximité que doivent être expérimentées et généralisées les pratiques plus respectueuses et intégratrices de la biodiversité ».

3 - Transition alimentaire et gestion sobre des ressources naturelles

Les travaux d'*Ecobiose* ont démontré le rôle important de la biodiversité dans les systèmes de production de la Région Nouvelle-Aquitaine, mais aussi l'impact des sociétés humaines, à travers leurs pratiques et leurs modes de gestion des paysages et des ressources, sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. Les changements de

pratiques dans la production (agricole, piscicole) peuvent être renforcés par une transformation de l'ensemble de la chaîne agroalimentaire, des systèmes de production et aux groupes coopératives jusqu'à la distribution aux consommateurs intégrant les circuits courts.

SUGGESTION N°8 : FACILITER L'ACCÈS, POUR LES CONSOMMATEURS, À DES PRODUITS À HAUTE VALEUR ENVIRONNEMENTALE

- Les certifications environnementales des exploitations et des produits agricoles permettent une différenciation commerciale des produits au nom de la durabilité répondant aux attentes grandissantes des consommateurs en matière de respect de la biodiversité et de standards de qualité.
- Les productions à haute valeur environnementale sont valorisées sur le marché car elles bénéficient d'un consentement à payer plus élevé de certaines catégories de consommateurs, ce qui à terme augmente la valeur ajoutée et donc la rémunération des exploitations agricoles engagées dans des pratiques vertueuses.
 - Une étude démontre que les consommateurs de vin d'entrée de gamme du sud-ouest de la France valorisent particulièrement la performance environnementale sans se limiter à la certification BIO.
 - Dans le cas de l'élevage de truites, l'élaboration d'une charte à l'échelle régionale renforce une stratégie de différenciation des produits piscicoles dans une approche collaborative.

Faciliter l'accès à des produits à haute valeur environnementale peut ainsi stimuler, par la demande des consommateurs, la production régionale de ces produits bénéfiques pour la biodiversité des agroécosystèmes, et dans le long-terme contribuer à une démocratisation d'accès aux produits à haute valeur environnementale, par exemple, à travers l'accompagnement des collectivités pour l'introduction de produits bio et locaux dans la restauration collective.

L'AMBITION DE NEOTERRA:

L'accompagnement des collectivités pour l'introduction de produits bio et locaux dans la restauration collective fait partie des propositions de la feuille de route NeoTerra.

SUGGESTION N°9 : RECRÉER LE LIEN ENTRE NATURE, AGRICULTURE ET ALIMENTATION

- Hormis les aides et subventions pour diverses pratiques liées à la biodiversité, l'accompagnement implique une re-définition des identités professionnelles des agriculteurs de « producteurs de céréales » incluant par exemple « gestionnaires écologiques des terres ».
- Cet accompagnement dépend d'échelles qui dépassent l'exploitation et la parcelle, et dont l'efficacité dépend des ressources institutionnelles à l'échelle du paysage ou de la région.

Un nouveau modèle assurantiel figure parmi les options d'outils pouvant participer à cet effort d'accompagnement des exploitants dans la transition agroécologique en assurant la prise de risque impliquée par un changement de pratiques.

L'AMBITION DE NEOTERRA:

La mise en place d'un fond de garantie pour les agriculteurs

s'engageant dans la transition agro-écologique et couvrant les risques de perte fait également partie des propositions de la feuille de route Neoterra.

4 - Favoriser les solutions fondées sur la nature dans les territoires

Comprendre la dimension systémique et multisectorielle des évolutions de la biodiversité régionale implique des travaux de recherche interdisciplinaires et transversaux, compte tenu des multiples incertitudes identifiées dans ce rapport. Ceci nécessite donc un investissement fort dans des initiatives scientifiques se concentrant sur le rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes. Par ailleurs, les transformations requises ne peuvent être implémentées durablement

sans le concours des divers acteurs concernés : cet effort de recherche peut bénéficier d'une étroite collaboration avec la société civile et les acteurs socio-économiques afin de mener à bien des expérimentations concrètes de nouveaux modes de gestion à partir du modèle des solutions fondées sur la Nature promu par l'UICN et la Commission Européenne.

SUGGESTION N°10 : MAINTENIR ET RESTAURER LES ÉLÉMENTS SEMI-NATURELS

→ La biodiversité abritée dans les territoires régionaux, qu'elle soit ordinaire ou emblématique, est exceptionnelle et couvre de nombreux groupes taxonomiques. Cependant, l'uniformisation et la simplification progressive des paysages réduit la biodiversité, des insectes, oiseaux et chiroptères.

→ En effet les éléments semi-naturels (haies, prairies permanentes, mares temporaires, et enherbements autour et entre les rangs de vignes) sont des composantes paysagères abritant une part importante de la biodiversité qui soutient des fonctions importantes pour les paysages agricoles, viticoles et forestiers régionaux.

→ Les corridors écologiques font partie des infrastructures écologiques limitant la perte de biodiversité en créant des conditions spatiales aptes à faciliter le mouvement et la reproduction de nombreuses espèces et à favoriser la connexion écologique des espaces naturels ou semi-naturels.

● Les corridors écologiques et la Trame verte et bleue ont des effets significatifs sur le maintien des populations de reptiles et amphibiens dans le bocage.

● L'isolement spatial des habitats boisés et herbacés dans les paysages agricoles entraîne une diminution de l'abondance et de la diversité en papillons.

● Les îlots en jachères ont été un apport positif pour l'outarde canepetière en Nouvelle-Aquitaine puisqu'ils ont permis d'augmenter la population de 6 à 30 mâles entre 2003 et 2009.

● De manière générale, la diminution des éléments semi-naturels dans les paysages a un effet négatif marqué sur l'abondance et la diversité d'oiseaux.

Maintenir des corridors écologiques bénéficie à la biodiversité et à d'autres fonctions écologiques impliquées dans la productivité et la stabilité des écosystèmes régionaux, comme la lutte biologique contre les ravageurs et la pollinisation. Restaurer les éléments semi-naturels est donc un levier d'action favorisant la biodiversité et les services rendus par les écosystèmes dans la production sylvicole, viticole et de grandes cultures par accroissement de la multifonctionnalité paysagère.

L'AMBITION DE NEOTERRA: Une adaptation privilégiant la résilience et les solutions souples

« Réduire les risques (érosion / submersion) en mobilisant des solutions fondées sur la nature : accompagnement possible d'opérations nouvelles au titre du nouveau dispositif intégrateur biodiversité. »

SUGGESTION N°11 : PROMOUVOIR LA BIODIVERSITÉ SOUS TOUTES SES FORMES ET DANS TOUS LES MILIEUX

→ Dans les espaces ruraux, la biodiversité fonctionnelle, bien qu'en fort déclin, procure des bénéfices à l'agriculture. Par exemple les travaux **d'Ecobiose** ont permis de mettre en avant les bénéfices que procurent la flore spontanée des cultures sur les pollinisateurs comme les abeilles mellifères, et sur les rendements apicoles et agricoles. De même les ravageurs des cultures occasionnent des pertes sur les rendements agricoles ou sylvicoles, mais d'autres organismes permettent de réguler les populations des bioagresseurs dans les vignes, forêts et cultures de Nouvelle-Aquitaine. Favoriser l'établissement et le maintien des organismes bénéfiques permet donc de limiter leurs impacts.

→ Dans les territoires urbanisés, **Ecobiose** démontre que la biodiversité hébergée au cœur des villes et villages dans les espaces de nature, promeut de nouvelles formes d'urbanisme : parcs et arbres d'alignement, zones de production agricole, zones humides, bois, friches, façades et toits végétalisés et autres espaces de verdure.

● *Le colza et le tournesol mettent à disposition des quantités importantes de fleurs nectarifères pour les abeilles, mais en dehors de leur période de floraison, un couvert végétal diversifié (flore messicole, plantes herbacées de prairies ou arbres de bosquets) est indispensable pour éviter une période de disette.*

● *Le biocontrôle peut se substituer aux pesticides dans le contrôle des organismes ravageurs des cultures, en stimulant des interactions trophiques et processus écologiques divers. Des analyses ADN ont permis de détecter des tordeuses de la vigne dans plus de 70 % des guanos de chauve-souris, attestant leur fonction de régulateurs naturels. Par ailleurs, en sylviculture, les oiseaux peuvent réguler par prédation entre 20 et 70 % des populations de processionnaires du Pin. De même, dans les Deux-Sèvres, les alouettes des champs consomment en hiver entre 30 et 50 % de la production de graines de la flore spontanée des cultures, étant sans doute l'agent de contrôle biologique principal régulateur des adventices.*

De même la flore spontanée dans les cultures permet d'augmenter la quantité et la qualité des ressources florales pour les abeilles et participe ainsi au service de pollinisation des cultures, ce qui a un effet direct sur les rendements.

L'AMBITION DE NEOTERRA: Stopper la disparition alarmante de la biodiversité

Pour cela, il est important à l'échelle de tout le territoire néo-aquitain, de concentrer les efforts de connaissance sur les domaines peu connus : biodiversité des sols, biodiversité marine, insectes.

SUGGESTION N°12 : RECRÉER DES RELATIONS HOMME-NATURE, NOTAMMENT DANS LES ESPACES URBANISÉS

→ Les sociétés humaines interagissent avec la nature à travers de nombreux processus liés non seulement à la production et à la régulation des écosystèmes mais aussi à travers des contributions psychologiques et culturelles. Ces dernières sont dépendantes du degré de proximité des citoyens avec l'environnement, et dans une certaine mesure des formes de solidarité et d'interrelations existant entre les humains, la faune et la flore régionale.

→ Mais les travaux **d'Ecobiose** ont permis de constater qu'il existe une difficile conciliation des enjeux économiques avec les enjeux écologiques, par exemple dans l'implémentation récente des trames vertes et bleues dans les espaces urbanisés.

→ Cependant l'action publique en ville est en train de se transformer, notamment autour de l'enjeu de cadre de vie. Ce levier participe à la formalisation de l'approche intégrée, y compris en rattachant les enjeux alimentaires

et climatiques à celui de la biodiversité : l'offre de nature diversifiée en ville fournit de nombreux services comme les matières premières nécessaires à l'alimentation et / ou à l'autosuffisance alimentaire en milieu urbain, la pollinisation ou des services de régulation comme l'épuration de l'air, de l'eau, des sols ou la régulation thermique. Elle participe également au bien-être et aux aménités paysagères.

● *Cela est vrai notamment pour la ville de Bordeaux où les îlots de fraîcheur correspondraient aux zones fortement végétalisées, particulièrement celles riches en arbres.*

● *Les intercommunalités n'ont pas toujours les moyens techniques et humains pour réaliser tous les objectifs inscrits dans les lois. De plus, la rationalité économique de l'aménagement urbain se confronte à celle de la valorisation non-marchande des services écosystémiques fournis par les espaces naturels.*

● Le programme « Mon village, espace de biodiversité » mis en place dans les Deux Sèvres s'est attaché à faire prendre conscience de l'importance des relations entre les humains et la Nature en s'appuyant sur les abeilles et la production de miel.

L'AMBITION DE NEOTERRA: Mieux intégrer la biodiversité dans les projets d'aménagement et développer la trame verte et bleue et la ville durable

Deux axes sont à explorer : le développement de la Trame Verte et Bleue à l'échelle locale, qui intègre la notion de continuités écologiques, et l'émergence de la ville durable qui permet de contribuer à la préservation de la biodiversité à travers un redéploiement de la nature au sein des bâtiments, des quartiers, et plus généralement dans la vie des habitants. La renaturation et la revégétalisation participent également à la réduction des îlots de chaleur urbaine dus au réchauffement climatique.

Maintenir et développer une offre de nature urbaine est essentiel pour rendre les villes plus vivables, autonomes et résilientes. Mettre en place des initiatives auprès des scolaires et des citoyens de la Région Nouvelle-Aquitaine afin de diffuser des connaissances sur le rôle de la biodiversité pour leur bien être permettrait de recréer du lien entre l'Homme et la Nature et favoriser l'émergence d'action collective, et empêcher l'extinction de l'expérience de nature. Accompagner l'action publique autour des enjeux de cadre de vie, à travers notamment la formalisation de coopérations territoriales entre les villes et leurs territoires périphériques, figure aussi parmi les leviers d'action possibles.

5 - Concilier les réponses aux enjeux de biodiversité et de réchauffement climatique

Le réchauffement climatique et la perte de biodiversité ont des impacts directs et indirects sur les écosystèmes et les activités socio-économiques de la Région Nouvelle-Aquitaine. Ces deux crises environnementales sont toutes deux issues du phénomène de la « grande accélération » dans l'utilisation des terres et des ressources. Les deux crises sont non seulement liées mais vont mutuellement se renfor-

cer par divers mécanismes de rétroaction. Or, les solutions sont également liées : la biodiversité, à travers l'ensemble des solutions fondées sur la nature, peut être un levier majeur d'atténuation et d'adaptation au changement climatique. A une échelle plus large, les transitions énergétique et écologique devront être associées dans une approche systémique et intégrée afin d'optimiser les synergies possibles.

SUGGESTION N°13 : FAVORISER LES SOLUTIONS FONDÉES SUR LA NATURE DANS L'ADAPTATION AUX EFFETS ET AUX RISQUES LIÉS AU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE

- Les solutions fondées sur la nature sont des leviers d'actions prometteurs, qui associent transition énergétique et transition écologique grâce à une approche systémique. La biodiversité régionale offre de multiples opportunités pour adapter les sociétés et les activités humaines au réchauffement climatique, notamment à travers le choix variétal en agriculture.
- Les programmes de recherche régionaux Acclimaterra et **Ecobiose** renforcent le constat que des formes de gouvernance « transformatives » (écosystémiques, intégrées) peuvent amorcer et catalyser les transitions énergétique et écologique que requièrent les crises du climat et de la biodiversité. Ils démontrent également que l'échelle

régionale est particulièrement stratégique pour remplir ces objectifs. Par exemple les industries locales (petite pêche, truite, ostréiculture) peuvent coexister avec la préservation de la biodiversité mais la gestion de ces activités économiques dépend de la mise en place d'approches de gouvernance sensibles à leur vulnérabilité.

- Cette approche systémique et intégrée implique une stratégie politique volontariste, engagée et concertée dans les nombreux secteurs directement ou indirectement concernés par ces transformations sociétales. C'est l'ambition de la feuille de route **Neoterra** que de considérer ces deux enjeux conjointement et indissociablement.

● Par exemple, à travers l'agroforesterie, le stock de carbone souterrain augmente jusqu'à 50% en moyenne à une profondeur de 30 centimètres sous les rangs d'arbres par rapport aux champs de céréales cultivés sans arbres, favorisant la séquestration du carbone par les sols cultivés.

● Avec environ un million d'hectares en région, soit l'équivalent de la forêt landaise en surface, les prairies permanentes représentent un potentiel considérable de stockage de carbone atmosphérique.

● Les études montrent que les enjeux de la participation et d'inégalités environnementales vont de pair avec la gouvernance de la biodiversité et la mise en place des approches intégratives

Une approche systémique et non-sectorielle est indispensable pour mobiliser pleinement les synergies entre les transitions énergétique et écologique et accompagner le changement sociétal dans un contexte d'urgence internationale.

L'AMBITION DE NEOTERRA: S'adapter au changement climatique et participer à son atténuation

« Dans le cadre de projets de territoire et dans des obligations de transition vers l'agroécologie, accompagner la création ou l'agrandissement d'infrastructures artificielles apportant une réponse multifonctionnelle et transversale (préservation de la biodiversité, maintien et amélioration des usages économiques). »



SUGGESTION N°14 : AMÉLIORER LES CONNAISSANCES EMPIRIQUES SUR LA BIODIVERSITÉ ET LES SERVICES RENDUS PAR LA NATURE

→ La recherche bibliographique menée pour cette évaluation du rôle de la biodiversité a mis à jour de nombreuses lacunes de connaissances scientifiques à l'échelle régionale.

→ Les travaux d'**Ecobiose** démontrent en effet que de manière générale, l'état de la biodiversité et les pressions la menaçant sont plus étudiées que les valeurs économiques et patrimoniales associées aux rôles de la biodiversité, ou que les enjeux institutionnels et d'équité liés à la gouvernance de la transition écologique.

● En viticulture par exemple, si le fonctionnement écologique des paysages viticoles est bien étudié, aucuns travaux de recherche à l'échelle régionale mais également internationale, n'a cherché à directement quantifier les valeurs économiques des services rendus par la biodiversité.

● En grandes cultures, il s'agit maintenant, compte tenu des éléments de connaissance déjà disponible, de tester en grandeur réelle l'agroécologie à l'échelle des territoires.

Soutenir la recherche scientifique sur les thématiques sous-étudiées mises en avant par les travaux d'Ecobiose est un moyen de développer les sites d'études à long terme ayant pour objectif d'améliorer les connaissances empiriques sur le rôle de la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine et donc de permettre l'identification de stratégies pertinentes pour concilier biodiversité et activités humaines.

L'AMBITION DE NEOTERRA: Appel à candidatures « zone atelier » post Ecobiose

Cette proposition fait suite aux travaux d'Ecobiose et propose de créer un réseau de zones ateliers expérimentant des modes de faire innovants et participatifs en plaines agricoles, forêts, vignes, littoral, montagne, ville... Il s'agit de mettre en pratique des solutions concrètes, locales, et collectives pour répondre à l'urgence d'agir.



SUGGESTION N°15 : EXPÉRIMENTER DES SYSTÈMES DE GOUVERNANCE ENVIRONNEMENTALE SUR TERRITOIRES PILOTES POUR AMÉLIORER LA RÉSILIENCE DES TERRITOIRES

- Des territoires comme les zones ateliers, les living labs, les sites Natura 2000 ou les Parcs Naturels Régionaux peuvent être considérés comme des territoires « expérimentaux ».
- Les résultats expérimentaux démontrent le rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes mais aussi les possibles innovations pouvant exploiter ces contributions diverses afin de répondre plus efficacement à la nécessité de développer rapidement de nouveaux modèles d'exploitations des ressources naturelles. L'échelle territoriale s'avère cruciale pour appréhender les enjeux associés à la résilience des socio-écosystèmes.
- Les travaux démontrent la mise en place au fil du temps d'une variété de démarches participatives de la gouvernance de la biodiversité en Région Nouvelle-Aquitaine. Ils montrent par ailleurs une volonté de changement en région et affirment la nécessité d'une nouvelle dynamique politique. Ces démarches pourraient être mises à contribution pour assurer une construction collective des problèmes et de leurs solutions, un processus qui pourrait être un moteur important de changement.
- Les bénéfices aux différentes filières concernées par les travaux **d'Ecobiose** peuvent être expérimentées au sein d'infrastructures dédiées où sont testées les nouvelles pratiques dans une approche de recherche-action permettant d'étudier concrètement la faisabilité, les coûts et bénéfices des pratiques susmentionnées.
 - Les zones ateliers explorent et expérimentent, de manière interdisciplinaire et transdisciplinaire, les dynamiques des socio-écosystèmes en réponse aux facteurs d'origine anthropique (gestion), biotique (biodiversité fonctionnelle) et abiotique (événement climatique) dans l'objectif d'en comprendre le fonctionnement afin de prédire leurs trajectoires voire d'infléchir ces trajectoires pour rendre les socio-écosystèmes résilients.
 - Dans un projet de recherche-action en forêt, la mise en place d'un dispositif de concertation auprès d'une pluralité d'acteurs locaux du plateau de Millevaches dans l'ex-région du Limousin, ont permis de faire valoir l'expertise des acteurs locaux sur la biodiversité ordinaire et de discuter d'un partage de responsabilité pour sa protection.

Expérimenter les pratiques agro-écologiques et les solutions fondées sur la nature au sein de zones ateliers et de sites expérimentaux est une stratégie permettant d'évaluer la faisabilité des pratiques et de tester des modèles innovants. Il s'agit aussi de tester des actions de gouvernance anticipative pour passer d'une gouvernance adaptative fondée sur la maîtrise des impacts des changements globaux à une anticipation des conséquences de ces changements et des politiques publiques mises en place. Il est important de renforcer la capacité de la Région à fédérer les initiatives territoriales et mettre en visibilité une diversité de pratiques locales et d'alternatives en matière d'optimisation des synergies entre enjeux biodiversité et réchauffement climatique.

L'AMBITION DE NEOTERRA:
Co-construction de la mise en œuvre et de l'évaluation des politiques publiques



ANNEXE A

Introduction à la biodiversité, services écosystémiques et socio-écosystèmes

Introduction aux concepts et enjeux : biodiversité, services écosystémiques et socio-écosystèmes

• • • • • Ce chapitre a pour objectif de présenter les différents concepts et thématiques centrales du rapport sur l'évaluation du rôle de la biodiversité dans les socio-écosystèmes de la Région Nouvelle-Aquitaine. La biodiversité représente l'ensemble du vivant, sous toutes ses facettes : génétique, spécifique, fonctionnelle, ou écosystémique. Ses dynamiques complexes soutiennent le bon fonctionnement des écosystèmes terrestres et marins qui fournissent un ensemble de services écosystémiques primordiaux pour les sociétés humaines. Des valeurs marchandes et non-marchandes sont rattachées aux différents types de contributions de la nature aux sociétés. Les écosystèmes et les activités humaines s'articulent mutuellement au sein de socio-écosystèmes qui influencent les secteurs économiques et le patrimoine socio-culturel des territoires. La biodiversité remplit de nombreuses fonctions déterminant non seulement la résilience des socio-écosystèmes mais aussi leur adaptabilité face aux changements globaux. Or, la biodiversité est partout menacée et en déclin, entraînant la sixième extinction de masse de l'histoire du vivant. Plusieurs pressions contribuent à cette crise majeure : changement d'utilisation des terres, surexploitation des ressources naturelles, réchauffement climatique, pollution et espèces invasives. Ces pressions et leurs impacts sur le vivant ont des conséquences directes sur le bien-être humain. Les transformations sociétales qui s'imposent impliquent ainsi des politiques publiques renforçant la conservation de la biodiversité ainsi que sa valorisation à l'échelle régionale à travers la gouvernance des socio-écosystèmes.

A.1 Emergence du concept de biodiversité

A.1.1. QU'EST-CE QUE LA « BIODIVERSITÉ » ?

A.1.2. LES DIFFÉRENTES FACETTES DE LA BIODIVERSITÉ

A.1.3. LES DYNAMIQUES, DÉTERMINANTS ET EFFETS DE LA BIODIVERSITÉ

A.2 Les services écosystémiques

A.2.1. QUE RECOUVRE LE CONCEPT DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE ?

A.2.2. LE *MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT* : CLASSIFICATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

A.2.3. DE LA BIODIVERSITÉ AU BIEN-ÊTRE HUMAIN : LE MODÈLE EN CASCADE

A.2.4. RENDRE OPÉRATIONNEL LE CADRE DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES : ENJEUX ET DÉFIS

A.3 Les socio-écosystèmes

A.3.1. DÉFINITION ET HISTOIRE D'UN CONCEPT ÉMERGENT

A.3.2. PROPRIÉTÉS ET DYNAMIQUES DES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES

A.3.3. SOCIO-ÉCOSYSTÈMES ET AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE

A.4 Rôle de la biodiversité dans les services écosystémiques et socio-écosystèmes ?

A.4.1. BIODIVERSITÉ ET FONCTIONNEMENT DES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES (SERVICES SUPPORTS)

A.4.2. LE CAPITAL ADAPTATIF DES ESPÈCES

A.4.3. BIODIVERSITÉ & CITOYENS

A.5 Quel est l'état de la biodiversité ?

A.5.1. LES PRINCIPALES PRESSIONS SUR LA BIODIVERSITÉ

A.5.2. ÉROSION DE LA BIODIVERSITÉ AU NIVEAU MONDIAL

A.5.3. CONSÉQUENCES DE L'ÉROSION DE LA BIODIVERSITÉ

A.6 Politiques publiques pour la conservation et la gestion de la biodiversité ?

A.6.1. CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

A.6.2. VALORISATION DE LA BIODIVERSITÉ DANS LES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES

A.7 Bibliographie

Rédacteurs :

Théo Rouhette¹ & Vincent Bretagnolle²

Remerciements :

Valérie Barbier (ARB-Nouvelle-Aquitaine), Olympe Delmas (CEBC – CNRS), Justine Delangue (Comité français de l'UICN), Pascale Garcia (LIENS), Sophie Kerloc'h (Région Nouvelle-Aquitaine)

1) theo.rouhette@cebc.cnrs.fr (Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC), CNRS, Villiers-en-Bois)

2) vincent.bretagnolle@cebc.cnrs.fr (Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC), CNRS, Villiers-en-Bois)

A.1 Emergence du concept de biodiversité

A.1.1. Qu'est-ce que la « biodiversité » ?

Le concept de « biodiversité » est apparu très récemment dans l'histoire des sciences naturelles. Le terme, formé par la contraction de « diversité biologique », est en effet évoqué pour la première fois en 1988 lors du colloque « The National Forum on BioDiversity » à Washington. Cet événement fondateur était piloté par Edward O. Wilson, un biologiste et entomologiste considéré comme le père de cette notion grâce à son livre « Biophilia » publié en 1984, et son article « La crise de la diversité biologique », publié en 1985. La « biodiversité », pour l'écologue Robert Barbault, désigne « la vie, dans ce qu'elle a de divers » : c'est la diversité du monde vivant sur Terre, à différentes échelles de l'espace et du temps. La biodiversité est donc la somme totale de toutes les variations biologiques, des gènes aux écosystèmes (Purvis & Hector, 2000). Ainsi la biodiversité est plus que la collection d'espèces animales et végétales : c'est la diversité de la vie à tous ses niveaux d'organisation, y compris toutes les interactions avec le milieu naturel et les interactions des êtres vivants entre eux. Quelques années après l'apparition du terme, en 1992, l'article 2 de la CBD (Convention sur la Diversité Biologique), signée lors du Sommet de Rio, proposa la définition de la biodiversité qui devint la définition officielle pour les traités internationaux (voir encadré). Cette définition inclut implicitement l'homme. La biodiversité dépasse donc le cadre purement écologique ou biologique, puisque ses contributions aux sociétés humaines sont les fondations de secteurs économiques entiers et forment la base de nombreuses cultures, de traditions et de patrimoines socio-culturels (De Groot et al., 2010). Au-delà de la notion de diversité biologique, la biodiversité est devenue un enjeu sociétal majeur qui, comme le climat, concerne l'ensemble de la communauté internationale et des citoyens du globe.

Les savoirs et les ressources que la biodiversité génère, et par extension leurs exploitations et usages, ont par ailleurs des implications juridiques et sociales variées qui posent

des enjeux éthiques et moraux, notamment en terme de justice environnementale ou de considération des êtres vivants non-humains, animaux ou végétaux (Engels et al., 2011; Martin et al., 2013). La dimension transversale de la biodiversité en fait donc un enjeu politique majeur dans le contexte contemporain, de l'échelle territoriale à l'échelle mondiale. Cette irruption de la biodiversité sur la scène politique et économique internationale est d'autant plus frappante et légitime que les données scientifiques s'accordent sur le constat de sa rapide dégradation et sur la diminution de sa capacité à fournir aux sociétés les biens et services dont elles dépendent (Rockström et al., 2009; Cardinale et al., 2012).

La biodiversité est définie par la Convention sur la Diversité Biologique comme :

« la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (CBD, 1992).

A.1.2. Les différentes facettes de la biodiversité

La biodiversité est généralement décrite selon l'échelle biologique à laquelle elle est analysée, des petites échelles propres à la biologie cellulaire voire moléculaire, à celle des individus, enfin aux larges échelles de l'écologie des paysages et des écosystèmes. Trois entités biologiques et écologiques dont les dynamiques correspondent à différentes échelles spatiales sont très souvent utilisées pour structurer et définir la biodiversité : celle des gènes, celle des espèces et celle des écosystèmes. Par ailleurs, le « groupe fonctionnel » représente une autre unité conceptuelle intermédiaire entre les espèces et les écosystèmes qui permet de mieux

cerner les rôles de la biodiversité dans les milieux naturels et anthropisés.

• Diversité génétique :

La première échelle d'observation et d'analyse de la diversité biologique est l'échelle génétique. En biologie évolutive, la diversité génétique correspond au degré de variation des caractéristiques génétiques au sein d'une même espèce. Un gène (ou un ensemble de gènes) est le support d'informations héréditaires à la base du vivant et le déterminant

du trait particulier d'un organisme, comme un attribut morphologique. La diversité génétique d'une espèce est une part essentielle de sa capacité d'adaptation dans son milieu naturel. Avec plus de variation dans son patrimoine génétique, une population issue de cette espèce augmente ses chances de posséder les allèles (une version particulière d'un gène) qui lui permettront le moment venu de s'adapter aux changements de conditions environnementales, comme une perturbation climatique. Dépendante de la taille de la population étudiée, la diversité génétique est par ailleurs générée par un certain nombre de processus biologiques, parmi lesquels figurent le brassage génétique (pendant la production des gamètes et au cours de la reproduction sexuée) et les mutations avantageuses (**Amos & Harwood, 1998**). La mutation génétique constitue la deuxième voie d'adaptation des espèces, aussi appelée microévolution. Néanmoins, les mutations restent des événements rares et la plus grande partie de la diversité génétique dans une population est le fait de la reproduction sexuée et des migrations (mélanges de populations). Cette diversité constitue le capital adaptatif de l'espèce : elle permet aux divers mécanismes évolutifs de modifier et de sélectionner les traits qui sont les plus adaptés aux nouvelles conditions environnementales. Sur le long-terme, cet échelon de diversité permet donc à une espèce d'assurer sa survie par le maintien de populations dans des environnements en mutation. Une étude portant sur le lien entre diversité génétique et diversité spécifique – c'est-à-dire des espèces (**voir ci-après**) – a par ailleurs prouvé que ces deux niveaux de diversité sont complémentaires et co-dé-

pendants : une plus grande diversité de gènes permettrait ainsi de maintenir un plus haut niveau de diversité d'espèces (**Lankau & Strauss, 2007**).

• Diversité spécifique :

À un niveau biologique supérieur se situe l'échelle de la diversité des espèces (**Figure A.1**). Il existe une multitude de définitions du concept d'espèce. Une des définitions les plus classiques est la définition biologique de l'espèce, fondée sur le principe de fécondité : d'après Ernst Mayr, un évolutionniste et ornithologiste pionnier de la biologie évolutive au XX^e siècle, une espèce est un groupe ou une population d'individus capables de se reproduire entre eux. D'autres facteurs permettent de définir une espèce, comme les critères morphologiques, phylogénétiques ou écologiques. La diversité spécifique d'un milieu se mesure de plusieurs façons : la richesse spécifique désigne simplement le nombre d'espèces cohabitant dans un milieu donné, mais des outils statistiques et des indices prenant en compte l'abondance (indice de Shannon) et les gradients spatiaux (diversité alpha, beta et gamma) ainsi que la distance génétique entre les espèces (la diversité phylogénétique), permettent de détailler et d'affiner la mesure de la diversité en espèces. Ces mesures permettent notamment d'étudier l'impact de la biodiversité sur les propriétés des communautés écologiques et des écosystèmes, comme leur stabilité ou leur productivité (**Cadotte et al., 2012**).

FIGURE
A.1

Quelques espèces de la Région Nouvelle-Aquitaine : à gauche, l'aigrette garzette en plumage nuptial ; au centre-haut, un criquet ; au centre-bas, une abeille domestique sur une marguerite commune ; à droite, un muscari à toupet.



© CEBC-CNRS

• Diversité fonctionnelle :

Toutes les espèces cohabitant dans un milieu naturel forment une communauté écologique. Dans ces communautés hétérogènes, certaines espèces, bien que distinctes sur le plan génétique et taxonomique, ont des caractéristiques impactant le fonctionnement de l'écosystème de manière similaire : appelées « traits fonctionnels », ces caractéristiques peuvent être de nature morphologique, phénologique ou physiologique.

De même, ces traits fonctionnels peuvent aussi catégoriser des espèces ayant des réponses similaires à des facteurs environnementaux. L'analyse et la catégorisation des espèces selon leurs traits fonctionnels forment des groupes distincts, aussi appelés « guildes fonctionnelles ». Le nombre et l'abondance de ces groupes donnent une mesure de la diversité fonctionnelle d'une communauté. Ces groupes fonctionnels constituent ainsi une échelle d'organisation de la biodiversité, permettant d'analyser et d'étudier les relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes, comparées aux mesures classiques de la diversité génétique ou spécifique (*Hooper et al., 2005*). Parmi les groupes fonctionnels à la base des écosystèmes figurent notamment les décomposeurs, les prédateurs, les producteurs primaires ou encore les pollinisateurs. Les groupes fonctionnels sont tous interdépendants. Ces dépendances peuvent être schématisées sous la forme de réseaux « trophiques » où les espèces sont situées selon leur position dans les différentes chaînes alimentaires de leur communauté écologique.

• Diversité des écosystèmes :

La diversité des écosystèmes et des biomes correspond au niveau d'organisation de la biodiversité aux échelles spatiales les plus grandes. Un écosystème est un milieu naturel ou anthropisé constitué de communautés écologiques (la biocénose) en interactions avec les composants abiotiques (c'est-à-dire non-vivants) de leur environnement (le biotope). Le biotope inclut les éléments hydrologiques, atmosphériques et géologiques : c'est-à-dire l'eau, l'air et le sol. Un écosystème est donc une unité du vivant formée par un groupement de différentes guildes écologiques en interrelations entre elles (nutrition, parasitisme, prédation...) et avec leur environnement (minéraux, air, eau, climat). La diversité des écosystèmes et des interactions entre ces composants biotiques et abiotiques forment ainsi des paysages naturels variés sur l'ensemble d'un territoire (comme nous le verrons plus loin, l'Homme à travers ses actions sur les écosystèmes est également un acteur majeur). A cette échelle, dite échelle écosystémique, les paysages sont déterminés entre autres par des flux de matières qui circulent entre le biotope et la biocénose : par exemple, un atome de carbone ou d'azote peut ainsi être stocké dans un arbre, puis rejoindre le sol par décomposition, avant d'être réabsorbé par la végétation, consommé par un herbivore et émis dans l'atmosphère par respiration. Chaque écosystème possède donc des dynamiques spécifiques de flux de matière et d'énergie entre la biocénose et le biotope. Bien que la délimitation spatiale des écosystèmes soit variable, comme celle des groupes fonctionnels, les espaces à la frontière entre deux écosystèmes possèdent des dynamiques écologiques particulières : ils sont appelés des écotones.

La coévolution entre les guildes fonctionnelles et espèces.

Parmi les relations entre les groupes fonctionnels d'une communauté d'espèce, deux espèces peuvent s'influencer au point de se transformer mutuellement : c'est la coévolution. Elle peut se produire entre des espèces antagonistes, comme une proie et son prédateur, ou entre des espèces mutualistes, comme les pollinisateurs et les plantes à fleurs. Un exemple bien connu des sociétés humaines est la constante adaptation des bactéries aux antibiotiques : les humains et les bactéries pathogènes coévoluent dans un cycle constant de résistance et d'adaptation réciproques.

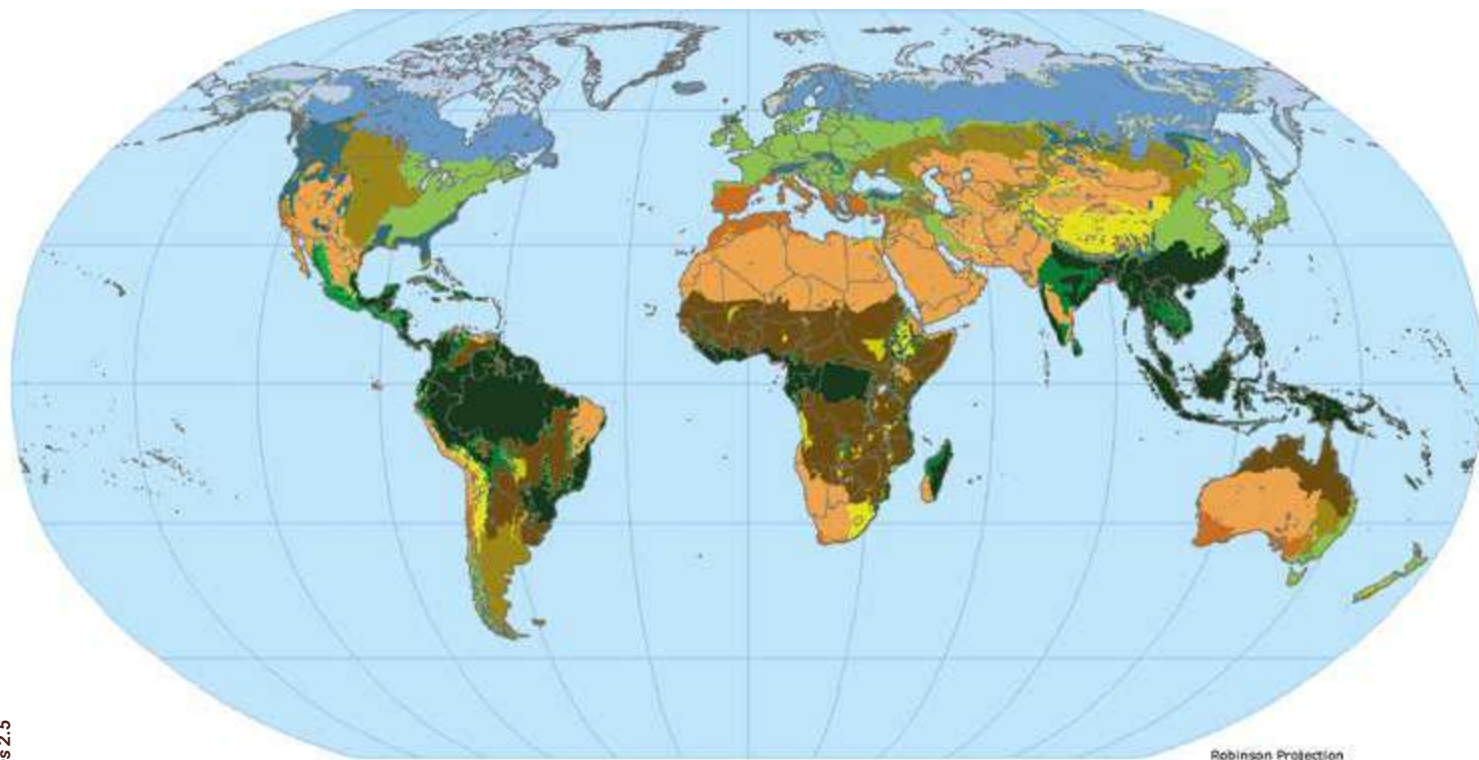
La structure des écotones fournit notamment des indicateurs sur les évolutions géographiques de la distribution des écosystèmes, ce qui est particulièrement pertinent dans le contexte du changement climatique. A une échelle plus large, les écosystèmes forment des unités appelées biomes ou écorégions. Ils sont caractérisés par la végétation qui y prédomine : le WWF (World Wild Fund ou Fonds Mondial pour la Nature) en a proposé 14 pour les milieux terrestres (*Olson et al., 2006*). A l'échelle terrestre, la distribution des biomes est directement corrélée à deux facteurs climatiques : la précipitation et la température. Ces deux facteurs interagissent pour former une cartographie complexe allant de la toundra des régions polaires aux forêts tropicales des régions équatoriales (*Figure A.2*).



© Thierry Degen

FIGURE
A.2

Carte des biomes terrestres classifiés selon la végétation obtenue de la base de données sur les écorégions terrestres du globe du WWF (World Wildlife Fund). Les données montrent la répartition globale de la végétation terrestre pour les 825 écorégions et 14 biomes mondiaux.



Robinson Projection

● Forêts de feuillus humides tropicales et subtropicales	● Forêts de conifères tempérées	● Prairies et brousses d'altitude
● Forêts de feuillus sèches tropicales et subtropicales	● Forêts boréales et taïga	● Toundra
● Forêts de conifères tropicales et subtropicales	● Prairies, savanes et brousses tropicales et subtropicales	● Forêts, bois et maquis méditerranéens
● Forêts de feuillus et forêts mixtes tempérées	● Prairies, savanes et brousses tempérées	● Déserts et brousses xériques
	● Prairies et savanes inondables	● Mangroves

A.1.3. Les dynamiques, déterminants et effets de la biodiversité

La biodiversité possède donc de multiples facettes dépendantes de l'échelle spatiale, de l'échelle biologique (des gènes aux écosystèmes), et des catégories d'organisation (diversité taxonomique, fonctionnelle, phylogénétique). Les forces et processus qui maintiennent ces différents types de diversité sont généralement étudiés séparément, mais il existe des interactions complexes entre ces échelles. Ainsi, la composition d'une communauté écologique influence la sélection de traits morphologiques particuliers, suggérant le rôle de la diversité spécifique d'un milieu sur la diversité génétique d'une espèce (**Strauss & Irwin, 2004**). À l'inverse, la diversité génotypique d'une population de plantes peut déterminer non seulement la diversité spécifique des arthropodes associés, mais aussi

des processus écosystémiques comme la production primaire (**Crutsinger et al., 2006**). Ces interactions sont par ailleurs soumises à des rétroactions qui maintiennent et influencent simultanément la diversité dans chaque échelle (**Lankau & Strauss, 2007**).

De l'échelle locale à l'échelle globale, la diversité s'organise, se distribue et évolue selon des facteurs qui créent des dynamiques spatiales et temporelles complexes, autant sur le temps évolutif que sur le temps court. À l'origine, la théorie de la stabilité écologique a d'abord considéré que la biodiversité était un facteur de stabilité des écosystèmes : plus un milieu était biologiquement divers, plus ces dynamiques étaient a priori stables et tendant vers une communauté « climax » (**Clements, 1936**).



© Oliver Brosseau

Cependant, dès 1972 et les travaux mathématiques de Robert May, un chercheur australien pionnier de l'écologie, des découvertes théoriques et empiriques démontrèrent que les écosystèmes et la biodiversité évoluent selon des équilibres instables et dynamiques, particulièrement depuis l'augmentation de l'influence des activités humaines sur les milieux terrestres et marins (**May, 1976**). Plus récemment, les deux approches ont été réconciliées, et la diversité apparaît bien comme un facteur stabilisant (**Loreau & de Mazancourt, 2013**). Ces propriétés dynamiques en constante évolution et soumises à des changements d'équilibres et à des effets de seuils, créent une distribution géographique de la diversité très hété-

L'Anthropocène

L'Anthropocène est un terme proposé pour caractériser l'époque géologique de l'histoire de la Terre durant laquelle les activités humaines ont un impact global significatif sur les écosystèmes terrestres et marins. L'espèce humaine agit ainsi comme un facteur de changement et déterminant global au même titre que le climat ou la géologie. D'autres termes, comme le Capitalocène, proposent de désigner l'ère industrielle comme le déterminant de ce changement, plutôt que l'espèce humaine en soit. Le concept fait par ailleurs l'objet d'âpres débats au sein de la communauté scientifique.

rogène. A l'échelle globale, la diversité spécifique des milieux terrestres augmente des pôles vers l'Équateur. Ce gradient latitudinal est corrélé à la température moyenne et la disponibilité en eau. Avec plus d'énergie, sous forme d'eau et de chaleur, plus d'organismes peuvent être soutenus et donc plus d'espèces et de diversité grâce à une disponibilité énergétique plus élevée. Des hypothèses non-énergétiques existent également, comme la surface et le volume plus élevés des tropiques comparés aux hautes latitudes (« théorie neutraliste de la biodiversité ») ou encore la théorie du changement climatique, qui se base sur le fait que le climat, ayant connu des extrêmes de chaleur et des glaciations, a été le plus propice pendant le plus longtemps dans les régions à basse latitude créant des conditions plus stables pour l'évolution et la diversification des espèces (**Turner, 2013**). La biogéographie enrichit ces approches macro-écologiques en y incorporant d'autres processus comme l'immigration, la colonisation, l'extinction, dans un contexte spatialement explicite. Les moteurs de l'évolution (sélection naturelle, mutation génétique, dérive) interagissent avec les processus spatiaux de la diversité à toutes ces échelles, et produisent, par exemple, l'endémisme, c'est-à-dire la présence naturelle d'un groupe biologique exclusivement dans une région géographique délimitée. Mais à l'époque moderne, qui est celle de l'**Anthropocène**, de la domestication, de l'ingénierie génétique et de l'intervention humaine dans les processus évolutifs, des pressions sélectives d'origine humaine sont générées qui modifient les trajectoires évolutives des humains comme des non-humains (**Ellis, 2015**), avec des impacts majeurs pour la gestion de la biodiversité et l'adaptation aux changements environnementaux (**Sarrazin & Lecomte, 2016**).



L'expérience de Cedar Creek

La station de recherche biologique de Cedar Creek (Cedar Creek Ecosystem Science Reserve, Université du Minnesota), a réalisé des travaux de recherche pionniers sur la relation entre la diversité végétale et la productivité de biomasse. L'équipe du Dr Tilman a mis en évidence la manière dont les processus de complémentarité des niches permettent à des parcelles avec une plus grande diversité spécifique de produire plus de biomasse que les monocultures, produisant jusqu'à 2,7 fois plus dans des parcelles avec 16 espèces cultivées (*Tilman et al., 2001*).

Les bénéfices de la diversité sur les fonctions écosystémiques font l'objet d'études empiriques et expérimentales. La première série d'expérimentation a concerné la productivité et la production primaire (**expérience de Cedar Creek en 2001 – voir encadré**). La diversité spécifique peut augmenter la productivité en augmentant la probabilité que les différentes espèces de la communauté utilisent des ressources complémentaires ou la probabilité qu'une espèce particulièrement productive ou efficace soit présente dans la communauté. Ainsi, une diversité élevée d'espèces végétales peut influencer la productivité totale en permettant globalement d'exploiter plus efficacement les ressources du sol (**nutriments et eau ; Cleland, 2011**). Cette relation est aussi observée pour la diversité fonctionnelle : la biomasse aérienne augmente avec le nombre de groupes fonctionnels (*Hector et al., 2002*).

Les dynamiques spatiales et temporelles de la biodiversité, souvent caractérisées par des équilibres instables, engendrent des changements pouvant être progressifs ou rapides, réversibles ou irréversibles. La capacité d'un écosystème à revenir éventuellement à son état initial après une perturbation, et en tous cas à maintenir sa structure et ses fonctions, est appelée la **résilience**. Celle-ci peut être mesurée par son élasticité (vitesse de retour à l'état initial) et son amplitude (distance maximale à l'état initial au-delà de laquelle l'écosystème change d'état). La notion de résilience écologique, inspirée des théories des systèmes dynamiques, a été introduite par l'écologue canadien C.S. Holling pour décrire la persistance des systèmes naturels face à des changements de variables écosystémiques d'origine naturelle ou anthropique (*Holling, 1973*). Depuis, la résilience écologique s'est élargie vers une analyse des multiples états stables alternatifs des écosystèmes et de leur capacité à résister à des changements de régime par des réorganisations internes, c'est-à-dire leur capa-

cité adaptative (*Oliver et al., 2015*), et vers la résilience économique ou sociale. Le rôle de la biodiversité dans la résilience des écosystèmes est étudié à travers les fonctions écosystémiques spécifiques, comme la stabilité et la productivité, ou les mécanismes d'adaptation et de tolérance. En ce qui concerne la stabilité des écosystèmes, un nombre important d'études démontre une relation positive entre diversité et stabilité, mais d'autres résultats empiriques contredisent cette affirmation : réalisant une méta-analyse de plus de 64 relations diversité-stabilité, *Ives & Carpenter (2007)* ont montré que sur les 59 études utilisant des mesures de stabilité classiques (susceptibilité à l'invasion, variabilité, résistance, et élasticité), 69% des relations étaient positives et 14% étaient négatives. Les mécanismes écologiques pouvant expliquer cette relation incluent l'effet portfolio, aussi appelé l'hypothèse d'assurance. Ce principe, inspiré des sciences économiques, postule que la diversité engendre plus de variation de la composition en espèces et groupes fonctionnels, qui augmente la redondance et la complémentarité fonctionnelle et réduit les risques de pertes fonctionnelles dans une communauté après une perturbation, en particulier dans des contextes environnementaux hautement stochastiques et imprévisibles (*Schindler et al., 2015*).

A.2 Les services écosystémiques

A.2.1. Que recouvre le concept de service écosystémique ?

La biodiversité a un rôle pivot dans les processus écologiques qui sous-tendent le fonctionnement des écosystèmes : la résilience, la stabilité et la productivité des écosystèmes sont dépendantes de la biodiversité (Oliver et al., 2015). Or, les composants biotiques et abiotiques des écosystèmes constituent les principales ressources naturelles dont les sociétés humaines ont besoin : sans ces ressources, elles ne pourraient assurer leur subsistance et leur développement (Carpenter et al., 2009). Au même titre que les conditions climatiques ou que les sources d'énergies, la biodiversité a donc un rôle crucial pour les sociétés humaines par son influence directe et indirecte sur les écosystèmes (Díaz et al., 2006). De ce constat de dépendance est née la notion de 'service' : les écosystèmes et leurs composants, de par leur productivité et leurs fonctionnements, délivrent à l'humanité un certain nombre de bénéfices sans lesquels elle ne pourrait survivre et évoluer. Nos sociétés et le bien-être humain sont en effet construits sur notre dépendance à la biodiversité (Sandifer et al., 2015).

Le terme « **services écosystémiques** », ou encore « **contributions de la nature à l'homme** », désigne l'ensemble des bénéfices provenant de la nature dont les sociétés font usage. Cette notion est apparue pour la première fois sous le terme de « services environnementaux » dans un rapport de 1970 sur l'étude des problèmes environnementaux critiques (Wilson & Matthews, 1970). Bien que de nombreuses variations du terme aient été proposées, c'est aujourd'hui le terme « services écosystémiques » qui est prédominant. Le concept s'est ensuite développé à partir de la fin des années 1990, afin de mettre l'accent sur la valeur instrumentale de la nature, c'est-à-dire l'utilité de la biodiversité pour les sociétés. La notion connaît un intérêt exponentiel à partir de la fin des années 1990, avec la publication d'un article de Costanza et al. (1997) qui évalue la valeur économique générée par les écosystèmes à travers la production de services écosystémiques. Historiquement, le terme a tout d'abord eu une utilité pédagogique, se concentrant sur la nécessité d'illustrer par la métaphore du 'service' la dépendance des sociétés aux écosystèmes (Norgaard, 2010). Mais en quelques années, la métaphore s'est transformée

« La valeur des services écosystémiques et du capital naturel du monde » (Costanza et al., 1997)

Paru en 1997, la publication de cet article porté par Costanza et ses collaborateurs constitue une étape clé dans le développement de l'approche des services écosystémiques et de leur évaluation monétaire. La valeur économique des services rendus par toute la biosphère a été estimée à \$33 000 milliards en moyenne annuelle (pour un PIB mondial de \$18 000 milliards, en 1997). Citée plus de 20 000 fois dans la littérature scientifique, cette publication met en avant pour la première fois l'importance économique des services écosystémiques pour le bien être humain. Ces travaux ont cependant suscité de nombreux débats académiques sur la méthodologie et la légitimité de l'évaluation monétaire du capital naturel.

en un modèle dominant de politique et de gestion environnementale. En effet, son usage croissant tant dans le monde scientifique que dans l'action publique a fait des « services écosystémiques » un concept central de la conservation et de la valorisation de la biodiversité, formalisant la dépendance des sociétés humaines au fonctionnement des écosystèmes (Fisher et al., 2009).

A.2.2. Le Millenium Ecosystem Assessment : classification des services écosystémiques

Il existe plusieurs définitions des services écosystémiques. Historiquement, la principale est celle du Millenium Ecosystem Assessment (MEA), qui les définit comme les « bénéfices que les sociétés obtiennent des écosystèmes », qu'il convient donc de protéger ou de gérer. Harrington et al. (2010) rappellent cependant la notion subjective que traduit ce concept : les services écosystémiques sont plutôt « les bénéfices que les humains reconnaissent comme

obtenus des écosystèmes ». Ainsi, au-delà de l'impératif moral de préserver la biodiversité, l'idée sous-entendue par ce concept est qu'il existe également un impératif utilitaire, et donc anthropocentré. Le MEA a mobilisé un réseau de 1300 experts afin d'analyser non seulement la valeur mais aussi l'état actuel des services écosystémiques à l'échelle mondiale. Après 4 ans, le MEA a publié une série de rapports décrivant l'état des écosystèmes et des services. Le

rapport fait état de la dégradation ou de l'usage non-durable de près de 60% des services écosystémiques, avec des conséquences majeures sur le développement, la pauvreté et l'adaptation aux changements environnementaux. Afin de mieux comprendre ce que sont les services écosystémiques, plusieurs classifications ont été développées

depuis celle du MEA (MEA, 2005). Nous présentons ici la plus récente classification (Tableau A.1), issue du CICES V5.1 (Common International Classification of Ecosystem Services), qui distingue 3 catégories de services écosystémiques :



Classification des services écosystémiques, d'après The Common International Classification of Ecosystem Services (CICES).

Groupe de services	Services écosystémiques
Approvisionnement (Biotique)	Plantes terrestres cultivées pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie
	Plantes aquatiques cultivées pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie
	Animaux élevés pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie
	Plantes sauvages (terrestres et aquatiques) pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie
	Animaux sauvages (terrestres et aquatiques) pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie
	Matériel génétique de plantes, d'algues ou de champignons
	Matériel génétique provenant d'animaux
	Autre
Approvisionnement (Abiotique)	Eau de surface utilisée pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie
	Eau souterraine utilisée pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie
	Autres produits aqueux de l'écosystème
	Substances minérales utilisées pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie
	Substances non minérales ou propriétés d'écosystème utilisées pour la nutrition, les matériaux ou l'énergie
Régulation & Maintenance (Biotique et Abiotique)	Gestion de déchets ou de substances toxiques d'origine anthropique par des processus vivants (par ex. bioremédiation, séquestration)
	Régulation des nuisances d'origine anthropique (atténuation du bruit, réduction de l'odeur)
	Régulation des débits de base et des événements extrêmes
	Maintien du cycle de vie, protection de l'habitat et de la ressource génétique (pollinisation, dispersion des graines)
	Lutte contre les parasites et les maladies
	Régulation de la qualité du sol
	Conditions de l'eau (conditions chimiques eaux douces et salées)
	Composition et conditions atmosphériques
	Autres
Culturel (Biotique et Abiotique)	Interactions physiques et expériences sensibles avec l'environnement naturel
	Interactions intellectuelles et représentatives avec l'environnement naturel (éducation, création de savoir, expérience esthétique)
	Interactions spirituelles, symboliques et autres avec l'environnement naturel
	Autres caractéristiques biotiques ayant une valeur de non-utilisation (valeur existentielle)
	Autres

1. Les services d'approvisionnement : cette catégorie couvre tous les matériaux et produits nutritionnels, non-nutritionnels et énergétiques obtenus grâce aux écosystèmes. Ces services sont divisés en produits de la biomasse (nourriture végétale et animale, bois, fibres), en matériels génétiques (graines, gènes, organismes) et en ressources aquatiques (eaux de surface, et eaux souterraines).

2. Les services de régulation et de maintenance : cette catégorie couvre toutes les formes de régulation de l'environnement qui affectent la santé, la sécurité et le confort humain. Ces services sont divisés en deux catégories :

- I. La transformation des intrants biochimiques et physiques d'origine humaine dans les écosystèmes : comme la régulation des nuisances, le recyclage des déchets et des substances toxiques.
- II. La régulation de conditions physiques, chimiques et biologiques diverses. Cela inclut la pollinisation, la décomposition, le contrôle de l'érosion, des maladies, et des bioagresseurs, ainsi que la régulation du climat (la température, les précipitations, et les catastrophes naturelles)

3. Les services socio-culturels : cette catégorie couvre les bénéfices non-matériels qui affectent les états physiques et mentaux des humains.

- Ces services sont divisés en bénéfices directs et indirects de l'interaction avec la nature et couvrent les apports culturels, les valeurs religieuses et spirituelles, les contributions récréatives, touristiques, esthétiques et patrimoniales ainsi que les systèmes de savoirs locaux et traditionnels.

Dans *Ecobiose*, nous nous sommes largement inspirés de la classification du CICES, que nous avons cependant légèrement amendée au regard de nos objectifs, et nous sommes en fait rapprochés de la classification qui a aussi été utilisée dans le cadre d'EFESE, l'évaluation française des Services écosystémiques (EFESE, 2017; Thérond et al., 2017). Notre classification des effets de la Biodiversité sur les services socio-économiques et culturels s'articule ainsi autour des effets directs sur la production (notamment de biomasse, qu'il s'agisse de rendements des cultures, de la production de vins ou de bois, de miel, de la biomasse de poissons pêchés etc.) ; une deuxième catégorie concerne le rôle de la biodiversité sur les services indirects, c'est-à-dire les fonctions écosystémiques qui contribuent à et soutiennent la production, comme la pollinisation ou le contrôle biologique. Viennent ensuite la catégorie des effets sur les services de régulation, incluant les gaz à effet de serre, la qualité de l'eau ou de l'air, le recyclage de la matière organique, la détoxification (eau, sols), les crues etc. Enfin, viennent les services socio-culturels, qui peuvent avoir des retombées économiques (chasse, écotourisme) ou non (valeur patrimoniale, paysages, culture).



A.2.3. De la biodiversité au bien-être humain : le modèle en cascade

À travers les services écosystémiques, les sociétés humaines utilisent et bénéficient des écosystèmes, de leurs ressources et des espèces qui y vivent. Le cadre des services écosystémiques permet de rendre visibles les valeurs économiques, sociales, culturelles et patrimoniales de la nature et de la biodiversité (Fisher et al., 2009). Les différents services sont ainsi impliqués dans les aspects les plus fondamentaux de la qualité de vie de chaque citoyen. Fondé sur les services écosystémiques, le « modèle en cascade » permet de visualiser de façon simplifiée cette relation d'interdépendance entre l'environnement et les sociétés humaines au travers des services rendus. Ce modèle connecte la structure biophysique des écosystèmes avec la valeur sociétale des différents biens et services qu'ils apportent (Potschin & Haines-Young, 2017). Il considère la biodiversité comme un élément de la

structure des écosystèmes, base à partir de laquelle l'interaction avec le biotope génère des fonctions écologiques. Le modèle en cascade est ainsi constitué d'une chaîne formant un continuum allant de l'écologie aux sphères économiques et socio-culturelles (Figure A.3). La représentation linéaire du modèle en cascade a toutefois été perçue comme trop simplificatrice de processus dynamiques et complexes ne suivant pas des liens de causalités directes ; ainsi d'autres représentations ont été développées qui rendent mieux compte de la complexité des interactions entre les systèmes écologiques, économiques et sociaux (Costanza et al., 2017). Dans le cadre d'*Ecobiose*, nous avons utilisé cette approche conceptuelle pour structurer l'analyse des socio-écosystèmes régionaux.

Le capital naturel

Le capital naturel se réfère à la totalité du stock des ressources naturelles : cela inclut le sol, l'air, l'eau, la géologie et l'ensemble des organismes vivants. Ainsi, là où le capital naturel est considéré comme le stock de ressources, les services écosystémiques correspondent aux flux de biens et services produits par les processus écologiques du capital naturel. Il constitue le moyen de production de ces biens et services. Notion à l'origine économique, le concept de capital naturel est une forme complémentaire aux autres types de capitaux, comme le capital humain, le capital financier, le capital intellectuel ou le capital technologique. Le terme 'capital' est utilisé pour reconnecter l'économie humaine à ses dimensions et dépendances écologiques. Ce concept est également utilisé comme outil de comptabilité pour l'évaluation quantitative de la valeur d'un écosystème, contrastant ainsi avec les approches économiques classiques qui sous-estiment ou omettent d'inclure les contributions de la nature aux secteurs économiques et à la société au sens large.

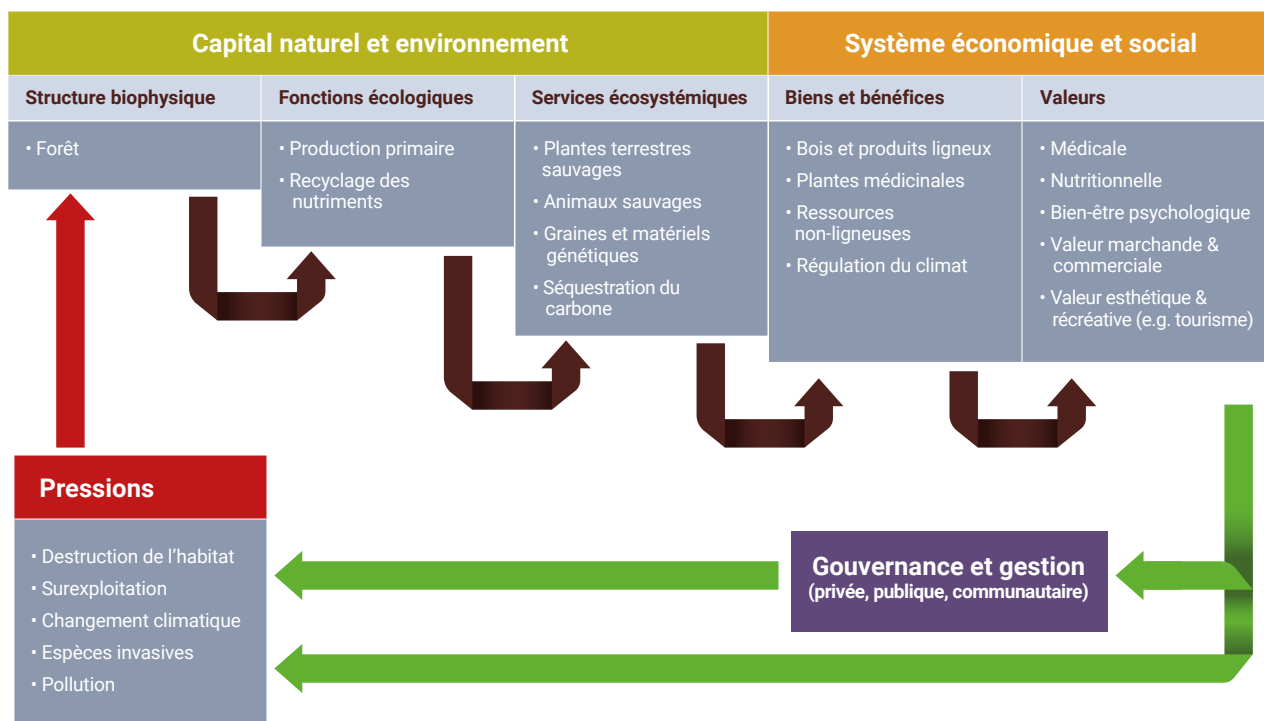
Les étapes du modèle en cascade

- **Structure et processus biophysiques** : la structure est l'ensemble des entités biotiques ou abiotiques composant un écosystème, c'est-à-dire son architecture biophysique. Les processus biophysiques correspondent aux flux de matière et d'énergie entre les éléments de la structure.
- **Fonctions écologiques** : les fonctions écologiques sont ici désignées comme « services de support » car elles résultent des processus des écosystèmes et supportent la production des biens et services écosystémiques. Cela inclut par exemple le cycle des nutriments, la formation du sol et la production primaire.
- **Services écosystémiques** : ces services correspondent aux fonctions écologiques et leurs effets dans l'écosystème qui sont utilisés activement ou passivement par l'Homme. Ils sont toujours en lien direct avec l'écosystème qui les génère : ils participent ainsi à ses dynamiques et à son fonctionnement et ne peuvent être dissociés de la structure biophysique de l'écosystème. Ces fonctions ne deviennent « services » que parce qu'ils ont un bénéficiaire humain.
- **Biens & bénéfices** : aussi désignés par le terme « avantage », les bénéfices diffèrent des services car ils correspondent au moment où le bien-être humain est directement impacté, ce qui nécessite l'interaction du service avec d'autres formes de capital (comme un apport industriel ou artisanal). Les bénéfices sont les choses matérielles et non-matérielles extraites de l'écosystème et qui ne participent plus à son fonctionnement.
- **Valeurs** : la valeur des bénéfices dérivés des écosystèmes est le dernier échelon du modèle en cascade ; les valeurs dépendent du type d'usage du bénéfice, du contexte social et culturel ainsi que de la catégorie du service auquel elles sont rattachées. Plusieurs modèles issus des théories de la valeur ont pu catégoriser l'ensemble des valeurs attribuées à ces biens et services. Le cadre de la valeur économique totale a ainsi été appliqué à la biodiversité et aux services écosystémiques (**Chevassus-au-Louis et al., 2009**). Le cadre conceptuel de l'Évaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques (EFESE), comme beaucoup d'autres, distingue ainsi différents types d'usages dépendants de la nature du service. Parmi ces types d'usages, on retrouve :
 - **Usage direct avec prélèvement** > prestations directement consommables, provenant de l'usage direct de nourriture, de biomasse ou encore de bois
 - **Usage direct sans prélèvement** > valeurs des services socio-culturels, comme une contribution récréative ou psychologique
 - **Usage indirect** > avantages fonctionnels comme les fonctions écologiques, hydrologiques et climatiques et autres services de régulation
 - **Usage potentiel futur ou optionnel** > conservation des habitats, durabilité de la fourniture des services

A chaque usage correspond un type de valeur associée. Il existe aussi des valeurs de non-usage des écosystèmes et de leurs services, désignées par le terme « patrimoine naturel » dans l'EFESE. Ces valeurs s'appliquent notamment aux valeurs patrimoniales, aussi valeurs dites d'héritage, qui concerne la conservation pour les générations futures ; mais aussi aux valeurs intrinsèques attribuées à la biodiversité, valeurs dites « d'existence », concernant notamment les espèces menacées.

FIGURE
A.3

Modèle en cascade illustrant la causalité cyclique entre le capital naturel, le système socio-économique, la gouvernance et les pressions environnementales (d'après **Potschin & Haines-Young, 2017**). Dans cet exemple, la structure biophysique choisie correspond à un écosystème forestier.



La valeur des services écosystémiques

Bien que l'ensemble des concepts reconnaissent à la biodiversité et aux services des valeurs autres que monétaires, deux approches sensiblement différentes ont émergé à partir des diverses disciplines économiques et sociales impliquées dans la conceptualisation et l'opérationnalisation de ces modèles de valeurs. En premier lieu, services et bénéfices, c'est-à-dire biens et produits, ont une valeur marchande car ils sont échangés et vendus sur des marchés : leur valeur peut être estimée avec des

Evaluation économique des services écosystémiques

Divers outils monétaires ont été utilisés pour estimer quantitativement la valeur économique totale des services écosystémiques à l'échelle mondiale. En 1997, la première étude ayant cet objectif estimait cette valeur à plus de de US\$ 33 billions (10^{12}) par an ; tandis qu'une estimation plus récente estimait cette valeur à plus de US\$ 125 billions par an (**Costanza et al., 2014**). Une étude internationale majeure se pencha sur la valeur économique des écosystèmes et de la biodiversité : le TEEB (l'économie des écosystèmes et de la biodiversité), dont les premiers travaux furent publiés en 2010. Les objectifs principaux de l'étude étaient de démontrer les bénéfices économiques de la biodiversité et le coût croissant de la dégradation des écosystèmes. Le TEEB démontre les retours sur investissement de la préservation de la nature : avec 45 milliards de dollars investis par an dans les aires protégées, c'est plus de 5 billions de dollars de valeur économique fondée sur les services qui pourrait être générés. La multiplication des travaux d'évaluation ainsi que l'amélioration des méthodologies associées et des données accessibles, ont permis de détailler ces estimations pour chaque type d'écosystèmes. Ainsi, d'après de **Groot et al., (2012)**, les valeurs monétaires calculées sont considérables, atteignant jusqu'à 350 000 \$/an en moyenne pour un hectare de récifs coralliens.

outils économiques classiques. Mais d'autres services, par exemple les services de régulation, ont longtemps été considérés comme des externalités positives, c'est-à-dire des effets écologiques dont les agents économiques et sociétaux bénéficient gratuitement. Le courant de l'économie environnementale a développé des outils capables d'évaluer ces services, utilisant des termes comparables au langage économique classique (**voir encadré sur l'évaluation**). Dans cette approche quantitative provenant des disciplines biophysiques et économiques, une des méthodes les plus couramment utilisées consiste à estimer le « consentement à payer » pour un service écosystémique, un outil provenant de la théorie du consommateur en micro-économie (**Gómez-Baggethun et al., 2010**). De manière générale, cette approche reste basée sur la conception en « stock-and-flow » des services : un stock de capital naturel générant un flux de services exploités par les sociétés humaines (**Norgaard, 2010**). L'émergence de l'économie écologique et par la suite, la création de la Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques (IPBES), ont contribué à développer une autre approche de la valeur des services écosystémiques qui reconnaît les limites de l'approche monétaire, en offrant une alternative centrée sur les valeurs humaines et les savoirs locaux (**Díaz et al., 2018**). Cette approche met en avant l'incommensurabilité des valeurs – l'idée que différents types de valeurs ne peuvent pas être exprimées avec une unité de mesure commune – et reste donc critique envers les outils d'évaluation réduisant ces valeurs à des métriques monétaires (**Kallis et al., 2013**). Les valeurs des services dits socio-culturels, pouvant être d'ordre spirituel, esthétique, récréatif, éducatif ou encore patrimonial, sont davantage considérées et évaluées par des approches et des critères issus des sciences humaines et sociales (**voir encadré IPBES et Díaz et al., 2018**).



Plateforme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services écosystémiques

L'IPBES a été fondée en 2012 sous l'égide de l'Organisation des Nations Unies (ONU) afin d'assister les gouvernements et les acteurs politiques à travers une série de publications thématiques, globales et régionales sur la biodiversité et les services écosystémiques. Souvent désignée comme le GIEC de la biodiversité,

l'IPBES a publié des rapports mondiaux thématiques sur la pollinisation, la dégradation et la restauration des terres et des outils de scénarios et modèles, ainsi que des évaluations continentales (Europe et Asie Centrale, Asie et Pacifique, Afrique et Amérique). L'IPBES se démarque des initiatives qui la précèdent par sa volonté inédite d'inclure des formes de savoirs traditionnels et autochtones dans la production de connaissances sur la biodiversité, en plus des diverses disciplines de la science occidentale. Les contributions épistémiques incluses dans les productions de l'IPBES sont intégrées de façon complémentaire. Le cadre conceptuel de l'IPBES propose des évolutions du concept de services écosystémiques vers une définition plus large et moins économiste. Les 'contributions de la nature aux sociétés' sont définies comme toutes les contributions, positives ou négatives, de la nature vivante à la qualité de vie humaine (**Díaz et al., 2018**). L'IPBES, consciente des multiples systèmes de valeurs attachés aux écosystèmes et leur biodiversité, défend une approche multicritère de l'évaluation des valeurs. La Plateforme œuvre ainsi à l'élaboration de modèles adaptables aux contextes socio-culturels et pouvant faciliter le transfert des connaissances scientifiques aux politiques publiques. En mai 2019, l'IPBES a publié le résumé pour les décideurs du rapport global sur la biodiversité et les services écosystémiques. Les conclusions sont alarmantes : confirmant l'accélération sans précédent des changements globaux, le rapport estime que plus d'un million d'espèces sont menacées d'extinction dans les prochaines décennies, soit 25% des espèces évaluées à ce jour, si l'intensité des pressions sur la biodiversité n'est pas diminuée globalement. La biomasse globale des mammifères sauvages a baissé de plus de 82% depuis la préhistoire, et les écosystèmes naturels ont décliné de plus de 47% relatifs à leur statut initial.

Ces pressions directes (détails en section 1.5) dépendent de multiples facteurs indirects tels que des facteurs démographiques, socio-culturels, économiques, technologiques, institutionnels et conflictuels. Le rapport estime que les tendances actuelles ne peuvent être inversées qu'avec une réorganisation systémique des sphères technologiques, économiques et sociales (incluant une transformation des paradigmes, des valeurs et des objectifs collectifs).

A.2.4. Rendre opérationnel le cadre des services écosystémiques : enjeux et défis

Malgré la popularité du concept de services écosystémiques et la création d'un domaine de recherche interdisciplinaire dédié, les gestionnaires et décideurs politiques ne se sont pas vraiment emparés de celui-ci. De fait, les mesures et évaluations des services écosystémiques sont rarement intégrées aux modes de gouvernance et aux prises de décisions. Ces dernières pouvant faire usage des résultats de ces outils, *Daily et al. (2009)* propose un modèle conceptuel basé sur une chaîne reliant les services, les valeurs, les institutions et les décisions à travers plusieurs étapes clés.

• Cartographier les services écosystémiques et évaluer les valeurs associées

De nombreuses initiatives ont pour objectif de cartographier de manière spatialement explicite les services écosystémiques, comme le Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) à l'échelle européenne. Suivant les directives de la Stratégie de l'Union Européenne pour la biodiversité à l'horizon 2020, la Commission Européenne a initié la création d'un groupe de travail dédié à l'élaboration d'un cadre analytique permettant aux états membres de cartographier et évaluer leurs écosystèmes et les services qui leur sont associés. Le MAES fonctionne comme un guide opérationnel fournissant des listes d'indicateurs des conditions environnementales pour chaque écosystème. S'inspirant de la première évaluation nationale réalisée par le Royaume-Uni entre 2009 et 2011 et d'autres exemples en Espagne et au Portugal, la France a initié sa propre évaluation des services écosystémiques, programme lancé en 2012 par le Ministère en charge de l'Environnement pour apporter des connaissances sur l'état actuel et l'utilisation durable des écosystèmes (*voir encadré EFESE*).

• Adapter les institutions et créer des outils d'incitations

Une fois les connaissances acquises sur la distribution spatiale et les valeurs marchandes et non-marchandes des services écosystémiques, les résultats doivent contribuer aux prises de décisions et servir de base à l'application d'une panoplie d'outils d'incitations aux changements de pratiques. Mais l'utilisation limitée des connaissances acquises, des intérêts opposés, des agendas politiques divergents, des conflits scientifiques ou encore le manque d'intégration verticale et horizontale du savoir ralentissent souvent cette mise en place (*Saarikoski et al., 2018*). Des outils d'incitation ont été implémentés, comme par exemple les paiements pour les services écosystémiques (PES) ou les mesures agro-environnementales (MAE), mais ces outils impliquent souvent une évaluation monétaire des services rendus par la nature, ce qui génère des controverses (*Tacconi, 2012*).



L'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFES)

Programme engagé en 2013 par le ministère de l'Environnement, l'EFES s'inscrit dans la lignée des travaux du MEA (2005) et de MAES afin d'améliorer les connaissances des décideurs et du grand public sur la biodiversité, ses multiples valeurs et les services écosystémiques en France métropolitaine et d'Outre-mer. Les travaux réalisés à ce jour prennent la forme de synthèses de connaissances sur les écosystèmes nationaux et d'outils méthodologiques pour faciliter la réalisation d'évaluation à l'échelle locale. Cette évaluation couvre un champ large et mobilise de nombreuses formes d'expertise au sein de disciplines variées. Le cadre conceptuel de l'EFES prend en compte le concept très important au niveau opérationnel de 'bouquets de biens et de services' alliant synergies et compromis. Ainsi EFES sera utile à l'évaluation d'une large palette de politiques concernant la biodiversité et les paysages, les risques naturels, le changement climatique, l'eau, la forêt, l'agriculture, la pêche, l'aménagement du territoire et les politiques sociales. Comme l'IPBES, le premier rapport produit par l'EFES s'est concentré sur la pollinisation, estimant qu'entre 5,2% et 12% de la valeur annuelle de la production agricole destinée à l'alimentation humaine dépendent des pollinisateurs. Plus récemment, l'EFES a publié une évaluation sur la séquestration du carbone par les écosystèmes français : les écosystèmes terrestres français constituent actuellement un puits net de carbone estimé à environ 20% des émissions françaises en 2015, 19% provenant des écosystèmes forestiers (*EFES, 2019*).

• Créer de nouveaux modes de gouvernance et de prises de décisions

Finalement, l'acquisition des connaissances scientifiques ainsi que les outils d'incitations et les changements institutionnels peuvent produire et générer la formation de nouveaux modèles de prises de décisions collectives où les rôles de la biodiversité et les valeurs économiques, sociales et culturelles associées sont au premier plan. Cela passe par un projet pilote où les chercheurs peuvent par exemple interagir avec les organisations privées et publiques dans l'élaboration des pratiques et des règles de fonctionnement pour en améliorer la forme et l'implémentation (*Daily et al., 2009*), ou encore la représentation et la participation des parties prenantes dans des systèmes de gouvernance adaptative (*Primmer & Furman, 2012*).



A.3 Les socio-écosystèmes

A.3.1. Définition et histoire d'un concept émergent

Les services écosystémiques nous imposent de repenser les relations entre biodiversité et société, car les problèmes environnementaux contemporains, comme la perte de biodiversité, le réchauffement climatique et la dégradation des ressources naturelles, concernent autant l'environnement naturel que les sociétés humaines (*Naeem et al., 2007; Carpenter et al., 2009*). Fruit d'un changement profond dans cette compréhension de la relation homme-nature, le développement du concept de « socio-écosystème » (SES) contribue à mieux intégrer ces interactions complexes au sein d'un cadre théorique capable de les analyser et de les penser conjointement (*Folke et al., 2005*). Constitué des termes « social », « éco » et « système », un socio-écosystème est un cadre interdisciplinaire, à la frontière entre les sciences écologiques et les sciences sociales. Parfois désigné par le terme 'système socio-écologique' ('socio-ecological system', dans la littérature anglophone), cette notion approche dans le même temps l'effet des sociétés sur les écosystèmes et le rôle des écosystèmes dans le fonctionnement des sociétés (*Bretagnolle et al., 2019*). La recherche scientifique sur les SES a connu une croissance exponentielle à partir des années 1970, quand les domaines de l'économie politique, l'écologie et la science des systèmes complexes ont convergé au-delà de leurs approches traditionnellement disciplinaires. Fortement influencée par les travaux de C. S. Holling sur la résilience des systèmes écologiques (*Holling, 1973*), cette fusion intellectuelle donna naissance à

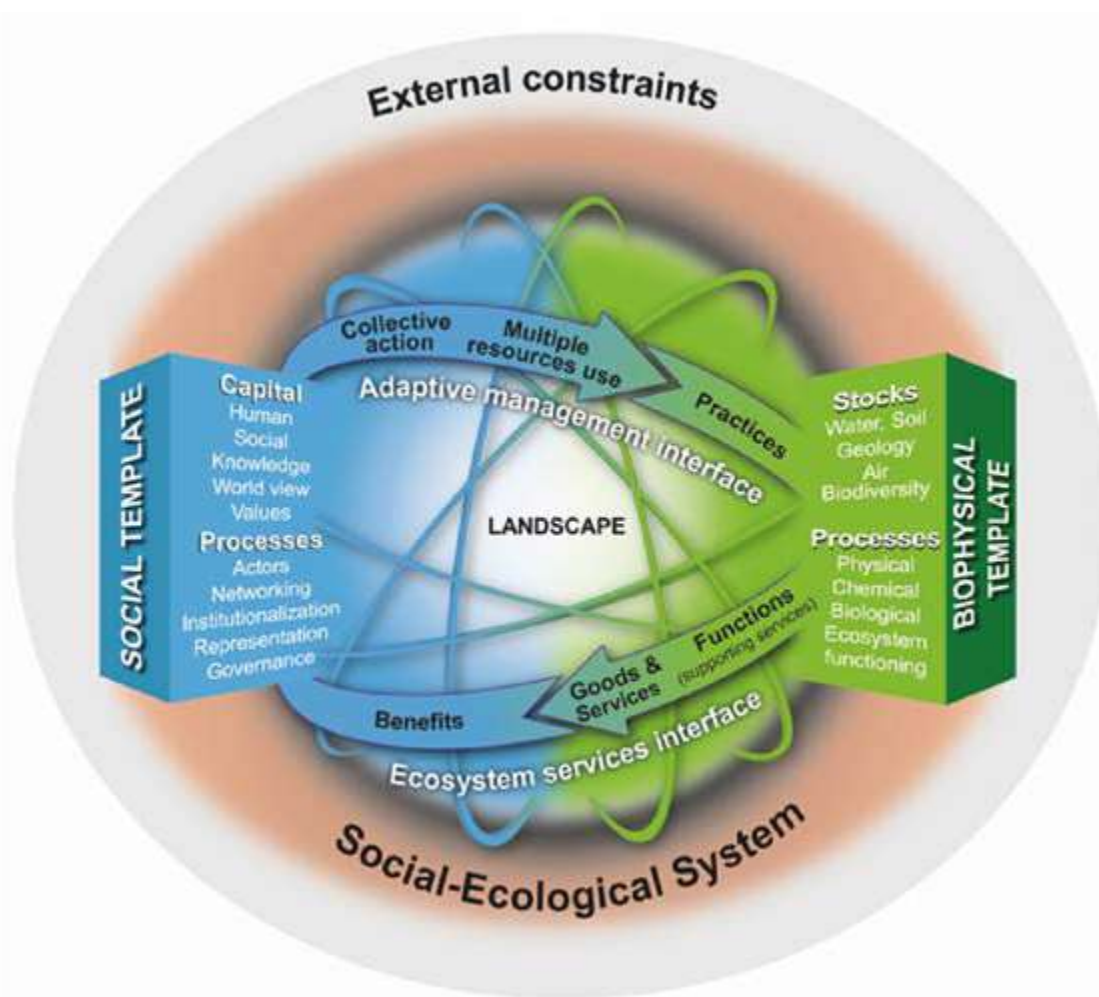
une perspective intégrée et dynamique des interactions entre les systèmes humains et les systèmes naturels (*Folke et al., 2005; Schoon & van der Leeuw, 2015*).

Ce cadre de pensée est imprégné par les sciences de la complexité et de l'écologie. Les travaux d'Elinor Ostrom, politologue et économiste américaine et prix Nobel d'économie en 2009, contribuèrent à développer les dimensions politiques et institutionnelles du concept des SES, avec une analyse des institutions, des savoirs et des pratiques imbriqués dans un écosystème à différentes échelles. Son modèle permet d'étudier les critères sociaux et institutionnels propices à la gestion durable des services écosystémiques. Ostrom décompose le fonctionnement d'un SES en 4 sous-systèmes en constante interaction les uns avec les autres :

- 1. Système écologique** : état et dynamique des espèces, communautés, écosystèmes, de la diversité biologique
- 2. Système socio-anthropologique** : représentations et rationalité des acteurs; valeurs, technologies...
- 3. Système économique** : organisation de la production et de la consommation, des échanges
- 4. Système de gouvernance** : modalités du choix social. Choix des instruments, prescriptifs, incitatifs

FIGURE
A.4

Schéma conceptuel qui formalise les socio-écosystèmes a été développé par le Réseau des Zones Ateliers (Bretagnolle et al., 2019), et a été suivi dans le cadre d'Ecobiose.



Les systèmes socio-anthropologique, économique et de gouvernance peuvent être collectivement désignés par le « système social ». Un socio-écosystème peut donc être pensé comme une unité constituée de deux ou plusieurs systèmes interdépendants, chacun ayant des dynamiques propres mais interagissant pour produire des effets communs (Ostrom & Cox, 2017). Chaque interaction peut être conceptualisée de la façon suivante (Figure A.4 ; voir aussi Bretagnolle et al. 2019) :

• **Système écologique > système(s) sociaux** : les services écosystémiques servent à conceptualiser l'interaction du système écologique vers la sphère sociale, celle-ci englobant l'ensemble des contributions de la nature à l'homme. Cette interaction est développée en profondeur par le modèle en cascade. La recherche théorique et empirique sur les SES inclut un ensemble de sept principes qui ont été identifiés pour promouvoir la résilience et la durabilité des services écosystémiques dans les socio-écosystèmes : maintenir la diversité et la redondance, gérer la connectivité des composants du SES, gérer les variables et les rétroactions lentes, promouvoir la pensée des systèmes complexes adaptatifs, encourager l'apprentissage, augmenter la participation et promouvoir les systèmes de gouvernance polycentrique (Biggs et al., 2012).

• **Système(s) sociaux > système écologique** : cette interaction du social à l'écologique peut être positive (effort de conservation et restauration), ou négative (pressions anthropiques et facteurs de dégradation). Pour que le concept de « socio-écosystème » soit fonctionnel, il faut donc une compréhension qui intègre la multiplicité des acteurs, des institutions et des intérêts impliqués dans la gestion du socio-écosystème, afin de mieux comprendre et répondre aux impacts, positifs ou négatifs, des systèmes sociaux sur les systèmes écologiques.

Ainsi, l'analyse et la gestion d'un socio-écosystème passent par l'application de théories et d'outils innovants et interdisciplinaires, avec des référentiels écologiques, biogéographiques, territoriaux, politiques et socio-culturels.

A.3.2. Propriétés et dynamique des socio-écosystèmes

Les socio-écosystèmes sont des systèmes dits « complexes ». Schématiquement, un système complexe est un type de système particulier où le nombre d'interactions entre les éléments est trop important pour pouvoir prédire le comportement du système dans le temps. Ainsi, en tant que systèmes complexes, les socio-écosystèmes (SES) possèdent des propriétés spécifiques telles que :

- **La non-linéarité** : c'est la propriété d'un système où de petites causes peuvent avoir de grands effets ou à l'inverse de grands changements peuvent avoir de petits effets. L'effet papillon est un des exemples imagés qui symbolise la non-linéarité, car la circulation atmosphérique est en effet un bon exemple de système non-linéaire. La non-linéarité engendre dans les systèmes complexes des effets de seuils, désignant l'apparition d'un phénomène dès lors qu'une ou des variables du système franchissent une valeur donnée (valeur de seuil). Si l'effet est un changement de régime du socio-écosystème, alors le seuil est défini comme un « point de bascule ».

- **L'émergence et l'auto-organisation** : une propriété est dite émergente quand elle résulte du fonctionnement du système dans son ensemble et ne peut être comprise en analysant les parties du système séparément. L'auto-organisation se réfère à la capacité du système à se structurer et à adapter ses configurations et les flux d'échanges en fonction des conditions initiales. Ainsi, dans le cas d'un SES, à des points d'instabilité critique, le système se réorganisera à travers des cycles adaptatifs dépendants de rétroactions entre les systèmes écologiques, biologiques ou sociaux.

- **La multiplicité des points de vue et des échelles** : cette propriété implique que le système ne peut être réduit ou décrit depuis une seule perspective ou une seule échelle pour être caractérisé complètement. Plusieurs perspectives et descriptions sont nécessaires afin de décrire et appréhender un système complexe (Mace et al., 2012).

- **Les incertitudes irréductibles** : cette propriété se réfère à l'existence de caractéristiques ou mécanismes ne pouvant pas être connus dans le système, ce qui entraîne l'impossibilité de prédire son comportement futur à partir des conditions initiales. Ces incertitudes irréductibles sont en grande partie la conséquence de la non-linéarité et de l'émergence de certaines propriétés à l'intérieur du système. Les limites de la prédictibilité du comportement d'un socio-écosystème impliquent des approches de gestion basée sur le

principe de précaution, puisqu'une petite fluctuation peut potentiellement engendrer un changement d'ampleur dans le fonctionnement du système global.

Ces propriétés des socio-écosystèmes ont des conséquences majeures sur leur fonctionnement et leurs dynamiques spatio-temporelles. Ainsi, la recherche sur les SES a permis d'identifier et de décrire les comportements résultant des propriétés de ces systèmes complexes. Les SES peuvent être observés, analysés et gérés sous différentes perspectives complémentaires, telles que :

- **La résilience** : concept fondamentalement lié aux SES, la résilience désigne la capacité d'un SES à absorber ou résister à des perturbations ou autres facteurs de stress tout en maintenant sa structure et son fonctionnement. Quand la résilience est accrue, le socio-écosystème peut tolérer plus de perturbations sans effondrement ou sans changement vers un état qualitativement différent. Quand la résilience décroît, le SES devient plus vulnérable : des changements de conditions, comme la fragmentation de l'habitat ou l'augmentation des températures, peuvent plus facilement engendrer des changements abrupts du SES.

- **L'adaptabilité et la transformabilité** : ce sont deux facettes alternatives de la résilience, qui peuvent engendrer des fonctionnements cycliques complexes. Ces cycles adaptatifs se structurent autour d'une alternance entre différentes phases du système et leur analyse permet d'identifier des seuils ou des points critiques où ce cycle peut dramatiquement changer et créer de nouvelles structures et de nouveaux fonctionnements du SES. Ces dynamiques sont temporaires, multiples et changeantes : un SES possède donc une capacité adaptative réagissant aux facteurs de pressions extérieurs.

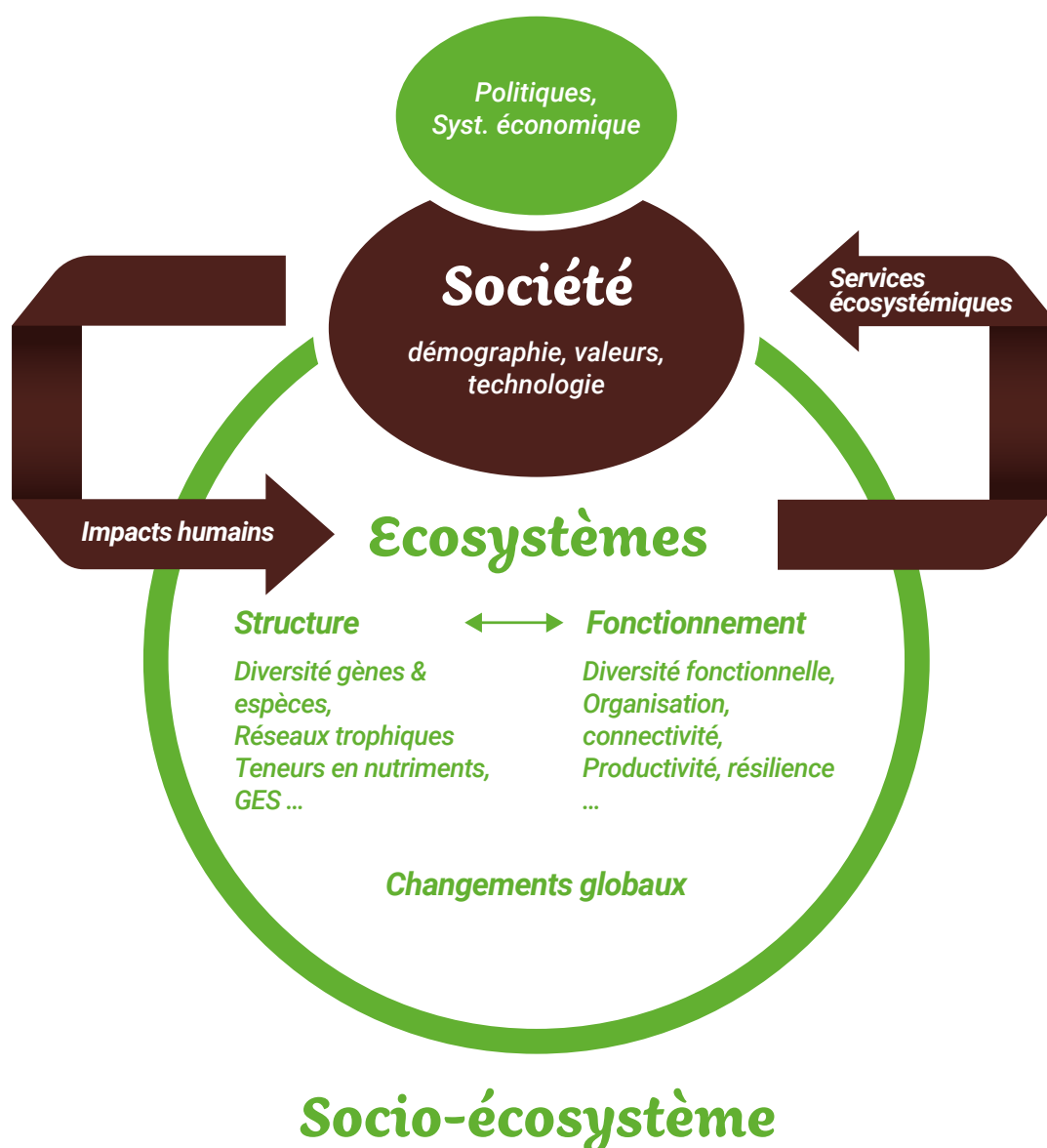
- **La panarchie** : la multiplicité des échelles de fonctionnement d'un SES engendre des interactions complexes entre les différentes dimensions spatiales et temporelles. Cet ensemble interactif d'échelles structurées hiérarchiquement est appelé « panarchie », un concept inventé par C. S. Holling. Les cycles d'adaptation à une échelle impactent et sont impactés par les autres échelles du SES. Ces dynamiques sont décrites par le principe de rétroaction (feedback en anglais) c'est-à-dire qu'une modification du système par une entité donnée peut avoir en retour un effet sur cette entité initiale. Ces interactions se complètent et s'influencent réciproquement entre les différentes échelles.

A.3.3. Socio-écosystèmes et aménagement du territoire

Les socio-écosystèmes sont des systèmes complexes et dynamiques : quelles sont les conséquences de cette complexité pour leur gestion à l'échelle des territoires ? Il s'agit tout d'abord de définir ce territoire, qui dépend à la fois des sociétés humaines et des biotopes, dont les emprises spatiales ne sont pas obligatoirement les mêmes. Une des autres spécificités est la dynamique temporelle, souvent caractérisées par des périodes stables suivies d'une période de changements radicaux (*Bourgeron et al., 2009*).

FIGURE
A.5

Schéma fonctionnel d'un socio-écosystème (reproduit d'après Anne Teyssède)



Ces hétérogénéités temporelles sont parfois le fait de la diversité des règles de gouvernance des SES. *Lagadeuc & Chenorkian (2009)* rappellent que l'approche régionale est indispensable et qu'elle doit s'inscrire dans le long terme. Mais au-delà, une approche interdisciplinaire et participative est nécessaire, reposant sur une collaboration active entre les acteurs locaux impliqués dans la gestion du territoire

(*Berthet et al., 2018, Bretagnolle et al., 2019*). Les socio-écosystèmes deviennent ainsi des outils d'analyse mais aussi d'aménagement de territoire en facilitant les débats et les arbitrages ainsi qu'en soulignant les interactions positives pouvant exister entre les dynamiques écologiques, les enjeux de développement économique et les exigences sociales (*Figure A.5*)

A.4 Rôle de la biodiversité dans les services écosystémiques et socio-écosystèmes

Il est nécessaire d'appréhender les trois concepts développés jusqu'ici - la biodiversité, les services écosystémiques et les socio-écosystèmes - de façon intégrée afin de les rendre pertinents pour une recherche et une gestion environnementales opérationnelles. Le rôle de la biodiversité dans les différents socio-écosystèmes d'un territoire, son influence sur les services écosystémiques, et sa gestion durable sont des questions primordiales. Les études menées jusqu'à présent permettent d'identifier un certain nombre de contributions, directes et indirectes, de la biodiversité dans les SES. Parmi celles-ci, nous pouvons identifier les trois rôles essentiels suivants : le fonctionnement des écosystèmes, le capital adaptatif des espèces et les apports aux citoyens sous formes culturelles et patrimoniales.

A.4.1. Biodiversité et fonctionnement des socio-écosystèmes (services supports)

La biodiversité conditionne le fonctionnement des écosystèmes, par le biais de multiples fonctions écologiques qui participent ensuite à la productivité et à la stabilité des socio-écosystèmes. Parmi les principales fonctions support, on peut mentionner :

- **Pollinisation** : le transfert de pollen par les animaux est effectué par des espèces sauvages ou domestiques, les premières incluant notamment 20 000 espèces d'abeilles. Ce groupe fonctionnel de la biodiversité supporte un service écosystémique capital pour la productivité agricole : entre 5 et 8% de la production mondiale est directement attribuable à la pollinisation, représentant une valeur marchande annuelle située entre US\$235 et US\$577 milliards en 2015 (*IPBES, 2016*).

- **Contrôle biologique (prédation, parasitisme)** : de nombreux organismes participent à la régulation des populations de bioagresseurs comme les ravageurs des cultures, les maladies ou les plantes adventices. Un exemple bien connu est la régulation des pucerons par les coccinelles, bien que des micro-organismes (bactéries, virus, champignons) peuvent également remplir cette fonction régulatrice (*Falcon, 1982*). Ce type de pratique permettant de remplacer les produits phytosanitaires est caractéristique de l'agriculture biologique.

- **Décomposition** : la décomposition correspond à la transformation de matière organique animale ou végétale

jusqu'à sa minéralisation complète ou partielle (c'est-à-dire en éléments ou molécules simples – notamment en eau, sels minéraux et CO₂). Les organismes décomposeurs (e.g. vers de terre, gastéropodes, arthropodes, bactéries et champignons saprophages) sont le moteur du recyclage des matériaux dans le sol et la litière constitue une étape essentielle dans le cycle des nutriments élémentaires, comme l'azote et le carbone.

- **Épuration et purification de l'eau et l'air** : les micro- et macro-organismes présents dans les eaux douces (courantes ou stagnantes) participent à la régulation (par ex. filtration) des concentrations de molécules et substances chimiques dans les eaux de surfaces. Ces organismes ont un impact majeur sur la transparence et la qualité de l'eau, tout en influençant la sédimentation. S'agissant de l'air, la végétation agit comme un filtre en absorbant les substances polluantes ou toxiques en suspension, notamment dans les zones urbaines où les arbres et les espaces verts remplissent de nombreuses autres fonctions bénéfiques à la santé des habitants (*Kiss et al., 2015*).

A.4.2. Le capital adaptatif des espèces

Au-delà de ces contributions dans le fonctionnement écologique, les ressources génétiques et la diversité des espèces sont également une ressource capitale pour les sociétés humaines en tant que réservoirs et sources d'innovations. On peut identifier les rôles suivants :

- **Bio-prospection** : outre l'alimentation, la biodiversité animale et végétale constitue la principale source de molécules actives utilisées dans les secteurs pharmaceutiques, médicaux ou encore chimiques (détergents, phytosanitaires ou cosmétiques). La bio-prospection, ou l'évaluation des composants de la diversité biologique, peut ainsi être menée à des fins économiques débouchant sur des innovations dans de nombreux domaines (*Frisvold & Day-Rubenstein, 2008*).

- **Bio-mimétisme** : le bio-mimétisme met en valeur la biodiversité dans des secteurs a priori distants des sciences naturelles, comme les nouvelles technologies ou l'ingénierie. Il s'agit ici de s'inspirer directement ou indirectement des formes, des matières ou encore des propriétés naturelles pour des applications très diverses comme la confection de matériaux ou le développement de l'architecture verte et d'habitat bio-inspiré (*Vijayagopal, 2012; Mashigaidze, 2016*).

• Adaptation et atténuation aux changements globaux :

la diversité des espèces, des matériaux, des fonctions écologiques et des écosystèmes constitue un éventail de solutions fondées sur la nature pour répondre aux enjeux environnementaux contemporains : reforesta-

tion avec des espèces locales pour séquestrer le carbone et lutter contre le réchauffement climatique, restauration de zones humides tampon face aux épisodes de crue ou de sécheresse, ou encore espaces verts en villes permettant de réduire les îlots de chaleur.

A.4.3. Biodiversité & citoyens

La biodiversité constitue enfin un capital naturel dont les usages dépassent la simple extraction de ressources. Elle peut être vue sous une perspective socio-culturelle, représentant un patrimoine historique et symbolique des sociétés humaines sous différentes formes :

• **Les espèces emblématiques** : de nombreuses espèces végétales et animales sont considérées comme des espèces emblématiques de la biodiversité mondiale, à travers leur 'charisme', leur rareté ou leur statut sur la Liste Rouge de l'UICN. Ces espèces totems remplissent la fonction de symbole de la nature dont les représentations sont utilisées de diverses façons (campagnes de sensibilisation, attraction touristique). Ces espèces peuvent avoir un statut emblématique mondial, national ou régional. La fonction socio-culturelle de ces espèces apparaît dans les arts, le cinéma, la littérature, la religion, l'éducation, et les récits et histoires.

• **La biodiversité ordinaire** : à l'inverse des espèces emblématiques qui sont généralement rares et menacées, la biodiversité ordinaire se réfère à l'ensemble des espèces communes et abondantes d'un écosystème donné. Cette

biodiversité remplit aussi des rôles sociologiques et économiques, pouvant définir une identité territoriale particulière ou encore influencer l'utilisation des ressources naturelles à des fins domestiques ou commerciales. La perception et les usages de la biodiversité ordinaire contribuent ainsi à façonner les relations nature-culture d'un territoire.

• **La santé et le bien-être** : la proximité avec la nature a des effets sur le bien-être humain, autant au niveau mental que psychologique, qui sont positivement associés à la présence de biodiversité, notamment dans les espaces verts au sein des espaces urbains (voir [Sandifer et al. \(2015\)](#) pour une revue de littérature complète). Le contact avec la nature peut notamment améliorer la santé psychologique en réduisant le stress et la fatigue mentale, en plus d'être le site privilégié d'exercices physiques (marche, sport, yoga : [Barton et al. \(2009\)](#)).

A.5 Quel est l'état de la biodiversité ?

A l'ère de l'Anthropocène, nous sommes entrés dans la 6^e extinction de masse à l'échelle planétaire, aux dires de nombreux scientifiques. L'érosion contemporaine de la biodiversité se distingue par sa rapidité associée à l'accélération, depuis la révolution industrielle, de l'utilisation des ressources vivantes dont l'espèce humaine est fondamentalement dépendante ([Butchart et al., 2010; Barbault, 2011](#)). Plusieurs types de pressions menacent ainsi la biodiversité dans la majorité des écosystèmes terrestres et marins. Parmi les facteurs les plus impactant, cinq ont été particulièrement relevés classés ci-après par ordre décroissant d'intensité, d'après le rapport global de l'[IPBES \(2019\)](#) paru en mai 2019.

A.5.1. Les principales pressions sur la biodiversité

• **Changement d'usages des terres & fragmentation des habitats** : les habitats naturels sont sous pression du fait des activités humaines qui induisent changements d'usages des terres. La déforestation, pour l'expansion agricole ou l'extraction de ressources, est la principale forme de substitution d'usage des terres, et affecte plus du tiers de la surface terrestre. 129 millions d'hectares de forêts ont été perdus dans le monde (principalement en Amérique du Sud et en Afrique) depuis 1990, soit une surface presque équivalente à l'Afrique du Sud ([FAO, 2015](#)). En outre, la diminution de la connectivité entre habitats, par changement d'usage des terres ou construction d'infrastructures humaines (la surface

urbaine ayant doublée depuis 1992), amplifient les conséquences de ce phénomène.

• **Surexploitation des ressources naturelles** : la croissance économique et démographique, ainsi que la surconsommation d'une partie de la population mondiale, exercent une pression élevée sur les ressources naturelles. Ainsi, 80% des pêcheries sont considérées non-durables et/ou en état de dégradation majeure. De même, l'extraction des métaux précieux, des combustibles fossiles et la surexploitation des ressources cynégétiques appauvrissent et dégradent les écosystèmes.

• **Changement climatique** : les changements inédits du système climatique et de la composition chimique de l'atmosphère ces dernières décennies font du changement climatique un facteur de risque accru pour la biodiversité. Les cycles du carbone et de l'azote sont modifiés, augmentant l'effet de serre, et les différents scénarios du GIEC (*IPCC, 2018*), comme de l'IPBES, indiquent que le changement climatique agira comme un amplificateur des pressions sur la biodiversité.

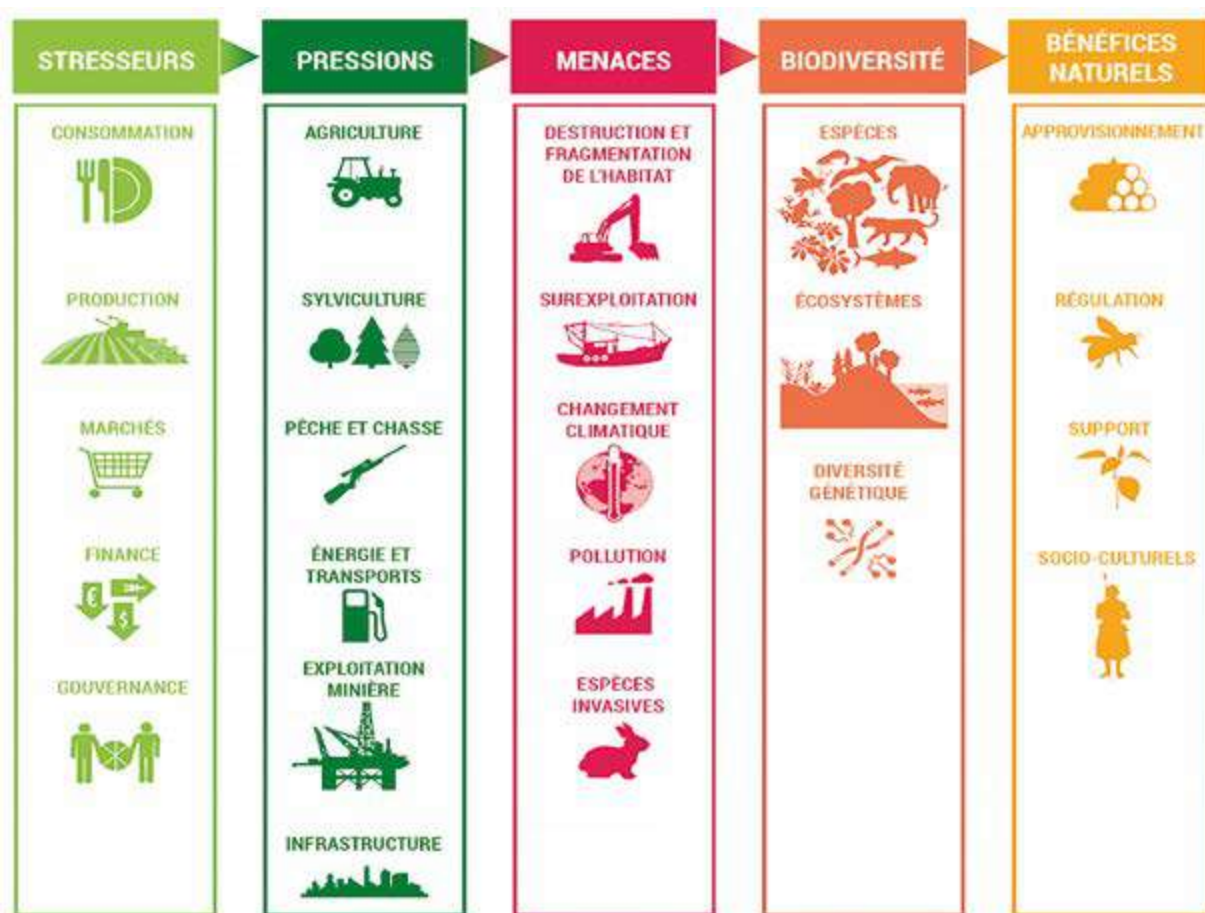
• **Pollution** : la production de produits chimiques et phytosanitaires ou de matières plastiques constitue également une menace globale pour la biodiversité. L'utilisation massive d'azote chimique dans les zones agricoles contribue, par exemple, à la pollution des cours d'eau, s'infiltrant dans les nappes phréatiques et contaminant les estuaires et les zones humides. Cette fertilisation artificielle excessive peut entraîner l'eutrophisation des zones touchées et conduire à l'apparition de « zones mortes ».

• **Espèces invasives** : les espèces invasives sont des organismes (plantes, animaux et micro-organismes) qui s'établissent et prolifèrent dans des écosystèmes qui ne sont pas leur milieu d'origine. Elles montrent des caractéristiques communes telles qu'une grande capacité de dispersion, de

grandes tolérances environnementales et capacités d'adaptation souvent liées à une forte variabilité génétique, une reproduction rapide et une forte croissance. L'augmentation du nombre des invasions biologiques et de l'importance des aires géographiques concernées est étroitement liée à l'accroissement du volume des échanges commerciaux, à la modification des habitats, conséquence de l'évolution des pratiques agricoles, de l'élevage ou de la sylviculture, favorisant la diffusion d'espèces allochtones. Ces activités anthropiques ont ainsi aboli des barrières géographiques et réduit l'isolement d'écosystèmes. L'augmentation récente de ces activités humaines serait à l'origine d'un nombre d'introductions cinquante à plusieurs centaines de fois plus important qu'il n'a été par le passé. Ainsi, dans une analyse globale récente, *Early et al. (2016)* montre que 17% de la surface terrestre est actuellement concernée par un risque élevé d'invasion végétale ou animale, ainsi que 16% des hotspots de biodiversité. Les dommages associés aux invasions varient selon les espèces et les écosystèmes touchés, mais les coûts de contrôle, d'éradication et de restauration sont élevés : pour les insectes invasifs, ce coût s'élèverait à plus de US\$70 milliards par an, dont US\$6.9 milliards concernant des coûts liés à la santé (*Bradshaw et al., 2016*).

FIGURE
A. 6

Schéma des menaces sur la biodiversité et les milieux naturels ainsi que les causes et facteurs de pressions explicatives. La perte d'habitats à cause de l'agriculture et la surexploitation restent les principales menaces sur la biodiversité et les écosystèmes à l'échelle mondiale. Source : World Wildlife Fund (2018).



Ces cinq grandes menaces ont des effets spécifiques mais aussi synergétiques (Figure A.6).

A.5.2. Erosion de la biodiversité au niveau mondial

Le déclin de la biodiversité résultant des pressions exercées est constaté sur la majorité des taxons et des écosystèmes (Figure A.7). **Ceballos et al., (2015)**, dans une étude comparant le taux d'extinction actuel au taux d'extinction naturel (le taux d'extinction en millions d'espèces par an dans des conditions normales), estime que malgré des estimations très conservatrices des taux d'extinction actuels, l'accélération de la perte de biodiversité observée pour toutes les grandes familles de vertébrés est bien supérieure au taux d'extinction naturel. Actuellement, plus de 1 million d'espèces seraient menacées d'extinction (**IPBES, 2019**). Un indice mondial, calculé à partir des données disponibles pour toutes les espèces et régions, montre un déclin global de 60% de l'effectif des populations de vertébrés sauvages entre 1970 et 2014 (**WWF, 2018**). En d'autres termes, une baisse moyenne de plus de la moitié d'entre elles en moins de cinquante ans. Parmi les 77 300 espèces étudiées par l'UICN à l'échelle mondiale, 41% des amphibiens, 13% des oiseaux, 25% des mammifères, 33% des coraux constructeurs de récifs et 34% des conifères sont menacés d'extinction (**UICN, 2015**).



Les poissons : la réduction des populations de poisson est une conséquence directe de la surpêche : environ 33,1% des stocks sont pêchés à des taux non-soutenables, 59,9% sont pêchés à des taux proches du maximum durable, et seulement 7% ne sont pas surexploités (**FAO, 2018**). Parmi les populations complètement épuisées figurent la morue de l'Atlantique, l'aiglefin, le thon rouge de l'Atlantique ou encore le sprat européen (**FAO, 2005**). D'après l'UICN en 2019, 2 341 espèces de poissons sont menacées.



Les reptiles : environ 9 084 espèces de reptiles ont été décrites jusqu'à présent : 19% d'entre elles sont menacées d'extinction et le manque de données ne permet pas d'identifier la menace pesant sur 21% de ces espèces (**Böhm et al., 2013**). La proportion d'espèces menacées est plus grande dans les milieux d'eaux douces, les régions tropicales et les îles océaniques. D'après l'UICN, en 2019, plus de 1 311 espèces de reptiles sont menacées.



Les amphibiens : les amphibiens sont le groupe de vertébrés dont les populations déclinent le plus vite avec 41% d'espèces menacées d'extinction. Le taux d'extinction actuel est environ 4 fois supérieur au taux basal et a constamment augmenté au cours des dernières décennies (**Meredith et al., 2016**). Les espèces les plus sensibles ont une petite aire de répartition et une saisonnalité prononcée (**Sodhi et al., 2008**). Les amphibiens sont aussi affectés par le champignon aquatique pathogène invasif *Batrachochytrium dendrobatidis*, qui menace 400 espèces et a déjà causé plusieurs extinctions.



Les oiseaux : sur environ 10 000 espèces, 1 375 sont menacées d'extinction en 2015, soit 13% des espèces (**UICN, 2015**). Plus de 40% des populations sont en déclin dans le monde avec comme cause principale l'intensification de l'agriculture, affectant environ 75% des espèces menacées (**BirdLife International, 2018**). La dernière Liste Rouge de l'UICN indique une augmentation du nombre d'espèces menacées à 1 492 en 2019.



Les mammifères : depuis la croissance démographique de l'Homme et l'extinction de la mégafaune (entre 50 000 et 3 000 ans avant notre ère), la biomasse totale des mammifères (0,167 Gt C) est dominée par celle des espèces domestiques (0,1 Gt C), puis l'Homme (0,06 Gt C), les mammifères sauvages ne représentant aujourd'hui plus que 4,2% de cette biomasse (0,007 Gt C) (**Bar-On et al., 2018**). D'après l'UICN, en 2019, plus de 1 223 espèces de mammifères sont menacées.



Les insectes : dans une étude récente, **Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019)** estiment qu'au rythme de déclin actuel, 40% des espèces d'insectes pourraient être amenées à disparaître dans les prochaines décennies. Les groupes les plus menacés incluent les papillons, les abeilles, les fourmis, les guêpes et les frelons, ainsi que les coleoptères (scarabées, coccinelles, lucanes, charançons et carabes). 1 559 espèces d'insectes sont menacées d'après l'UICN.



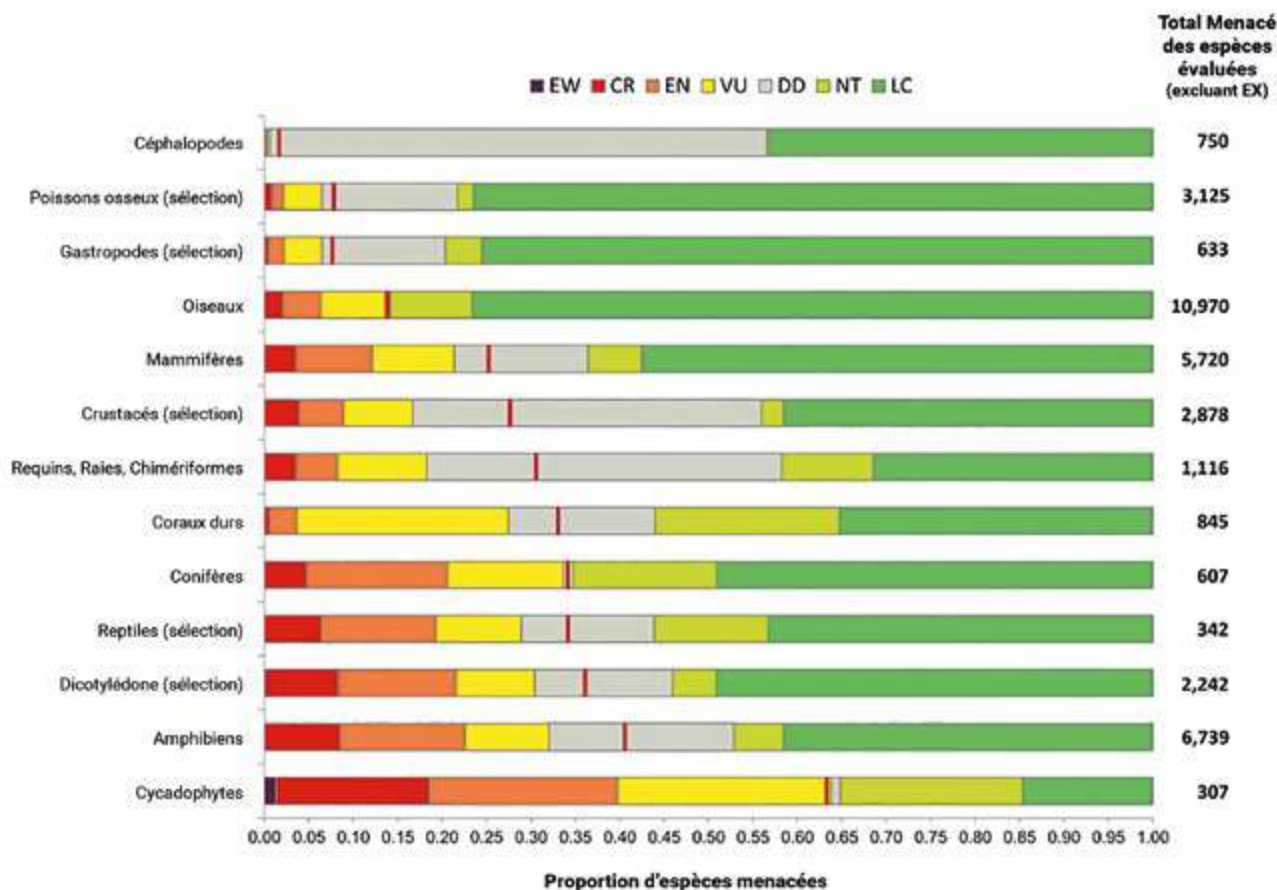
La végétation : sur plus de 450 000 espèces (**Pimm & Joppa, 2015**), moins de 30 000 ont pu être analysées par l'UICN (28 287 exactement). Sur un échantillon de 7 000 d'entre elles, il apparaît que 22% sont menacées et 8% sont presque menacées (**Corlett, 2016**). Cependant, ces risques sont probablement sous-estimés étant donné le faible pourcentage d'espèces évaluées (environ 5,5% globalement). Des modélisations écologiques suggèrent qu'entre 36% et 57% des arbres tropicaux d'Amazonie sont menacés (**ter Steege et al., 2015**).



La diversité génétique : les données disponibles suggèrent que la diversité génétique des espèces sauvages a décliné d'environ 1% par décennie depuis la moitié du XIX^e siècle ; et que cette diversité chez les mammifères et les amphibiens a tendance à être inférieure dans les régions où l'influence humaine est supérieure (**IPBES, 2019**).

FIGURE
A.7

Proportion des taxons menacés selon la Liste Rouge des Espèces Menacées de l'UICN (version 2019-2)



A.5.3. Conséquences de l'érosion de la biodiversité

Cette perte de biodiversité massive à l'échelle globale a des conséquences sur l'ensemble de la chaîne biodiversité – services – valeurs – bien-être humain décrite par le modèle en cascade. En effet, avec des contextes et des impacts spécifiques dans chaque socio-écosystème, la biodiversité est à la base de la production des services écosystémiques dont les sociétés sont dépendantes. D'après l'*IPBES (2019)*, la qualité de 14 des 18 services écosystémiques étudiés a décliné depuis 1970, soit 78% d'entre eux. Ces évolutions reflètent par ailleurs les compromis entre services : augmenter la productivité d'un service se fait souvent au détriment d'autres services. Ainsi, seulement 3 d'entre eux ont connu une amélioration, et tous sont des services dits d'approvisionnement (énergie, agriculture, matériaux). A contrario, la dégradation observée concerne principalement les services socio-culturels et les services de support. Cette dégradation de la biodiversité et des services écosystémiques a de lourdes conséquences socio-économiques, particulièrement sur les populations les plus vulnérables. Plusieurs études ont analysé le lien direct entre la biodiversité, notamment microbienne et intestinale, et la santé hu-

maine : le déclin de cette biodiversité pourrait contribuer à l'augmentation de la prévalence des allergies, de l'asthme et d'autres maladies inflammatoires chroniques, particulièrement chez les populations urbaines (*Sandifer et al., 2015*). Ce lien entre biodiversité et santé est également important dans la transmission des maladies vectorielles : la perte d'insectes prédateurs peut augmenter les populations des insectes hôtes et vecteurs de maladies et ainsi augmenter la prévalence aux pathogènes et le risque de transmission à l'homme (*Pongsiri & Roman, 2007*).

Par ailleurs, l'érosion de la biodiversité peut avoir un impact conséquent sur la sécurité alimentaire mondiale. Dans le cas de la pêche, l'effondrement des produits de la mer dégrade le régime alimentaire dans de nombreux pays en voie de développement où le poisson reste la source principale de protéine. Ce dernier contribue en effet à plus de 20% des protéines animales consommées par 2,6 milliards de personnes et plus de 50% dans des pays comme le Bangladesh ou le Sri Lanka (*Brunner et al., 2009*). Du côté des milieux terrestres, la désertification menace particulièrement les

populations n'ayant toujours pas accès à l'eau potable soit environ entre 1 à 2 milliards de personnes qui vivent principalement dans des territoires arides (MEA, 2005). Les migrations environnementales causées par la désertification entraînent dans les pays du Sahel une concentration des populations dans les grandes villes : au Burkina Faso, la moitié de la population adulte a déjà dû migrer vers les pays côtiers pendant la saison sèche (Warner et al., 2009). La réduction de la pollinisation à l'échelle globale représente

un défi majeur pour les systèmes agricoles qui devront par ailleurs faire face à l'augmentation de la demande mondiale (Potts et al., 2016). A ces impacts doivent être ajoutés les risques provenant de changements abrupts et non-linéaires des écosystèmes : ainsi, les effets des espèces invasives, des catastrophes naturelles ou encore des maladies émergentes, peuvent être très rapides et peu prévisibles, avec des impacts potentiellement dévastateurs sur l'ensemble de la société impactée.

A.6 Politiques publiques pour la conservation et la gestion de la biodiversité

Face au constat alarmant de l'effondrement de la biodiversité, les initiatives pour sa conservation ainsi qu'une gestion appropriée des services écosystémiques associés à la biodiversité se sont multipliées au cours des 30 dernières années. Mais les données les plus récentes montrent que les facteurs de pressions aggravent encore la perte de la biodiversité, impactant directement et indirectement le bien-être humain. Ainsi les objectifs internationaux d'Aichi fixés par le Plan Stratégique pour la Biodiversité 2011 – 2020 de la CBD ne pourront pas être atteints, et les objectifs pour 2030 ne pourront l'être éventuellement qu'avec une transformation drastique des approches économiques, sociales, politiques et technologiques (IPBES, 2019). Ces transformations systémiques, tant écologiques que sociétales, devront impérativement inclure une stratégie pour la conservation et la valorisation de la biodiversité sous toutes ses formes, un constat dressé unanimement par la communauté scientifique.

A.6.1. Conservation de la biodiversité

Reconnue mondialement comme un enjeu planétaire depuis la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement de Rio en 1992 (sommet de la Terre), la biodiversité entre dans le champs politique sous deux documents (Demaze, 2009). La « Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement », et le programme d'action pour le siècle à venir, l'Action 21 (Agenda 21, en anglais). Ces deux documents ont contribué à définir les bases de la préservation de la diversité biologique au sein de la communauté internationale. Ainsi, dans la Convention sur la Diversité Biologique, traité international visant le développement des stratégies de conservation de la biodiversité, trois objectifs majeurs ont été fixés :

1. La conservation de la biodiversité ;
2. L'utilisation durable de ses éléments ;
3. Le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques.

Le Sommet de Rio de 1992 se place cependant dans une séquence historique autour de la conservation de la Nature, dont on peut résumer les dates clés :

- 1971 • Convention de Ramsar sur les zones humides
- 1972 • Protection du patrimoine mondial culturel et naturel (UNESCO)
- 1973 • Convention de Washington sur le Commerce International des espèces de la faune et de la flore sauvages menacées d'extinction (CITES)
- 1979 • Conservation de la vie sauvage et du milieu naturel d'Europe (Berne)
- 1992 • CBD et Sommet de la Terre
- 2000 • Protocole de Carthagène
- 2005 • Rapport mondial du MEA (Millenium Ecosystem Assesment)
- 2010 • Signature du Protocole de Nagoya et objectifs d'Aichi
- 2012 • Création de l'IPBES (Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques)

Hormis les conventions et les traités internationaux, la conservation de la biodiversité est orchestrée à l'échelle globale par de nombreux acteurs et organisations aux rôles divers. On distingue notamment les observatoires de la biodiversité et les organisations non gouvernementales (ONG) environnementales et de protection de la biodiversité qui collaborent avec les gouvernements et instituts de recherche en écologie tant à l'échelle internationale que nationale (**Dumoulin & Rodary, 2005**). La multiplication des aires protégées en milieux terrestres et marins témoignent ainsi de l'institutionnalisation de la conservation de la nature dans les agendas nationaux et internationaux. Ainsi, en 2018, les aires protégées représentent plus de 14.9% de la surface terrestre (plus de 20 millions de km²) et 7.3% des océans, pour un total de 238 563 aires protégées désignées au niveau mondial (**UNEP-WCMC, 2019**). En Europe, le réseau Natura

2000 de l'Union Européenne couvre désormais près de 18 % du territoire terrestre et plus de 130 000 km² de ses mers et océans (**Cachucho, 2011**). Ces politiques ont enregistré des succès, mais aussi des échecs. Parmi les succès portant sur des espèces emblématiques, le Tigre du Bengale (*Panthera tigris tigris*) a vu sa population au Népal doubler en 10 ans grâce à la protection accrue des tigres et un nombre plus important de gardes dans les parcs nationaux, et le gorille des montagnes (*Gorilla beringei beringei*) ont vu leur population augmenter et dépasser le millier d'individus en 2018 dans le Massif de Virunga et le Parc National de Bwindi en Afrique Centrale. Néanmoins, les politiques publiques en faveur de la biodiversité et des services écosystémiques, y compris les initiatives de conservation, ont été jusqu'à maintenant globalement insuffisantes et/ou peu efficaces.

A.6.2. Valorisation de la biodiversité dans les socio-écosystèmes

Bien que les espèces, notamment charismatiques, bénéficient de mesures de protection pour partie efficaces, les fonctions écosystémiques en bénéficient quant à elles rarement, alors qu'elles garantissent la résilience des socio-écosystèmes. A cet égard, il n'est pas rare que les politiques publiques aient de plus des effets contradictoires : par exemple la Politique Agricole Commune Européenne (PAC), favorisant l'intensification de l'agriculture, a eu (et a encore) des effets dévastateurs sur la biodiversité (**Pe'er et al., 2014, 2019**). L'approche conversationniste reste par ailleurs limitée en ce qui concerne la biodiversité des espaces non-protégés et exploités. En Allemagne, par exemple, plus de 75% des espèces menacées sont directement dépendantes des modes d'exploitation et des surfaces gérées par l'agriculture : les espaces protégés n'en abritant que 25% (**Tscharntke et al., 2005**). Une approche beaucoup plus large est donc nécessaire afin de conserver la biodiversité, y compris ses caractéristiques structurelles et fonctionnelles, la diversité des paysages et des écosystèmes, et donc la provision des services écosystémiques fondamentaux dans les différents socio-écosystèmes d'un territoire.

Quels modes de gestions et de décisions collectives sont alors les plus adaptés pour assurer la durabilité et la résilience de la biodiversité et de ses contributions dans les socio-écosystèmes ? Cette réorchestration des relations Homme – Nature demande en effet un travail de valorisation et d'inventivité à toutes les échelles, notamment grâce à l'application de nouveaux outils et modes de gouvernance transversaux issus de la recherche interdisciplinaire. C'est notamment le cas des **Solutions fondées sur la Nature**, définies par l'UICN comme « les actions visant à protéger, gérer de manière durable et restaurer des écosystèmes naturels ou modifiés pour relever directement les défis de société de manière efficace et adaptative, tout en assurant le bien-être humain et en produisant des bénéfices pour la biodiversité » (**UICN France, 2018**).

L'intégration de la biodiversité dans les politiques publiques rencontre cependant des difficultés. Du point de vue des connaissances scientifiques, des lacunes demeurent sur les relations, notamment quantitatives, entre dynamique de biodiversité et dynamique de services écosystémiques. Cette relation semble positive, au moins pour les cas les mieux étudiés (**Isbell et al., 2011; Balvanera et al., 2014; Lefcheck et al., 2015**). De plus, si la biodiversité sous-tend les services écosystémiques, les mécanismes impliqués restent souvent inconnus ou mal connus. Ces études sont par ailleurs souvent réalisées à une échelle géographique continentale ou globale, en décalage avec l'échelle territoriale de mise en œuvre des politiques publiques. Enfin, les liens entre dynamique spatiale de la biodiversité et fonctionnement des socio-écosystèmes, notamment sur les plans économiques et culturels, commencent tout juste à être analysés. L'échelle territoriale, celle des socio-écosystèmes, apparaît stratégique et pertinente dans un contexte de gestion et d'application des politiques publiques. Les changements de gouvernance à apporter en réponse à la crise écologique nécessitent ainsi la mise en œuvre de politiques publiques adaptées à l'échelle territoriale des socio-écosystèmes. Cette dynamique collective entre les acteurs concernés (ONG, citoyens, secteur privé et public) ne peut se faire qu'avec l'appui des scientifiques pour la synthèse des savoirs, mais aussi pour la conception innovante, voire en rupture, des outils de demain.

A.7 Bibliographie

1. Amos & Harwood (1998) 'Factors affecting levels of genetic diversity in natural populations', *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 353(1366), pp. 177–186.
2. Balvanera et al. (2014) 'Linking biodiversity and ecosystem services: Current uncertainties and the necessary next steps', *BioScience*, 64(1), pp. 49–57.
3. Bar-On, Phillips & Milo (2018) 'The biomass distribution on Earth', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(25), pp. 6506–6511.
4. Barbault (2011) 'A new start for biodiversity in 2010?', *Revue Science Eaux & Territoires*, pp. 3–5.
5. Barton, Hine & Pretty (2009) 'The health benefits of walking in greenspaces of high natural and heritage value', *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 6(4), pp. 261–278.
6. Berthet, Segrestin & Weil (2018) 'Des biens communs aux inconnus communs : initier un processus collectif de conception pour la gestion durable d'un agro-écosystème', *Revue de l'organisation responsable*, 13(1), p. 7.
7. Biggs et al. (2012) 'Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services', *Annual Review of Environment and Resources*, 37(1), pp. 421–448.
8. BirdLife International (2018) *State of the world's birds: taking the pulse of the planet*. Cambridge, UK.
9. Böhm et al. (2013) 'The conservation status of the world's reptiles', *Biological Conservation*, 157, pp. 372–385.
10. Bourgeron, Humphries & Riboli-sasco (2009) 'Actualités de la recherche Regional analysis of social-ecological systems', *Natures Sciences Sociétés*, 193, pp. 185–193.
11. Bradshaw et al. (2016) 'Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects', *Nature communications*, 7, p. 12986.
12. Bretagnolle et al. (2019) 'Action-orientated research and framework: insights from the French long-term social-ecological research network', *Ecology and Society*, 24(3), p. art10.
13. Brunner et al. (2009) 'Fish, human health and marine ecosystem health: Policies in collision', *International Journal of Epidemiology*, 38(1), pp. 93–100.
14. Butchart et al. (2010) 'Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines', *Science*, 328(5982), pp. 1164–1168.
15. Cachucho (2011) *Environnement : un grand jour pour les saumons, les loutres et les forêts de hêtres*. Commission Européenne, Bruxelles.
16. Cadotte, Dinnage & Tilman (2012) 'Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability', *Ecology*, 93(8s), pp. S223–S233.
17. Cardinale et al. (2012) 'Biodiversity loss and its impact on humanity', *Nature*, 489(7415), pp. 326–326.
18. Carpenter et al. (2009) 'Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(5), pp. 1305–1312.
19. Ceballos et al. (2015) 'Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction', *Science Advances*, 1(5), p. e1400253.
20. Chevassus-au-Louis et al. (2009) *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*. Rapports et documents. Centre d'analyse stratégique.
21. Cleland (2011) 'Biodiversity and Ecosystem Stability', *Nature Education Knowledge*, 3(10), p. 14.
22. Clements (1936) 'Nature and Structure of the Climax', *The Journal of Ecology*, 24(1), pp. 252–284.
23. Corlett (2016) 'Plant diversity in a changing world: Status, trends, and conservation needs', *Plant Diversity*, 38(1), pp. 10–16.
24. Costanza et al. (2014) 'Changes in the global value of ecosystem services', *Global Environmental Change*, 26(1), pp. 152–158.
25. Costanza et al. (2017) 'Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?', *Ecosystem Services*, 28, pp. 1–16.
26. Crutsinger et al. (2006) 'Plant genotypic diversity predicts community structure and governs an ecosystem process', *Science*, 647, pp. 966–968.
27. Daily et al. (2009) 'Ecosystem services in decision making: Time to deliver', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), pp. 21–28.
28. Diaz et al. (2006) 'Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being', *PLoS Biology*, 4(8), p. e277.
29. Diaz et al. (2018) 'Assessing nature's contributions to people', *Science*, 359(6373), pp. 270–272.
30. Dumoulin & Rodary (2005) 'Les ONG, au centre du secteur mondial de la conservation de la biodiversité', in *Représenter la nature ? ONG et biodiversité*. IRD Éditions, pp. 59–98.
31. Early et al. (2016) 'Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities', *Nature Communications*, 7(1), p. 12485.
32. EFSE (2017) *Cadre conceptuel*. Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
33. EFSE (2019) *La séquestration de carbone par les écosystèmes en France*. Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
34. Ellis (2015) 'Ecology in an anthropogenic biosphere', *Ecological Monographs*, 85(3), pp. 287–311.
35. Engels, Dempewolf & Henson-Apollonio (2011) 'Ethical Considerations in Agro-biodiversity Research, Collecting, and Use', *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 24(2), pp. 107–126.
36. Falcon (1982) 'Use of Pathogenic Viruses As Agents for the Biological Control of Insect Pests', in *Population Biology of Infectious Diseases*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, pp. 191–210.
37. FAO (2005) 'General situation of world fish stocks', *United Nations Food and Agriculture Organization*, 457, p. 1/3.
38. FAO (2015) *Évaluation Des Ressources Forestières Mondiales*. Food and Agriculture Organisation. Washington D.C, USA.
39. FAO (2018) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
40. Fisher, Turner & Morling (2009) 'Defining and classifying ecosystem services for decision making', *Ecological Economics*, 68(3), pp. 643–653.
41. Folke et al. (2005) 'Adaptive Governance of Social-Ecological Systems', *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), pp. 441–473.
42. Frisvold & Day-Rubenstein (2008) 'Bioprospecting and Biodiversity Conservation: What Happens When Discoveries are Made?', *Arizona Law Review*, 50(2), pp. 545–576.
43. Gómez-Baggethun et al. (2010) 'The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes', *Ecological Economics*, 69(6), pp. 1209–1218.
44. de Groot et al. (2012) 'Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units', *Ecosystem Services*, 1(1), pp. 50–61.
45. de Groot Rudolf, Fisher Brendan, Christie Mike (2010) *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation, The economics of ecosystems and biodiversity: The ecological and economic foundations*. TEEB: The economics of ecosystems and biodiversity: the ecological and economic foundations.
46. Harrington et al. (2010) 'Ecosystem services and biodiversity conservation: Concepts and a glossary', *Biodiversity and Conservation*, 19(10), pp. 2773–2790.
47. Hector, Loreau & Schmid (2002) 'Biodiversity manipulation experiments: studies replicated at multiple sites', in Loreau, M., Naeem, S., and Inchausti, P. (eds) *Biodiversity and Ecosystem Functioning: synthesis and perspectives*. Oxford: Oxford University Press, pp. 36–46.
48. Holling (1973) 'Resilience and ecosystem stability of ecological systems', *Annual Review of Ecology & Systematics*, 4, pp. 1–23.
49. Hooper et al. (2005) 'Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge', *Ecological Monographs*, 75(1), pp. 3–35.
50. IPCC (2018) *Global Warming of 1.5°C. Summary for Policy Makers*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
51. Isbell et al. (2011) 'High plant diversity is needed to maintain ecosystem services', *Nature*, 477(7363), pp. 199–202.
52. Ives & Carpenter (2007) 'Stability and Diversity of Ecosystems Stability and Diversity of Ecosystems', *Science*, 317(5834), pp. 58–62.
53. Kallis, Gómez-Baggethun & Zografos (2013) 'To value or not to value? That is not the question', *Ecological Economics*, 94, pp. 97–105.
54. Kiss et al. (2015) 'The role of ecosystem services in climate and air quality in urban areas: Evaluating carbon sequestration and air pollution removal by street and park trees in Szeged (Hungary)', *Moravian Geographical Reports*, 23(3), pp. 36–46.
55. Lagadeuc & Chenorkian (2009) 'Les systèmes socio-écologiques : vers une approche spatiale et temporelle', *Natures Sciences Sociétés*, 17(2), pp. 194–196.
56. Lankau & Strauss (2007) 'Mutual feedbacks maintain both genetic and species diversity in a plant community', *Science*, 317(5844), pp. 1561–1563.
57. Lefcheck et al. (2015) 'Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats', *Nature Communications*, 6, pp. 1–7.
58. Loreau & de Mazancourt (2013) 'Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms', *Ecology Letters*. Edited by E. Duffy, 16, pp. 106–115.
59. Mace, Norris & Fitter (2012) 'Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship', *Trends in Ecology and Evolution*, 27(1), pp. 19–25.

60. Martin, McGuire & Sullivan (2013) 'Global environmental justice and biodiversity conservation', *Geographical Journal*, 179(2), pp. 122–131.
61. Mashingaidze (2016) 'Biomimicry: Descriptive Analysis of Biodiversity Strategy Adoption for Business Sustainable Performance', *Journal of Governance and Regulation*, 3(2), pp. 18–28.
62. May (1976) 'Simple mathematical models with very complicated dynamics', *Nature*, 261, pp. 459–467.
63. MEA (2005) *Ecosystems And Human Well-being - Synthesis Report*. Millenium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.
64. Meredith, Van Buren & Antwis (2016) 'Making amphibian conservation more effective', *Conservation Evidence*, 13, pp. 1–6.
65. Mora et al. (2011) 'How Many Species Are There on Earth and in the Ocean?', *PLoS Biology*, 9(8), p. e1001127.
66. Naeem et al. (2007) 'Predicting the Ecosystem Consequences of Biodiversity Loss: the Biomege Framework', in *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, pp. 113–126.
67. Norgaard (2010) 'Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder', *Ecological Economics*, 69(6), pp. 1219–1227.
68. Oliver et al. (2015) 'Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions', *Trends in Ecology and Evolution*, 30(11), pp. 673–684.
69. Olson et al. (2006) 'Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth', *BioScience*, 51(11), p. 933.
70. ONU (1992) *Convention sur la diversité biologique*.
71. Ostrom & Cox (2017) 'Moving beyond panaceas : a multi-tiered diagnostic approach for social-ecological analysis', 37(4), pp. 451–463.
72. Pe'er et al. (2014) 'EU agricultural reform fails on biodiversity', *Science*, 344(6188), pp. 1090–1092.
73. Pe'er et al. (2019) 'A greener path for the EU Common Agricultural Policy', *Science*, 365(6452), pp. 449–451.
74. Pimm & Joppa (2015) 'How Many Plant Species are There, Where are They, and at What Rate are They Going Extinct?', *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 100(3), pp. 170–176.
75. Pongsiri & Roman (2007) 'Examining the links between biodiversity and human health: An interdisciplinary research initiative at the U.S. Environmental Protection Agency', *EcoHealth*, 4(1), pp. 82–85.
76. Potschin & Haines-Young (2017) 'Linking people and nature: socio-ecological systems', in Burkhard, B. and Maes, J. (eds) *Mapping Ecosystem Services*. Bulgaria, pp. 41–43.
77. Potts et al. (2016) *Rapport d'évaluation sur les pollinisateurs, la pollinisation et la production alimentaire: Résumé à l'intention des décideurs*. IPBES - Secrétariat de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques. Bonn, Allemagne.
78. Primmer & Furman (2012) 'Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems?', *Ecosystem Services*, 1(1), pp. 85–92.
79. Purvis & Hector (2000) 'Getting the measure of biodiversity', *Nature*, 405, pp. 212–219.
80. Rockström et al. (2009) 'A safe operating space for humanity', *Nature*, 461(7263), pp. 472–5.
81. Saarikoski et al. (2018) 'Institutional challenges in putting ecosystem service knowledge in practice', *Ecosystem Services*, 29, pp. 579–598.
82. Sandifer, Sutton-Grier & Ward (2015) 'Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation', *Ecosystem Services*, 12, pp. 1–15.
83. Sarrazin & Lecomte (2016) 'Evolution in the Anthropocene', *Science*, 351(6276), pp. 922–923.
84. Schindler, Armstrong & Reed (2015) 'The portfolio concept in ecology and evolution', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(5), pp. 257–263.
85. Schoon & van der Leeuw (2015) 'The shift toward social-ecological systems perspectives: insights into the human-nature relationship', *Natures Sciences Sociétés*, 23(2), pp. 166–174.
86. Sodhi et al. (2008) 'Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline', *PLoS ONE*. Public Library of Science, 3(2), p. e1636.
87. ter Steege et al. (2015) 'Estimating the global conservation status of more than 15, 000 Amazonian tree species', *Science Advances*, 1(10), pp. 9–11.
88. Strauss & Irwin (2004) 'Ecological and Evolutionary Consequences of Multispecies Plant-Animal Interactions', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), pp. 435–466.
89. Tacconi (2012) 'Redefining payments for environmental services', *Ecological Economics*, 73, pp. 29–36.
90. Théron et al. (2017) *Volet 'Écosystèmes agricoles' de l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE)*. Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
91. Tilman et al. (2001) 'Diversity and productivity in a long-term grassland experiment', *Science*, 294(5543), pp. 843–845.
92. Tsayem Demaze (2010) 'Les conventions internationales sur l'environnement : état des ratifications et des engagements des pays développés et des pays en développement', *L'Information géographique*, 73(3), p. 84.
93. Tschamke et al. (2005) 'Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management', *Ecology Letters*, 8(8), pp. 857–874.
94. Turner (2013) 'Energy and Biodiversity', eLS.
95. UICN (2015) *Red List Brochure*.
96. UICN France (2018) *Les solutions fondées sur la nature pour lutter contre les changements climatiques et réduire les risques naturels en France*. Union internationale pour la conservation de la nature France. Paris, France.
97. UNEP-WCMC (2019) *Protected Planet Live Report 2019*. Gland, Switzerland and Washington, DC, USA.
98. Vijayagopal (2012) 'Biodiversity, Biotechnology and Biomimicry', in Joshi et al. (ed.) *Recent Advances in Marine Biodiversity Conservation and Management*, pp. 153–156.
99. Warner et al. (2009) *In search of Shelter. Mapping the Effects of Climate Change on Human Migration and Displacement*. United Nations University Institute for Environment and Human Security. Bonn, Allemagne.
100. Wilson & Matthews (1970) *Mans impact on the global environment: assessment and recommendations for action*. Cambridge, Report of the Study of Critical Environment Problems (SCEP). Cambridge.
101. WWF (2018) *Living Planet Report - 2018: Aiming Higher*. World Wild. Edited by M. Grooten and R. E. Almond. World Wildlife Fund. Gland, Suisse.



ANNEXE B

Au cœur des socio-écosystèmes régionaux et de leur biodiversité

Au cœur des socio-écosystèmes régionaux et de leur biodiversité

Ce chapitre présente les socio-écosystèmes régionaux ainsi que la biodiversité qu'ils abritent. L'économie de la Région Nouvelle-Aquitaine dépend fortement des ressources naturelles, notamment dans les systèmes de production comme l'agriculture, la sylviculture ou la conchyliculture. La variété d'habitats et de milieux naturels présents entre la façade atlantique et les sommets de l'ex-Limousin et des Pyrénées a engendré une grande diversité d'activités basées sur la biodiversité et la nature de manière générale, dont un des reflets est la variété des productions alimentaires. En considérant leurs caractéristiques écologiques et socio-économiques, six socio-écosystèmes ont été identifiés dans le cadre d'**Ecobiose** : les plaines agricoles, les vignobles, les forêts, les milieux aquatiques (littoral/marin et dulçaquicoles), les territoires urbains et artificiels, et les milieux pastoraux (prairies, bocages). Ces socio-écosystèmes abritent une grande diversité biologique recensée dans des atlas régionaux, inventaires, et listes rouges qui pointent aussi sa fragilité. La région est en effet exceptionnellement riche en matière de patrimoine naturel : l'ex-Aquitaine abrite par exemple 86% des mammifères de France métropolitaine, et l'ex-Poitou-Charentes plus de 60% des oiseaux nicheurs métropolitains. Mais cette richesse qui constitue la ressource première de l'activité économique est aujourd'hui menacée. Le déclin actuel de la biodiversité et des services écosystémiques dont dépend le fonctionnement même des socio-écosystèmes met en péril, dans un avenir proche, la durabilité de ces derniers. Si à partir des connaissances acquises, des politiques et des stratégies de conservation sont appliquées afin de gérer des espèces ciblées, les espaces naturels et les continuités écologiques, la biodiversité ordinaire et la biodiversité fonctionnelle ne sont qu'en à elles pas ou peu prises en compte par ces instruments.

B.1 La Région Nouvelle-Aquitaine en chiffres clés

B.2 Paysages de la Région Nouvelle-Aquitaine : de l'Atlantique et le Massif Central aux sommets des Pyrénéens

B.3 Un territoire régional structuré en socio-écosystèmes

B.4 Les six socio-écosystèmes retenus pour ECOBIOSE

B.4.1. LE SOCIO-ÉCOSYSTÈME DES PLAINES AGRICOLES

B.4.2. LE SOCIO-ÉCOSYSTÈME VITICOLE

B.4.3. LE SOCIO-ÉCOSYSTÈME DES FORÊTS

B.4.4. LES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES

B.4.5. LE SOCIO-ÉCOSYSTÈME DES TERRITOIRES URBAINS ET ARTIFICIALISÉS

B.4.6. LE SOCIO-ÉCOSYSTÈME PRAIRIES ET PASTORALISME

B.5 Quelle Nature en Nouvelle-Aquitaine ?

B.5.1. OUTILS DE CONNAISSANCES SUR LA BIODIVERSITÉ

B.5.2. ETAT DES CONNAISSANCES SUR LA DIVERSITÉ DES ESPÈCES

B.5.3. DIFFÉRENTES FACETTES DE LA DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE

B.5.4. ETAT ET TENDANCES DE LA BIODIVERSITÉ RÉGIONALE

B.6 Protection de la Nature en Nouvelle-Aquitaine

B.6.1. LA CONSERVATION DES ESPÈCES

B.6.2. LA CONSERVATION DES HABITATS

B.6.3. LA GESTION DE LA BIODIVERSITÉ DANS LES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES

B.6.4. LA PRÉSERVATION ET LA RESTAURATION DES CONTINUITÉS ÉCOLOGIQUES

B.7 Bibliographie

Rédacteurs :

Théo Rouhette¹ & Vincent Bretagnolle²

Remerciements :

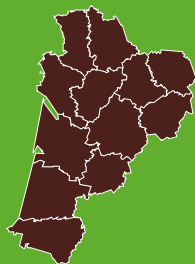
Valérie Barbier (ARB-NA), Justine Delangue (Comité français de l'UICN), Olympe Delmas (CEBC - CNRS), Sabrina Gaba (INRA, CEBC), Sophie Kerloc'h (Région Nouvelle-Aquitaine) & Arnaud Vaudelet (ARB-NA)

1) theo.rouhette@cebc.cnrs.fr (Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC), CNRS, Villiers-en-Bois)

2) vincent.bretagnolle@cebc.cnrs.fr (Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC), CNRS, Villiers-en-Bois)

B.1

La Région Nouvelle-Aquitaine en chiffres clés



Région administrative

12 DÉPARTEMENTS



Démographie

5.9 MILLIONS
D'HABITANTS

8,9% DE LA POPULATION
FRANÇAISE



Géographie

1/8 DU TERRITOIRE NATIONAL la
plus vaste région de France

973 KM DE CÔTES (avec les îles)

9,3% DU TERRITOIRE
ARTIFICIALISÉ

84% DU TERRITOIRE occupé par
des zones agricoles ou forestières

1^{RE} RÉGION DE FRANCE en surfaces
boisées

ENVIRON 52 000 HA de
surfaces protégées



Economie

3^È RÉGION DE FRANCE EN TERMES
DE PRODUCTION DE RICHESSE : 158
MILLIARDS D'EUROS (EN 2016)

5^È EMPLOYEUR TOURISTIQUE DE
FRANCES , avec 27 millions de touristes
annuels (en 2018), 12,2 milliards de
chiffre d'affaires et 103 000 emplois
directs

1^{ER} EMPLOYEUR VITICOLE DE
FRANCE avec 216 000 hectares occupés
par la production agricole

1^{RE} RÉGION FRANÇAISE en
Recherche & Développement (en 2016)



Exploitation des ressources naturelles

1^{RE} RÉGION FRANÇAISE ET EUROPÉENNE
pour la valeur de production agricole avec 85 000
exploitations agricoles

9 MILLIONS DE TONNES DE
CÉRÉALES produites annuellement

1^{ER} EMPLOYEUR VITICOLE DE FRANCE avec
216 000 hectares occupés par la production agricole

1^{RE} RÉGION FORESTIÈRE FRANÇAISE pour la
production de bois et biomasse avec 9,9 millions de
m³ de bois récolté (en 2015), soit 26,9% de la récolte
nationale

180 000 EMPLOIS DANS
L'AGRICULTURE, compris agro-alimentaire et vins &
spiritueux



Ressources en eau en 2015 (source ARB NA)

1,5 MILLIARD DE M³ PRÉLEVÉS

- 8% pour l'énergie (hors centrale de Blaye)
- 12% pour l'industrie
- 34% pour l'eau potable
- 46% pour l'agriculture



Empreinte carbone régionale en 2015

(source AREC - Agence
Régionale d'Évaluation
environnement et Climat)

63,2 MILLIONS

DE TC02E (tonne équivalent CO₂) émises
(augmentation de 30% depuis 1990) soit
8,3% des 761 millions de tonnes de CO₂e
émises à l'échelle nationale en 2015

• Biens matériels	23%
• Service privé	9,6%
• Service public	7,5%
• Transport	20,6%
• Logement	15,2%
• Alimentation	24%

10,7 TC02E ÉMISES PAR
HABITANT PAR AN contre 11 tCO₂e /
hab/an à l'échelle nationale

B.2 Paysages de la Région Nouvelle-Aquitaine : de l'Atlantique et le Massif Central aux sommets des Pyrénées

La Nouvelle-Aquitaine est la plus vaste région de France. Elle couvre 84 100 km², soit 15,3% du territoire national (métropolitain). Sa superficie avoisine et dépasse même celle de certains pays d'Europe. Avec une façade atlantique à l'ouest et des territoires montagneux à l'est et au sud, la région est caractérisée par une riche géodiversité qui influence ses paysages et milieux naturels. Plusieurs régions ou sous-régions biogéographiques sont identifiables sur le territoire, avec différents degrés d'imbrication et de connectivité. En termes de grands écosystèmes, on peut ainsi identifier :



© Thierry Guyot

Les milieux marins et littoraux

- Plus de 970 km de côtes sableuses et rocheuses de La Rochelle à Hendaye
- 2 îles principales : Oléron et Ré
- 5 estuaires : celui de la Sèvre-Niortaise, celui de la Charente, celui de la Seudre, celui de la Gironde (le plus grand d'Europe) et celui de l'Adour
- La dune du Pilat : 106.6 mètres (la plus haute dune d'Europe)



© Frédéric Blanchard (CBNSA PNRLG)

Les zones humides

De nombreuses zones humides (étangs et marais littoraux, lagunes, landes humides, tourbières,...), dont le Marais Poitevin, dans un territoire régional traversé par plus de 74 000 km de cours d'eau sur les 428 000 km de France métropolitaine.



© Frank D'Amico

Les milieux montagnards

- A l'est, le Plateau de Millevaches s'élevant à 977m au sein du Massif Central
- Au sud, la chaîne des Pyrénées dont le Pic du midi d'Ossau qui culmine à 2884m



Les massifs forestiers

Avec la forêt des Landes de Gascogne, la surface forestière la plus grande d'Europe, la région possède plus de 2.8 millions d'hectares de forêts au total (34 % du territoire), constitués de pins maritimes, de feuillus divers comme le chêne, de douglas ou encore d'épicéas.



Les plaines agricoles & viticoles

La surface agricole utilisée occupe 50% du territoire avec une grande diversité de productions regroupant la viticulture, les grandes cultures, l'élevage, ou la production fruitière.



Les milieux urbains

25 grandes aires urbaines, dont 7 agglomérations de plus de 100 000 habitants (Bordeaux, Bayonne, Pau, Limoges, Poitiers, La Rochelle, Angoulême)



Le milieu bocager

L'ex-Limousin, et particulièrement la Creuse, possède le plus vaste réseau bocager de la région, caractérisé par de nombreuses haies et alignements d'arbres

D'autres milieux, plus anecdotiques en superficie, ont néanmoins de grandes valeurs patrimoniales, écologiques ou culturelles, comme les pelouses sèches, les landes, les éboulis et les falaises (rocheuses littorales et de montagne) par exemple.

B.3 Un territoire régional structuré en socio-écosystèmes

La Région Nouvelle-Aquitaine présente une grande diversité de caractéristiques pédo-géologiques, hydrologiques et climatiques du littoral Atlantique au Massif Central et aux Pyrénées. Occupée à 84% par des zones agricoles ou forestières, les écosystèmes de la Nouvelle-Aquitaine supportent une riche diversité de productions et sont aussi support d'une grande diversité de vie animale et végétale. Cette dernière subit cependant une pression anthropique importante du fait même des activités économiques qui les exploitent, directement (par exemple, la pêche ou la sylviculture) ou indirectement (par exemple, l'agriculture). Cette exploitation économique des ressources vivantes, qu'elle soit directe ou indirecte, dépend ainsi d'une gestion durable des habitats comme des espèces qui y évoluent, gestion qui doit permettre le maintien des services écosystémiques dont les sociétés bénéficient (**Maes et al., 2011**). Pour ce faire, l'intégration de la biodiversité dans les politiques publiques régulant les activités qui dépendent des ressources vivantes représente un levier d'action essentiel pour le maintien des services écosystémiques et la conservation du patrimoine naturel. En effet, les activités humaines, qu'elles soient économiques, sociales et culturelles, interagissent avec la biodiversité, les écosystèmes et leur fonctionnement, façonnant en retour les paysages et les territoires. Cette interaction entre écosystèmes et sociétés, qui structure dans le temps et l'espace, la nature et les territoires régionaux de la Nouvelle-Aquitaine, forme les socio-écosystèmes (**SES ; voir définition détaillée dans l'Annexe A**). Ces socio-écosystèmes constituent une unité territoriale différente des milieux ou des habitats naturels car ils prennent en compte les activités socio-économiques faisant usage, directement ou non, des ressources naturelles biotiques et abiotiques disponibles. Ainsi le SES des prairies peut couvrir à la fois des milieux charentais avec peu de relief et des plateaux montagneux, mais tous ont en commun l'activité pastorale.

Plusieurs paramètres ont permis d'identifier et de catégoriser ces socio-écosystèmes dans la Région Nouvelle-Aquitaine. Il s'agit de l'activité économique principale relevant de l'exploitation de ressources naturelles, des habitats, de l'unité géographique ou encore de l'importance patrimoniale. Ce choix comporte une part d'arbitraire, et des subdivisions subtiles pouvaient être apportées. Cependant, nous avons opté pour un nombre limité de socio-écosystèmes afin de pouvoir recueillir un volume de publications scientifiques suffisant pour être significatif et apporté des estimations quantitatives des effets de la biodiversité sur les sociétés humaines. Ces socio-écosystèmes représentent donc les principaux usages des ressources naturelles en termes économiques ou géographiques. Ils présentent aussi des contributions sociologiques particulières et représentent des référentiels culturels spécifiques pour les sociétés humaines y habitant (**Bretagnolle et al., 2019**).

Ces socio-écosystèmes s'intègrent donc au territoire néo-aquitain en interaction avec le climat, la géographie, le relief, les communautés écologiques animales ou végétales, et enfin avec l'histoire et le passé des modes d'exploitation des sociétés qui y ont vécu à travers les traditions et coutumes. Ainsi l'environnement influence la culture, la gastronomie, ou encore les loisirs et activités récréatives d'un territoire, qui, en retour, vont modifier les structures biophysiques et les processus écologiques agissant sur les milieux. La notion de 'terroir' reflète d'ailleurs assez bien cette interdépendance entre un milieu naturel et l'identité des sociétés humaines y habitant, mais l'échelle spatiale du terroir est souvent plus petite et le terroir se réfère habituellement à des productions alimentaires ; les socio-écosystèmes ont une valeur plus générale.



© Thierry Guyot

B.4

Les six socio-écosystèmes retenus pour ECOBIOSE

Six socio-écosystèmes principaux ont été identifiés dans la Région Nouvelle-Aquitaine dans le cadre d'*Ecobiose* (Figure B.1). Une catégorisation très similaire a été adoptée par EFES ou AcclimaTerra. Ces deux initiatives ont respectivement retenu les écosystèmes forestiers, marins et littoraux, urbains, haute-montagne, agricoles et aquatiques continentaux pour la première, et marin, forêts, agriculture, territoires urbains, littoral, zones humides et massifs montagneux pour la deuxième.

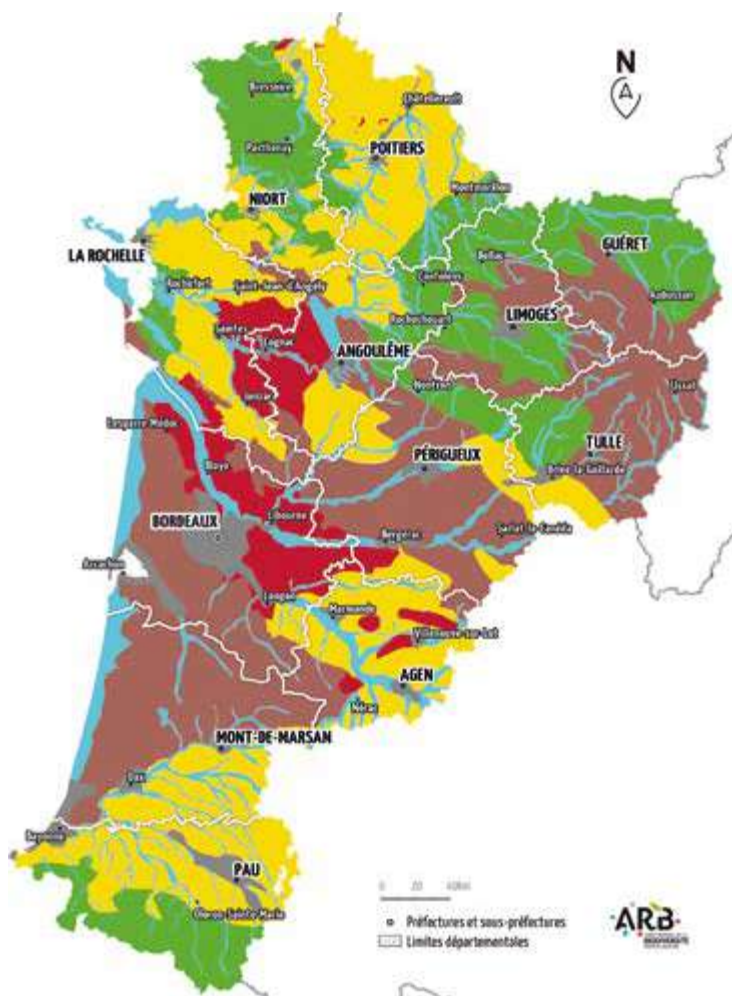
FIGURE B.1

Carte schématique et simplifiée de la répartition des six socio-écosystèmes de la Région Nouvelle-Aquitaine (pour une carte plus détaillée, voir Figure B.3.).

- Plaines agricoles
- Vignes et vin
- Forêts et bois
- Milieux aquatiques
- Milieux urbains et artificiels
- Prairies et pastoralisme

Ces socio-écosystèmes ne sont pas indépendants les uns des autres : d'une part, ils sont imbriqués les uns dans les autres et d'autre part, ils sont connectés par le vecteur aquatique qui maille, sur plus de 74 000km de cours d'eau, l'ensemble du territoire néo-aquitain. L'imbrication des socio-écosystèmes implique aussi que la biodiversité supportée par un socio-écosystème peut bénéficier à un autre : la forêt fournit un habitat aux papillons bénéficiant aux vignobles. Les pressions peuvent aussi s'exporter de l'un à l'autre : l'usage intensif des fertilisants azotés dans les plaines agricoles impacte directement les eaux douces, par lessivage des terres. Les socio-écosystèmes sont utilisés ici comme outil de structuration d'*Ecobiose* et ne doivent donc pas être envisagés comme indépendants les uns des autres, du fait de leur imbrication géographique et des processus socio-économiques et écologiques (flux de nutriments ou flux hydriques) les reliant.

Par ailleurs, en plus de leur répartition géographique hétérogène, imbriquée et interconnectée, les six socio-écosystèmes de Nouvelle-Aquitaine ont des surfaces très différentes : le SES des forêts est le plus grand socio-écosystème suivi par le SES des plaines agricoles (Figure B.2.).



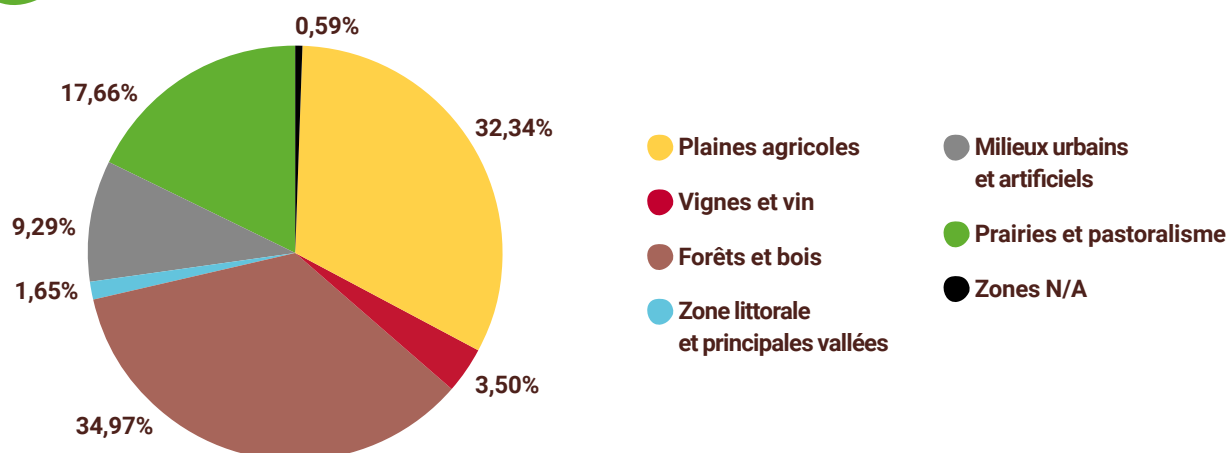
Ces surfaces évoluent dans le temps. Les évolutions les plus significatives concernent la surface du SES urbain et artificiel qui est en forte augmentation (d'environ + 12 % entre 2006 et 2014) et la surface du SES prairies qui a diminué de plus de 17 % (Tableau B.1). Ces socio-écosystèmes font enfin l'objet de protections environnementales – réglementaire, conventionnelle ou foncière – à des degrés variables (voir section B.6.4). Les socio-écosystèmes aquatiques sont de loin les socio-écosystèmes dont la plus grande proportion est protégée, avec plus de 77% de leur surface sous protection conventionnelle, principalement au sein des aires désignées Natura 2000 (Tableau B.5).

1. L'EFES est un programme national lancé en 2013 portant sur l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques.

2. AcclimaTerra est un comité scientifique régional débuté en 2011 évaluant les effets du réchauffement climatique sur la Région Nouvelle-Aquitaine.

**FIGURE
B.2**

Parts des socio-écosystèmes dans la surface régionale totale (en %). Données Agreste Teruti Lucas (2015) & traitement ARB-NA (voir Tableau B.1).

**TABLEAU
B.1**

Surfaces des différents socio-écosystèmes et tendances au cours des 30 dernières années. Deux jeux de données indépendants ont été utilisés, Corine Land Cover (2018) et Teruti Lucas (2015). Les valeurs diffèrent fortement entre les deux bases de données. La base Corine Land Cover (CLC) permet d'obtenir une tendance à 30 ans (depuis 1990). Cependant, elle a une résolution moindre (sont prises en compte les entités géographiques de 25 ha minimum). Elle ne permet donc de voir que les changements d'assez grande ampleur, ce qui conduit à sous-estimer les petites surfaces (comme les hameaux, les petites zones de cultures...). Teruti Lucas (TL) permet d'obtenir une tendance à 15 ans à partir d'une enquête d'occupation du sol par photo-interprétation de la BD Ortho IGN (depuis 2006). Cette base a ajouté une source de données (Registre Parcellaire Graphique-RPG) en 2012, qui a entraîné entre autres une différence dans la définition des prairies temporaires et permanentes et a pu modifier la répartition dans les différentes classes. Les chiffres Teruti-Lucas sont souvent considérés comme les plus représentatifs du territoire national et utilisés par le ministère. La surface régionale totale pour les 2 bases de données est différente car le référentiel utilisé est différent. CLC utilise les données de la BD Topo 2015 de l'IGN. Celles de TL sont définies par le Service de la Statistique et de la Prospective du Ministère de l'Agriculture à partir de données IGN. Nous présentons donc ici les deux types de données.

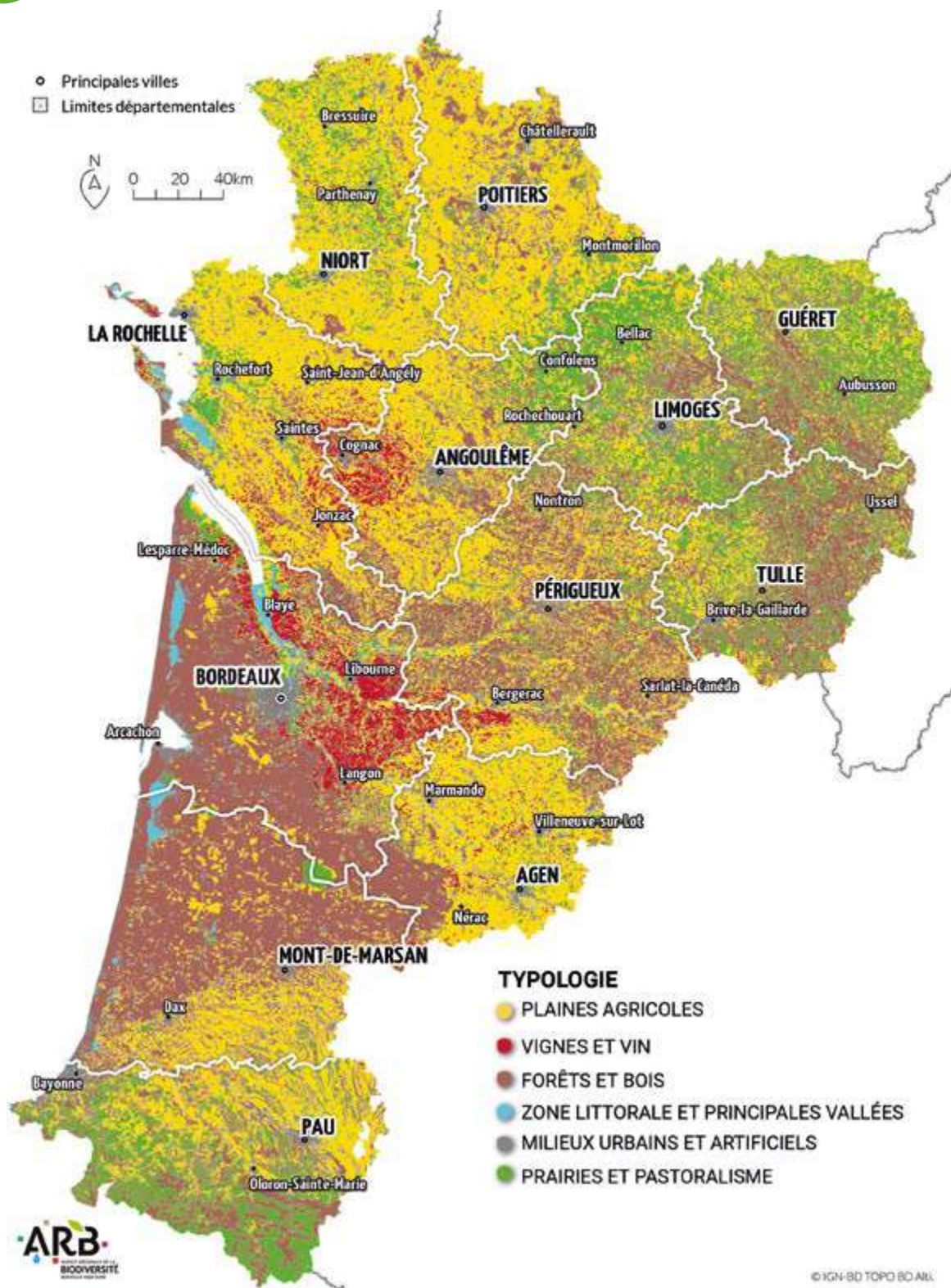
SES	Données Corine Land Cover 2018/19			Données Teruti Lucas 2015		
	Surface régionale 2018 (km ²)	% Surface régionale	Evolution depuis 1990 (%)	Surface régionale 2015 (km ²)	% Surface régionale (Teruti)	Evolution depuis 1990 (%)
Plaines agricoles	34 405,61	40,66%	-3,04%	27 434,97	32,34%	+10,99%
Vignes et vin	2 950,96	3,49%	-1,94%	2 972,38	3,50%	+3,57%
Forêts et bois	28 165,63	33,28%	-2,01%	29 670,2	34,97%	-2,08%
Zone littorale et principales vallées	983,54	1,16%	+ 10,53%	1 398,74	1,65%	+7,01%
Milieux urbains et artificiels	3 976,62	4,7%	+ 41,86%	7 885,2	9,29%	+12,53%
Prairies et pastoralisme	14 145,64	16,72%	+ 3,27%	14 980,47	17,66%	-17,27%
Non différencié	—	—	—	496,67	0,59%	-6,13%
Surface totale	84 628	100%		84 838	100%	

3. La protection réglementaire inclut les parcs nationaux et leurs réserves intégrales, les parcs naturels marins, les arrêtés de protection du biotope (et du géotope), les réserves biologiques, les réserves naturelles nationales, les réserves naturelles régionales ainsi que les sites classés ou inscrits. La protection conventionnelle inclut les espaces Natura 2000 (zones de protection spéciale ZPS et zones spéciale de conservation ZSC), les parcs naturels régionaux, les sites Ramsar et les réserves de biosphères. La protection par maîtrise foncière couvre principalement les sites du Conservatoire du Littoral et les sites du Conservatoire d'Espaces Naturels.

La Figure B.3 propose une cartographie beaucoup plus détaillée des six socio-écosystèmes, à partir de Corine Land Cover, et permet de rendre compte du maillage et de l'imbrication de ces derniers. Nous présentons très brièvement chacun de ces socio-écosystèmes dans les pages suivantes.

**FIGURE
B.3**

Répartition fine des six socio-écosystèmes sur la Région Nouvelle-Aquitaine. Cette carte a été obtenue grâce aux données de Corine Land Cover 2018 et réalisée par l'ARB-NA.



B.4.1. Le socio-écosystème des plaines agricoles

Les plaines agricoles représentent un des paysages majeurs de la Région Nouvelle-Aquitaine : elles structurent une grande partie du territoire, même quand elles n'y sont pas majoritaires, reflet de l'aménagement rural et des modes de vie de ses habitants. Occupant près de 32% de la superficie régionale, principalement dans les départements du nord de la région, l'agriculture et l'élevage sont des activités incontournables de l'économie et de la culture régionale. Ce socio-écosystème est par ailleurs très diversifié, des grandes cultures céréalières des Deux-Sèvres et de la Vienne aux élevages de volailles des Landes et des Pyrénées-Atlantiques. Plusieurs professions et corps de métier font ainsi usage de la biodiversité et des ressources naturelles des plaines agricoles : agriculteurs ou paysans, apiculteurs, chasseurs et citadins y interagissent en déve-

loppant des activités fortement dépendantes les unes des autres. Ensemble, les producteurs des plaines agricoles produisent une grande variété d'aliments que l'on retrouve notamment dans la gastronomie et la cuisine régionales. La Nouvelle-Aquitaine possède des cultures très réputées : noix du Périgord, pommes du Limousin, fraises des vallées de la Dordogne et du Lot et Garonne, haricots du val d'Arnoult et du Marais poitevin, tomates du Marmandais ou encore le célèbre piment d'Espelette. En plus de produire de nombreux aliments et de forger les paysages régionaux, les plaines agricoles supportent de nombreuses activités sociales et culturelles dépendantes de sa biodiversité, comme l'éco-tourisme rural, la chasse ou l'observation naturaliste.

FIGURE
B.4

Paysages des plaines agricoles régionales. Le socio-écosystème typique, avec des parcelles cultivées formant une mosaïque bordée par des habitations et villages. Ces paysages essentiellement plats sont structurés par des rivières et cours d'eau, des haies, des bosquets, de petites vignes ou des villages, dont les proportions relatives varient très fortement d'un département à l'autre de la région.

Agriculture & paysages agricoles

L'agriculture a contribué à l'évolution de la diversité végétale cultivée depuis plusieurs millénaires, à travers la sélection variétale et la domestication. Elle a aussi façonné ces paysages caractéristiques. Pourtant, entre 1950 et 1980, sous l'effet conjugué des remembrements et d'une baisse très importante du nombre d'agriculteurs, ces paysages ont été complètement remodelés. Le drainage (Marais poitevin, Marais de Rochefort) ou au contraire l'irrigation, ont aussi restructuré les paysages agricoles de la région.



© Amandine Hamon

B.4.2. Le socio-écosystème viticole

Les territoires viticoles sont d'une importance particulière dans le paysage socio-écologique de la Région Nouvelle-Aquitaine. 2^{ème} vignoble français derrière l'Occitanie en termes de surface, ce socio-écosystème représente environ 29% des surfaces viticoles de France. Les deux vignobles principaux, le Bordelais en Gironde et le Cognac en Charente et Charente-Maritime, forment ce que l'on appelle la 'trame pourpre'. Les habitants et visiteurs sont familiers des champs de monoculture de vignes sur terrains plats ou collines parsemés de châteaux et de sites de production. Les vignobles néo-aquitains soutiennent plusieurs activités économiques, à commencer par la production de vin et de spiritueux variés. L'activité vitivinicole emploie 54 100 per-

sonnes dans la région et constitue une source de revenus majeure. Le vin produit sur le territoire régional possède une notoriété internationale qui forge l'identité territoriale, mis en valeur par quelques-unes des plus prestigieuses appellations françaises. Autour de la production de vin se greffent des activités annexes qui complètent l'exploitation des vignobles, comme l'œnotourisme, qui se développe progressivement en Région Nouvelle-Aquitaine. Par ailleurs, les territoires viticoles constituent un patrimoine culturel et symbolique caractéristique. La biodiversité joue un rôle de premier plan dans ce patrimoine naturel, tant au sens esthétique que récréatif.

Vignobles et vendanges

Dynamisant les vignobles le temps de la cueillette du raisin, les vendanges sont un moment incontournable de la vie de ce socio-écosystème. Les techniques en viticulture et œnologie varient selon les vignobles et les territoires. Souvent marquées par l'effort et la convivialité, les vendanges sont l'occasion de se rassembler autour d'un moment phare de la production viticole. Les vendanges deviennent par ailleurs un atout touristique pour les visiteurs souhaitant découvrir les traditions et l'ambiance de la culture du vin.

FIGURE
B.4

Les vignobles néo-aquitains sont composés de vignes en interlignes pouvant mesurées jusqu'à 90 cm de hauteur. Les châteaux peuplent le paysage et le temps des vendanges, de mi-septembre à début octobre, rythme la vie socio-économique des vignobles.



B.4.3. Le socio-écosystème des forêts

Les forêts de la Région Nouvelle-Aquitaine figurent parmi les principales régions forestières d'Europe. Tout comme les plaines agricoles, elles jouent un rôle majeur dans les paysages et la culture. Les départements les plus boisés se situent plutôt dans la partie Sud de la Région Nouvelle-Aquitaine. Ce socio-écosystème occupe plus de 35% du territoire régional, couvrant ainsi près de 2,8 millions d'hectares répartis dans quatre zones principales :

1) les Landes de Gascogne, la Double et le Landais ainsi que le Sud de la Charente ; 2) les plateaux du Haut Limousin ; 3) les massifs feuillus de la Vienne et du Périgord, les coteaux de Chalosse et des Pyrénées-Atlantiques, les zones de faibles altitudes de la Corrèze, Creuse et Haute-Vienne ; 4) les peupleraies des plaines alluviales de la Boutonne, la Charente, la Garonne, la Dordogne et l'Adour.

La forêt est un lieu où de nombreux acteurs économiques et sociétaux interagissent. La récolte de bois est bien sûr l'acti-

tivité structurante de l'économie forestière, puisqu'elle représente à elle seule une production de 10 millions de m³ par an. La sylviculture est un déterminant majeur des paysages des Landes de Gascogne avec la monoculture de pin maritime. Outre la sylviculture, cette ressource-bois est un vecteur d'activités diverses, des industries du bois-énergie, papier et du carton, à la menuiserie et aux travaux de charpente. D'autres activités économiques complètent la filière bois, comme l'exploitation des produits non-ligneux (champignons, faune, fleurs). Cette biodiversité fongique et végétale des écosystèmes forestiers fait ainsi partie intégrante de la culture et des savoirs locaux. De plus, le milieu forestier est le théâtre d'une multitude d'activités touristiques et sportives dont bénéficient les habitants et les visiteurs. Des promenades en famille aux balades en VTT, la forêt est un lieu aux usages multiples, valorisé pour son calme, la beauté scénique de ses paysages et les nombreuses espèces qu'ils abritent.



© Laurent Mignaux



© Philippe Deurffic

FIGURE
B. 6

Paysages des forêts de feuillus et de conifères. Principale essence produite par les forêts régionales, le pin maritime est un conifère pouvant atteindre 30 mètres de haut, originalement planté dans les Landes au XIXe siècle afin d'assainir le sol marécageux et retenir les dunes du littoral voisin.

Forêts et cueillette de champignons

Les milieux forestiers abritent une riche biodiversité souvent prisée par les connaisseurs et amateurs de cueillette de champignons. Ainsi, plus de 2 500 espèces de champignons poussent dans le département des Landes, et l'ex-Limousin compte de nombreuses forêts recelant des espèces comme les cèpes, les girolles, mais aussi le coprin chevelu ou la trompette-des-morts.

B.4.4. Les socio-écosystèmes aquatiques

La Région Nouvelle-Aquitaine possède un littoral de plus de 970 km de long en comptant les îles et de nombreux cours d'eaux et rivières : les socio-écosystèmes aquatiques ont une place forte dans la géographie et l'économie du territoire néo-aquitain. Dans les terres, les rivières et les fleuves qui serpentent la région sont à la base d'interactions complexes entre activités humaines et évolution des paysages, comprenant de nombreuses eaux stagnantes comme les mares et les lacs. Ainsi, du marais Poitevin aux vallées des grands lacs landais, ces secteurs présentent une riche biodiversité de reptiles, d'amphibiens et d'oiseaux, tout en supportant également de nombreuses activités récréatives et touristiques. Les systèmes dulçaquicoles peuvent ainsi devenir source

de conflits d'usages nécessitant une gestion adaptée. A la frontière entre le marin et le terrestre, le littoral est un espace à forte diversité, des îles sableuses du Pertuis-Charentais aux côtes rocheuses basques. De même, les interactions entre tourisme, pêche, élevage, étalement urbain et conservation du patrimoine complexifient ce socio-écosystème caractéristique de la Région Nouvelle-Aquitaine. Au large, dans les eaux froides de l'Atlantique, l'écosystème marin est un lieu central de l'économie régionale, notamment à travers la pêche, mais aussi un espace fragile abritant de nombreuses espèces de mammifères emblématiques et déterminants des milieux océaniques.



© CRC 17

FIGURE
B.7

Le littoral néo-aquitain est caractérisé par des longues plages sableuses ou rocheuses soumis aux marées et aux vents atlantiques. S'y développent une identité et des activités typiques, comme la conchyliculture et le nautisme. Les eaux douces vont des sources aux estuaires, formant un large réseau dendritique traversant les autres socio-écosystèmes régionaux.



© Thierry Degen (Terra)

Milieus aquatiques et activités récréatives

Les espaces de loisirs en eaux douces, les stations balnéaires, les plages landaises, ou encore les îles du Pertuis, sont rythmés par un tourisme récréationnel qui caractérise les milieux aquatiques de la région. Ainsi, la multitude d'activités et loisirs proposés dans ces milieux influence et transforme à la fois l'économie locale et le patrimoine naturel.

B.4.5. Le socio-écosystème des territoires urbains et artificialisés

Bien que minoritaires en surface, les territoires urbanisés et artificialisés sont les socio-écosystèmes les plus densément peuplés. Les agglomérations de la région rythment la vie culturelle et sociale des départements. Préfecture régionale, Bordeaux est la plus grande agglomération de la Nouvelle-Aquitaine et concentre de nombreux services administratifs. En dehors des grandes villes, les villes moyennes et les villages maillent le territoire régional. La biodiversité animale dans les villes et villages est bien connue des habitants: moineaux, souris, pies, écureuils, renards, tandis que la diversité végétale embellit les constructions et les rues, rafraîchit l'air urbain et offre de l'ombrage durant les mois d'été. Les friches industrielles et les infrastructures liées aux transports sont aussi des territoires artificialisés avec des dynamiques environnementales propres. Ainsi, dans ces

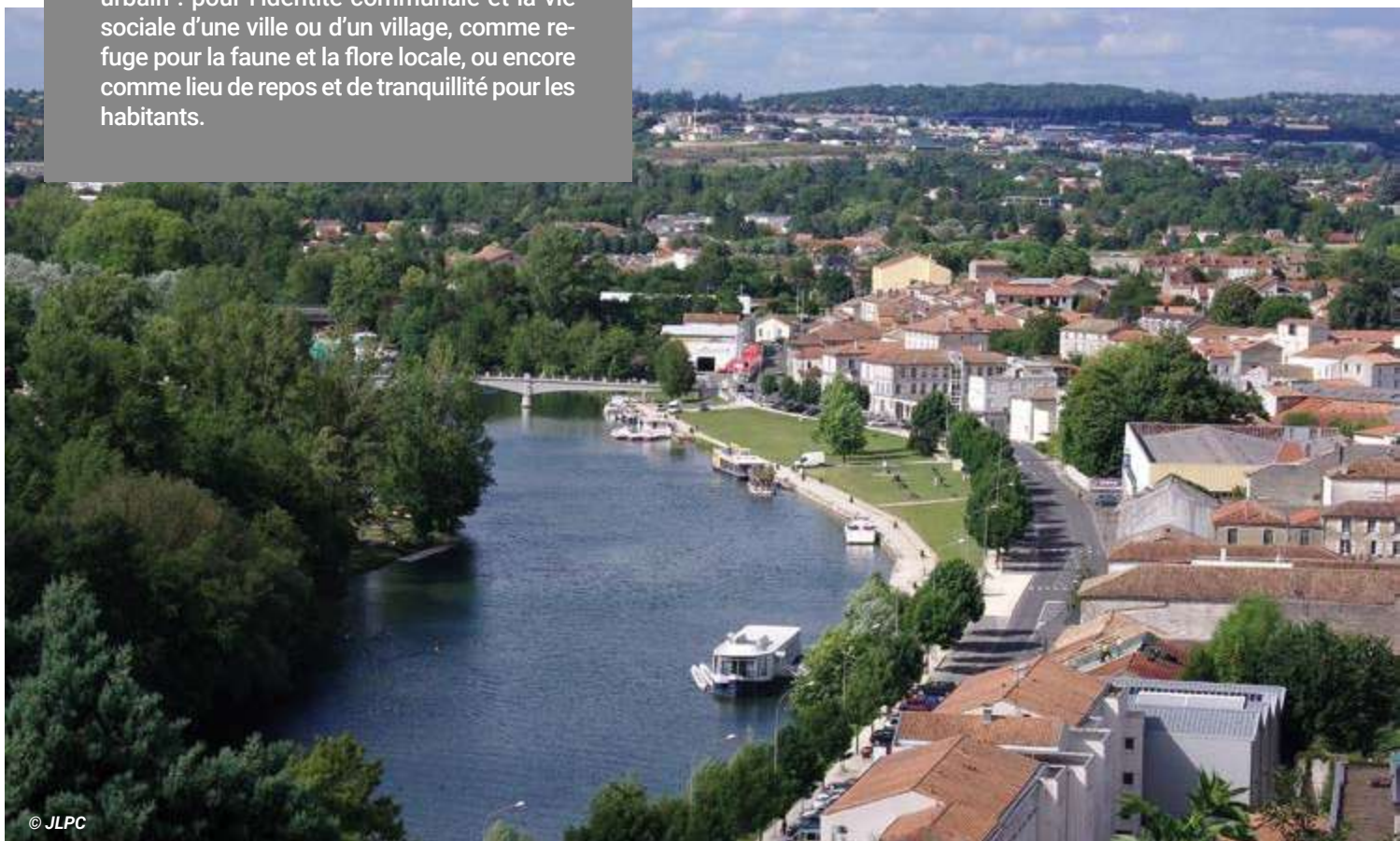
nouveaux écosystèmes, l'impact des activités humaines sur la diversité biologique est important, mais on y constate aussi des adaptations écologiques tout aussi frappantes. Les chiroptères, ordre ayant la plus grande diversité spécifique en ville, bénéficient par exemple de l'éclairage nocturne car il permet d'augmenter la densité d'insectes et donc les taux de prédation. Des espèces comme le merle noir, le pigeon ramier, le canard colvert ou le renard roux se sont adaptées au milieu urbain : distances de migrations réduites, régimes alimentaires plus riches, ou encore taux de prédation réduits. Loin d'être des déserts de biodiversité, les territoires urbanisés et artificiels représentent des habitats à part entière dans lesquels des espèces ont su s'adapter malgré les diverses pressions environnementales liées au milieu urbain.

Villes et espaces verts

Directement reliés au bien-être des habitants des villes, les espaces verts et naturels jouent des rôles importants dans l'écosystème urbain : pour l'identité communale et la vie sociale d'une ville ou d'un village, comme refuge pour la faune et la flore locale, ou encore comme lieu de repos et de tranquillité pour les habitants.

FIGURE
B.8

Vue aérienne d'Angoulême. Les villes ont des processus écologiques propres, notamment au niveau de l'artificialisation du sol et de pollutions diverses, qui accentuent la pertinence des enjeux environnementaux dans ce socio-écosystème régional (Crédits JLPC/Wikimedia)



B.4.6. Le socio-écosystème prairies et pastoralisme

Les prairies permanentes (surfaces toujours en herbe), mais aussi les milieux bocagers ainsi que les pelouses de montagne, se retrouvent principalement dans l'ex-Limousin et les Pyrénées-Atlantiques, côtoyant ainsi des écosystèmes continentaux et montagnards. Les grandes prairies évoluent au rythme du pastoralisme, mode d'exploitation agricole fondé sur l'élevage en pâtures naturelles extensifs. Ainsi, la transhumance de moutons ou vaches est un événement marquant, tout particulièrement dans les Pyrénées. Cette tradition ancestrale faisant migrer les troupeaux selon la saison est un patrimoine social et écologique important de la vie des grandes prairies en mon-

tagne. Plus bas dans les vallées, l'habitat bocager rassemble les étendues d'herbes et les champs cultivés entre des alignements d'arbres et d'arbustes sauvages et fruitiers formant des haies plus ou moins continues. A travers l'histoire, les bocages ont supporté des systèmes de polyculture-élevage autonomes et résilients, caractérisés par la culture d'arbres fruitiers et l'élevage laitier. Dans l'ex-Limousin, le bocage se trouve principalement dans la Creuse. Le maillage de l'ex-région est caractérisé par des haies multi-strates et des haies arborées, avec des grandes différences selon les localités. Les prairies permanentes sont aussi le siège de nombreuses interactions entre acteurs économiques, comme l'horticulteur ou l'éleveur, des activités socio-culturelles, comme l'écotourisme ou les activités récréatives, et une biodiversité adaptée aux milieux bocagers mais aussi fragilisée par les pressions anthropiques.

Prairies et transhumance

La transhumance est un moment particulier de l'année dans le rythme saisonnier du pastoralisme. La transhumance correspond à la migration du bétail entre pâtures d'été et pâtures d'hiver. Elle a pour but de favoriser la reproduction et l'alimentation du troupeau, principalement de moutons mais pouvant aussi être constitué de bovins, équidés ou cervidés. Ancrage traditionnel et ancien de ce socio-écosystème, la transhumance est un moment d'animation dans les vallées de la région, notamment dans les Pyrénées et le Massif Central, permettant de promouvoir les métiers et traditions du pastoralisme, mais aussi les dernières races locales rustiques.

FIGURE
B.9

Paysage de bocages avec des prairies permanentes, caractérisé par une distribution d'éléments semi-naturels et une densité d'arbres intermédiaires entre les plaines agricoles et les forêts (Crédits Valérie Barbier)



© Valérie Barbier

B.5 Quelle Nature en Nouvelle-Aquitaine ?

B.5.1. Outils de connaissances sur la biodiversité

Le territoire et les socio-écosystèmes de la Nouvelle-Aquitaine abritent une riche diversité d'espèces. Toutefois, cette diversité est décrite de manière incomplète, même si plusieurs outils de connaissances ont été mis en place ou ont été publiés rendant compte de l'état de la diversité biologique à l'échelle régionale. Ces outils, élaborés et gérés par de nombreux acteurs associatifs mais aussi publics, comme par exemple la DREAL (Direction Régionale de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement) et l'ARB-NA (Agence Régionale de Biodiversité de Nouvelle-Aquitaine) sont alimentés par des plateformes régionales d'information et de valorisation de données comme

l'OBV (Observatoire de la Biodiversité Végétale) et l'OAFS (Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage).

• Les atlas de la faune et de la flore de la Région Nouvelle-Aquitaine :

Plusieurs atlas ont permis de mieux connaître et inventorier la biodiversité régionale (**Tableau B.2**). Ces atlas se concentrent particulièrement sur les ex-régions et contribuent à la connaissance de l'abondance et de la répartition des espèces inventoriées (voir site Web de la DREAL Nouvelle-Aquitaine). Des démarches d'élaboration d'Atlas Grande Région sont en cours, notamment concernant les amphibiens et reptiles.

**TABEAU
B.2**

Liste des atlas de la biodiversité pour la Nouvelle-Aquitaine classés par ex-région (Poitou-Charentes, Limousin et Aquitaine).

Zone géographique	Atlas	Année
Ex-Poitou-Charentes	Atlas des Odonates	2009
	Atlas des Papillons de jour	2017
	Atlas des Oiseaux nicheurs	2015
	Atlas des Mammifères sauvages	2011
	Pré-atlas des Amphibiens / Reptiles (Partie 1 ; 2 ; 3)	2002
	Atlas préliminaire Chauves-souris	1999
	Les plantes messicoles du Poitou-Charentes	2010
Deux-Sèvres	Atlas Mammifères sauvages (1995-2010)	2010
	Atlas « Fougères et plantes alliées des Deux-Sèvres »	2013
	Atlas des oiseaux nicheurs	1995
	A la découverte des libellules des Deux-Sèvres	2015
Ex-Limousin	Atlas des plantes et de la végétation	2001
	Atlas des Amphibiens, Reptiles, Mammifères	2020 (en cours)
	Atlas des Oiseaux nicheurs	2013
	Atlas des Poissons	2017
	Atlas Libellules du Limousin	2005
	Des araignées en Limousin	2015
Ex-Aquitaine	Atlas des Mammifères	[2011-2016]
	Atlas des Amphibiens et Reptiles	2014
	Atlas des Oiseaux nicheurs	2015
	Pré-Atlas Odonates	2017
	Pré-Atlas Papillons (Rhopalocères, Zygènes) (1995-2015)	2016
	Atlas des espèces gibiers en Aquitaine	2011
Gironde	Atlas piscicole	2017
Bordeaux	Atlas de la biodiversité de métropole (Flore, Chiroptères, Rhopalocères, Odonates, Oiseaux nicheurs & hivernants, Mammifères, Reptiles et Amphibiens)	2016
Golf de Gascogne	Atlas des oiseaux marins et cétacés du Sud Gascogne	2018

• Les inventaires ZNIEFF I et II (zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique), ZICO (sites hébergeant des oiseaux sauvages d'importance)

TABEAU 2.5

Surface en km² des zones d'inventaires (ZNIEFF I & II, ZICO) dans la Région Nouvelle-Aquitaine.

Zones d'Inventaires	Nombres de zones	Surface en km²		
		Milieu terrestre	Milieu maritime	Région limitrophe
ZNIEFF I	1 337	4 820,1 km²	153 km²	13,7 km²
ZNIEFF II	271	11 818,2 km²	546,5 km²	16,6 km²
ZICO	51	4 469,7 km²	1 086,9 km²	292,2 km²

Les inventaires ZNIEFF (zones I et II) sont des inventaires de zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique lancés en 1982 par le ministère de l'Environnement. Ils constituent un outil majeur pour la contribution de l'expertise scientifique aux projets d'aménagement du territoire. Ils n'ont cependant aucune portée juridique. Les inventaires ZICO sont des inventaires établis suite à l'adoption de la directive européenne « Directive Oiseaux » et couvrent les sites d'intérêt majeur hébergeant des effectifs d'oiseaux sauvages jugés d'importance communautaire. Les

FIGURE 2.11

Cartographie des inventaires ZNIEFF I, ZNIEFF II et ZICO en Nouvelle-Aquitaine et en France en 2018 (réalisée par l'ARBNA)



ZICO ont par ailleurs une portée juridique puisque les Etats peuvent être sanctionnés pour protection insuffisante. D'autres inventaires viennent compléter les ZNIEFF et les ZICOS tel que les inventaires zones humides, ou les inventaires pelouses sèches, au patrimoine naturel très riche.

• Le Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP)

Le Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP) est un dispositif partenarial s'appuyant sur le niveau régional et sur un réseau d'acteurs locaux afin de structurer les connaissances sur la biodiversité, les paysages et les habitats ; mettre à disposition ses connaissances ; faciliter la mobilisation des connaissances et permettre le rapportage aux engagements européens et internationaux. Il est co-piloté par l'Etat, la Région Nouvelle-Aquitaine et la direction régionale de l'Agence Française de la Biodiversité (AFB). Les utilisateurs peuvent visualiser les données régionales de biodiversité disponibles sur la plateforme. En Région Nouvelle-Aquitaine, l'Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage (OAFS) et l'Observatoire de la Biodiversité Végétale (OBV) visent à améliorer la collecte, la structuration et la diffusion de données pour nourrir les politiques publiques et apporter un appui aux programmes de connaissance et de préservation du patrimoine naturel.

• Les Plateformes de sciences participatives

Par ailleurs, des plateformes de sciences participatives et citoyennes complètent les outils de connaissances présentés ci-dessus à travers une approche collaborative et ouverte. Des outils comme BioloVision permettent, grâce à des applications comme NaturaList, de collecter des données d'observations citoyennes. De même, le site faune-aquitaine proposé par la LPO permet aux débutants, amateurs et professionnels naturalistes de partager en temps réel leurs observations qui pourront notamment être utilisées par les associations de protection de la nature dans le cadre de leurs activités. Ainsi, depuis l'inauguration de Faune-Aquitaine en 2008, plus de 5 millions de données ont été collectés et contribuent directement à la base de données nationale de Faune-France.

Programme d'identification des « points chaud » (hotspots) du territoire néo-aquitain

Le programme BIHOTSPOTS NA, ou « points chauds », est un programme porté par la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) et le Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (CBNSA) qui vise caractériser les secteurs de concentration d'enjeux de biodiversité à l'échelle régionale. L'objectif est d'orienter l'action publique pour la conservation des espaces remarquables identifiés. Cet ensemble d'experts régionaux mobilisés autour de l'important corpus de connaissances sur la Région permettra d'apporter des réponses à l'objectif de « préservation des espaces naturels remarquables » de la stratégie politique en faveur de la biodiversité adoptée en décembre 2017 par le conseil régional. La programme s'articule autour de 3 axes principaux : le développement d'une méthodologie spécifique à l'identification des points chaud de biodiversité, la cartographie des zones de concentration d'enjeux de biodiversité, et l'orientation in fine de l'action de sécurisation foncière pour la préservation de ces espaces naturels remarquables.



B.5.2. Etat des connaissances sur la diversité des espèces

La Région Nouvelle-Aquitaine abrite plusieurs milliers d'espèces que nous présentons ici selon les données disponibles (**Tableau B.3**). On y trouve par exemple 635 espèces de vertébrés. Parmi eux, 19% sont des mammifères, 65% des oiseaux, 5% des amphibiens, 4% des reptiles et 7% des poissons.

**TABLEAU
B. 3**

Quelques exemples d'estimations des diversités spécifiques des principaux groupes taxonomiques pour les ex-régions, en comparaison de la France métropolitaine

Groupe taxonomique	Ex-Poitou-Charentes	Ex-Limousin	Ex-Aquitaine	National (métropole)
Flore vasculaire	750 espèces de plantes vasculaires déterminantes dont : • 60 espèces d'orchidées • 82 espèces de messicoles	2 600 taxons vasculaires incluant 1 800 taxons indigènes	2 800 espèces végétales supérieures dont : • 107 espèces de messicoles	6 070 espèces dont 4 982 espèces indigènes 160 espèces d'orchidées et 102 taxons de plantes messicoles
Lichens	644 taxons en Haute-Vienne, 380 en Corrèze et 236 dans la Creuse		1 181 taxons dans les Pyrénées-Atlantiques	2 626 espèces en France métropolitaine
Mammifères	96 espèces dont 23 espèces marines	65 espèces	107 espèces dont 14 Carnivores, 25 Chiroptères et 25 Mammifères marins	125 espèces
Oiseaux	332 espèces d'oiseaux dont 170 espèces d'oiseaux nicheurs	200 espèces dont 111 espèces d'oiseaux nicheurs	210 espèces dont 111 espèces d'oiseaux nicheurs	282 espèces nicheuses, 570 espèces au total
Poissons	62 espèces de poissons d'eaux douces	43 espèces de poissons d'eaux douces	46 espèces de poissons d'eaux douces en Gironde	100 espèces
Amphibiens	21 espèces d'amphibiens	19 espèces	22 espèces	34 espèces
Reptiles	15 espèces autochtones	16 espèces (4 tortues, 6 lézards et 8 serpents)	25 espèces	38 espèces
Insectes	115 espèces de papillons diurnes, 73 espèces de libellules	3 695 espèces d'insectes	156 espèces de papillons diurnes, 28 espèces de zygènes, 72 espèces de libellules	39 000 espèces estimées dont : • 247 espèces de papillons diurnes • 96 espèces de Libellules
Invertébrés (hors insectes)		850 espèces dont : • 17,9% de mollusques • 74,1% d'arachnides (560 espèces) • 4,4% des myriapodes • 3,5% des crustacés		Plusieurs milliers d'espèces dont : • 1 978 espèces de mollusques • 1 674 espèces d'arachnides • 3 900 espèces de crustacés

B.5.3. Différentes facettes de la diversité spécifique

La biodiversité régionale ne se résume pas à sa richesse (diversité) spécifique : la biodiversité recouvre d'autres dimensions même en restant au niveau spécifique. Parmi ce grand réservoir de biodiversité, trois grands sous-ensembles se distinguent selon leur rareté, leur abondance et leur statut patrimonial : les espèces emblématiques, souvent rares ou charismatiques, sont les ambassadrices de la biodiversité régionale ; la biodiversité dite « ordinaire » sauvage peuple les champs, les forêts, les cours d'eau, les villes ou les bords de routes ; et la biodiversité domestique ou cultivée, fait l'objet de culture et d'élevage.

• Les espèces emblématiques

Les espèces emblématiques sont de véritables symboles pour l'ensemble de la biodiversité, généralement pour des raisons liées à leurs caractéristiques morphologiques ou à leur statut de rareté. Ces espèces caractérisent aussi souvent l'habitat naturel spécifique d'un territoire : elles sont facilement identifiables et peuvent aussi être utilisées comme indicateurs de l'état de santé de cet écosystème. Les espèces emblématiques ont des fonctions socio-culturelles et patrimoniales importantes. Leur présence dans un milieu naturel peut permettre de promouvoir une approche plus durable du tourisme, par exemple, en parcs nationaux ou régionaux, ou de générer une prise de conscience et un intérêt public pour la préservation de l'environnement et de la biodiversité dans son ensemble. Parmi les espèces emblématiques de la Région Nouvelle-Aquitaine figurent notamment l'outarde canepetière (*Tetrax tetrax*), le vison d'Europe (*Mustela lutreola*), le gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*), l'ours brun (*Ursus arctos*), la cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) ou encore la grue cendrée (*Grus grus*). D'autres espèces dont l'aire de répartition inclut la Nouvelle-Aquitaine sans y être limitée sont le fadet des laïches (*Coenonympha oedippus*), la loutre d'Europe (*Lutra lutra*),



© Vincent Bretagnolle

L'outarde canepetière (*Tetrax tetrax*)

De la taille d'une poule faisane, l'outarde canepetière est une espèce emblématique de la Région Nouvelle-Aquitaine : l'ex-région Poitou-Charentes abrite la principale population migratrice de cette espèce en France. Les habitats de prédilection de cet oiseau sont les terrains dégagés et ouverts tels que les pâtures et grandes cultures de céréales ou herbacées. Bien que difficile à observer, la parade nuptiale est son comportement le plus spectaculaire.

le leucorhine à front blanc (*Leucorhinia albifrons*), l'esturgeon européen (*Acipenser sturio*) dont le bassin Adour-Garonne est le dernier bastion de reproduction, et le grand tétaras (*Tetrao urogallus*).



© Pixabay

L'ours brun eurasién (*Ursus arctos arctos*)

Membre de l'ordre des Carnivores mais ayant un régime omnivore, l'ours brun aussi appelé Ours des Pyrénées est présent dans le département des Pyrénées-Atlantiques où il est en danger critique d'extinction. Un ours peut vivre entre 25 et 30 ans et possède un comportement territorial et solitaire. En 2015, l'effectif d'ours brun dans les Pyrénées s'élevait à 29 individus (2 en Pyrénées Occidentales et 27 en Pyrénées Centrales).



© Flickr

Le vison d'Europe (*Mustela lutreola*)

Appartenant à la famille des mustélidés avec la loutre, la fouine ou le blaireau, ce carnivore de petit gabarit porte sur son menton et la lèvre supérieure une tâche blanche caractéristique. Essentiellement actif la nuit et au crépuscule, il est adapté à la vie semi-aquatique. L'observation en pleine journée est fréquente. Après un déclin majeur en Europe, les dernières populations de France se trouvent sur la côte atlantique sud.

4. <https://www.faune-aquitaine.org/>

Plusieurs espèces sont par ailleurs endémiques des Pyrénées, comme le calotriton des Pyrénées (*Calotriton asper*, amphibien), le desman des Pyrénées (*Galemys pyrenaicus*, mammifère de la famille des taupes), ou encore la grenouille des Pyrénées (*Rana pyrenaica*). Concernant la flore régionale, les espèces caractéristiques incluent la linaria à feuilles de thym (*Linaria thymifolia*), l'hibiscus des marais (*Hibiscus moscheutos*), la petite-centaurée à fleurs serrées (*Centaureum chloodes*), ainsi que l'angélique des estuaires (*Angelica heterocarpa*).

• La biodiversité ordinaire

Cependant, les espèces emblématiques ne représentent qu'une partie de la diversité biologique que l'on retrouve au quotidien, là où se situent les innombrables espèces qui nous sont pour la plupart familières. C'est avec la biodiversité ordinaire que les humains interagissent le plus fréquemment. Ces espèces font partie intégrante du monde rural et urbain : elles peuvent servir de signaux de l'arrivée du printemps, comme les crocus, donner une note colorée aux plaines céréalières monochromes comme les coquelicots, ou encore venir fouiner dans les poubelles la nuit, comme les blaireaux. Diverses espèces trouvent refuge sur les bords des routes, des chemins ruraux ou aux abords des villages et villes, qui selon leur gestion et fréquence de fauchage, abritent une remarquable diversité (musaraignes, hérissons, papillons). L'association Vienne Nature porte par exemple un projet pour faire prendre conscience de l'intérêt paysager et fonctionnel des bords de



© Amandine Hamon

Le chevreuil (*Capreolus capreolus*)

Espèce de cervidés de petite taille (il pèse entre 30 et 35 kilos), le chevreuil est commun dans les forêts de feuillus et mixtes de la Région Nouvelle-Aquitaine. Signe distinctif par rapport aux autres cervidés : il n'a pas de queue. Il présente un intérêt cynégétique certain et fait l'objet de battues dans les forêts régionales.

routes et des chemins, en évaluant leur richesse biologique au sein d'un échantillon de 30 communes de la Vienne. La biodiversité ordinaire peuple aussi bien les campagnes que les territoires urbanisés. Ce sont chez les oiseaux : les moineaux, les hirondelles, les alouettes ; chez les fleurs : les coquelicots, les marguerites et les pissenlits ou encore les papillons et les sauterelles chez les insectes. Les espèces



© Remi Jouan

Le coquelicot (*Papaver rhoeas*)

Espèce végétale connue de tous, le coquelicot est une plante herbacée annuelle qui se distingue par la couleur rouge vif de ses fleurs. Comme le bleuet, c'est une plante messicole associée depuis des temps anciens à l'agriculture : on les retrouve en effet dans les champs de céréales, malgré une forte diminution de leur effectif notamment causée par l'agriculture intensive et l'utilisation d'herbicides.

communes de mammifères incluent par exemple le hérisson, la taupe, le renard roux, le sanglier d'Europe, l'écureuil roux, le ragondin, le chevreuil, la musaraigne musette, le mulot sylvestre ou encore le campagnol des champs. Parmi les plantes à fleurs, notamment aux vertus médicinales, on trouve l'arnica des montagnes. Ces centaines d'espèces communes voient toutefois leur abondance diminuer de façon importante. Différents facteurs expliquent cette baisse telle que l'homogénéisation de leurs habitats naturels ou encore les concentrations importantes de produits phytosanitaires dans l'environnement. La biodiversité ordinaire comprend également les espèces dites commensales, c'est-à-dire s'adaptant aux milieux créés par l'homme sans pour autant être domestiquées, comme le rat ou les blattes en milieu urbain.

• Les espèces ou races cultivées et domestiques

Depuis plusieurs milliers d'années, l'Homme a sélectionné des espèces ou des variétés pour son usage, en particulier pour l'agriculture et l'élevage. Ces espèces, sous-espèces, races ou variétés ont été soumises à la sélection humaine depuis des centaines ou des milliers de générations et constituent un patrimoine naturel et culturel propre des territoires régionaux. Les espèces cultivées forment un compartiment des espèces ordinaires que l'on rencontre de manière quasi-quotidienne dans certains départements. On y retrouve la biodiversité à la base de notre chaîne alimentaire qui couvre l'ensemble des fruits, légumes, céréales et autres produits de l'agriculture cultivés dans la région. Les espèces domestiquées regroupent l'ensemble des animaux domestiques de ferme et d'élevage, comme l'âne du Poitou ou le canard fermier des Landes, qui caractérisent aussi ce patrimoine naturel régional. Ces espèces peuvent

bénéficier du même statut patrimonial et emblématique que les espèces sauvages et être aussi en situation de déclin. C'est le cas notamment de la chèvre poitevine. Plusieurs conservatoires de la région s'impliquent dans la conservation de ces espèces, comme le Conservatoire des Races d'Aquitaine qui se concentrent sur 18 espèces de l'ex-région Aquitaine, le Conservatoire Végétal Région d'Aquitaine et le Conservatoire des ressources génétiques du Centre Ouest Atlantique (CREGENE). Le Marais Poitevin, 2^{ème} zone humide de France après la Camargue, abrite par exemple de nombreuses races d'animaux domestiqués dont la protection est assurée par le CREGENE. Parmi ces races, on retrouve les 8 espèces suivantes : le Baudet du Poitou, le Cheval de trait, l'Oie grise du Marais poitevin, l'Oie blanche du Poitou, la Mule poitevine, la Poule de Marais, la Vache maraîchine ainsi que la Chèvre poitevine. A l'échelle de la Nouvelle-Aquitaine comme ailleurs, ce sont les mammifères qui ont été le plus soumis à la domestication humaine autant pour les activités agricoles que pour l'alimentation. Ceci inclut de nombreuses variétés de chevaux, de vaches, de moutons, de chèvres ou de cochons. Les races bovines donnent un bon exemple de la diversité des espèces domestiques puisque le territoire néo-aquitain est le berceau des 11 races suivantes de vaches: la limousine, la maraîchine, la blonde d'Aquitaine, la bazadaise, la

parthenaise, la béarnaise, la betizu (sauvage), la bordelaise, la coursière, la gasconne ou encore la marine landaise. D'autres ont déjà disparu (ou se sont fondues dans des races qui persistent) : la garonnaise (originaire de la région de Marmande), qui regroupait elle-même diverses populations blondes du sud-ouest (l'agenaise, la marmandaise, la créon et castillon, l'entre-deux-mers et la montalbanaise) et sera métissée avec la limousine pour devenir la blonde du Quercy, la blonde des Pyrénées qui était elle-même issue de la fusion de populations par vallée des Pyrénées, ou enfin la carolaise.



© Frédéric Bisson

La diversité bactérienne et fongique

La diversité bactérienne et fongique, comme celle des micro-organismes, fait partie de la biodiversité ordinaire. Caractéristique des communautés vivantes dans le sol, les champignons unicellulaires incluent également les levures indispensables aux boulangeries et brasseries régionales. La levure la plus connue, *Saccharomyces cerevisiae*, a des multiples usages dans des secteurs comme l'agro-alimentaire, la pharmacie et la santé animale.



© Shutterstock

La vache limousine

Originaire de l'ex-Limousin, région majoritairement herbagère et bocagère, la race Limousine a connu une forte croissance au cours des trois dernières décennies, s'utilisant en race pure comme en croisement. Fournissant une large gamme de produits finis, cette race est prépondérante en Nouvelle-Aquitaine, regroupant 60% de l'effectif des vaches à viandes de la région (et 27% au niveau national). L'élevage régional est très majoritairement localisé dans l'ex-Limousin avec une majorité d'élevage type naisseur dans les 3 départements (Haute-Vienne, Corrèze, Creuse).

B.5.4. Etat et tendances de la biodiversité régionale

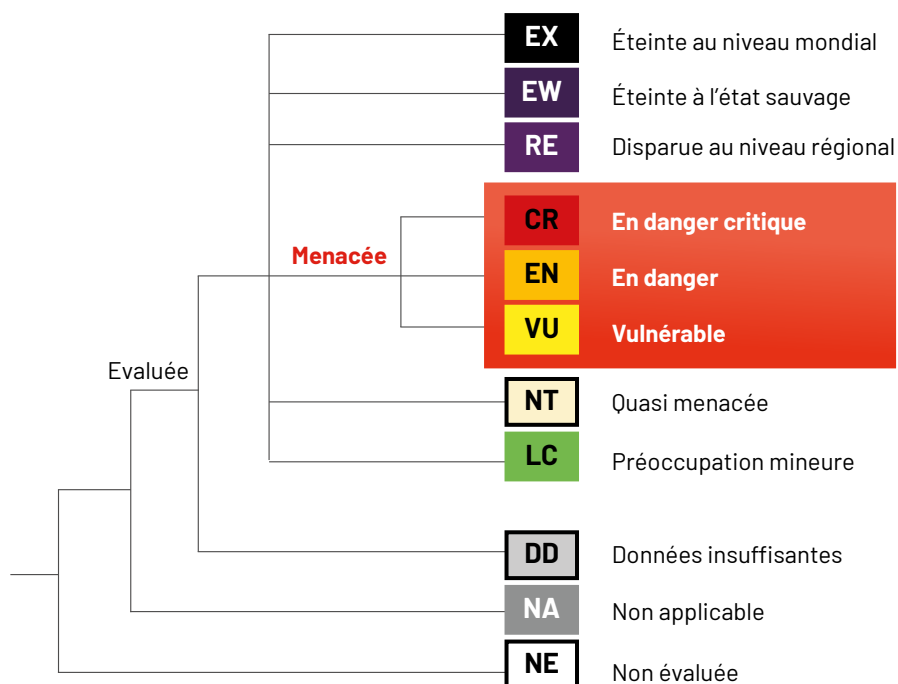
La biodiversité, les services écosystémiques et les écosystèmes sont sous pression partout dans le monde du fait des changements globaux incluant la surexploitation des ressources naturelles, les changements d'usage des sols et le changement climatique (Godfray et al., 2010; Crist et al., 2017). L'époque actuelle est décrite comme l'ère de la sixième extinction de masse des espèces (voir Annexe A; Barnosky et al., 2011; Ceballos et al., 2015; Maxwell et al., 2016).

La Région Nouvelle-Aquitaine ne fait pas exception à ce constat mondial :

- La surexploitation des ressources naturelles est une première source de menaces. Certaines ressources, comme l'eau, influencent le fonctionnement des écosystèmes et donc de la biodiversité. Le prélèvement en eau douce est un exemple symptomatique en Région Nouvelle-Aquitaine : plus de 1,5 milliards de m³ par an ont été prélevés sur la période 2003-2016. Avec 44%, la part des prélèvements pour l'usage agricole est la plus élevée, notamment pour l'irrigation du maïs très demandeur en eau (Agence Régionale de la Biodiversité Nouvelle-Aquitaine, 2018). Sur certains bassins ou aquifères, la ressource est particulièrement sollicitée l'été, à une période où elle est déjà naturellement à son niveau le plus bas. Les sollicitations excèdent alors ce que le milieu peut fournir.
- L'artificialisation et la destruction des habitats pèsent également sur le patrimoine naturel : l'artificialisation a connu une augmentation annuelle importante particulièrement dans les départements du littoral, comme en Charente-Maritime où 14% du sol est artificialisé, pour une moyenne régionale de 9% (Agreste, 2017).
- La pollution des milieux menace aussi la biodiversité régionale, principalement à cause des produits phytosanitaires (pesticides, fertilisants), mais aussi de certains métaux lourds. A ce jour, 64% des masses d'eau de surface ne sont pas en bon état écologique.
- Les espèces envahissantes, comme le ragondin ou l'écrevisse de Louisiane, impactent également les milieux naturels régionaux.
- La température, enfin, a connu une augmentation de +1,4% au cours de la période 1959 - 2016, exacerbant ces pressions dans un contexte de réchauffement climatique (AcclimaTerra, 2018).

FIGURE
B.10

Les 11 catégories des listes rouges d'après la méthodologie de l'UICN.



d'après le Guide 2012 et le Guide régional 2012 de l'UICN

L'ensemble de ces menaces, pouvant parfois agir simultanément, diminue les capacités des écosystèmes et des réseaux trophiques qu'ils abritent à maintenir un bon fonctionnement écologique. Par exemple, la pollution aux nitrates peut entraîner l'eutrophication des cours d'eau, réduisant leur taux d'oxygénation et impactant ainsi les conditions de survie des espèces piscicoles. Les listes rouges régionales et rapports spécialisés témoignent des effets de ces pressions et des modifications des milieux naturels sur la vulnérabilité des espèces (Figure B.10; Tableau B.4; Mallard, 2018).

**TABEAU
B.4**

Listes rouges régionales et nombre d'espèces menacées (vulnérables, en danger ou en danger critique d'extinction) classées par ex-régions.

Zone géographique	Atlas	Nombre d'espèce menacées (VU, EN, CR) ou quasi menacées(NT)	Références
Ex-Limousin	Liste rouge des Lépidoptères	4 espèces vulnérables	(Delmas et al., 2000)
	Liste rouge des Orthoptères	14 espèces menacées, 5 extinctions proches	(Chabrol, 2005)
	Liste rouge des Odonates	25 espèces menacées ou quasi menacées (37,6% des espèces)	(Buis et al., 2018)
	Liste rouge des Coléoptères saproxyliques et phytophages	32 espèces menacées (3,5% des espèces) et 30 quasi-menacées (3,4%)	(Chambord & Chabrol, 2013)
	Liste rouge de la Flore vasculaire	59 espèces disparues, 59 en danger critique (4% des espèces) 97 en danger (7%) et 137 vulnérables (9%)	(CBNMC, 2013)
	Liste rouge des Oiseaux (Hivernants, nicheurs et de passage)	56 espèces d'oiseaux nicheurs menacées (43,1% des espèces, contre 27,2% à l'échelle nationale) ; 9 espèces d'oiseaux de passage menacées ; 11 espèces d'oiseaux hivernants menacées	(Lagarde & Roger, 2015)
	Liste rouges des Poissons	8 espèces menacées ou quasi menacées (33% des espèces évaluées)	(MEP, 2019)
Ex-Aquitaine	Liste rouge des Amphibiens et Reptiles	5 espèces d'amphibiens menacées (28% du total) et 3 quasi-menacées ; 7 espèces de reptiles menacées (37% du total) et 4 quasi-menacées	(Le Moigne & Jailoux, 2013)
	Liste rouge des Odonates	10 espèces menacées (15% du total) et 4 espèces quasi menacées	(Barneix, 2016)
	Liste rouge de la Flore vasculaire	360 espèces menacées et 286 espèces quasi menacées (sur 2 711 espèces évaluées)	2018, Document en cours d'élaboration
	Liste rouge des Lépidoptères	33 espèces menacées et 39 espèces quasi menacées (sur 135 espèces évaluées)	2018, Document en cours d'élaboration
	Liste rouge des Mammifères	N/A	A venir en 2019
Ex-Poitou-Charentes	Liste rouge des Amphibiens et Reptiles	6 Reptiles (37%) et 3 Amphibiens (16%) menacés ; 2 Reptiles (13%) et 7 Amphibiens (37%) quasi menacés	(PCN, 2016)
	Liste rouge des Mammifères	1 espèce disparue, 12 mammifères (17 %) menacés et 9 mammifères (13 %) quasi menacés	(PCN, 2018b)
	Liste rouge des Orchidées	5 espèces vulnérables (8,9%) ; 19 espèces en danger (33,9%) ; 6 espèces en danger critique (10,7%) et 4 espèces vulnérables (7,1%)	(Gouel et al., 2016)
	Liste rouge de la Flore vasculaire	351 espèces menacées et 205 espèces quasi menacées (sur 1 843 espèces évaluées)	2018
	Liste rouge des Oiseaux nicheurs	9 espèces disparues (5%), 78 espèces menacées (44%) et 33 quasi menacées (18%)	(PCN, 2018d)
	Liste rouge des Odonates	2 espèces disparues, 14 espèces menacées (21%) et 20 espèces quasi menacées (30%)	(PCN, 2018c)
	Liste rouge des Cigales, Ascalaphes, Mantres et Phasmes	2 Cigales, 1 Mante et 2 Ascalaphes (50% des espèces évaluées dans cette liste) menacés	(PCN, 2018a)
	Liste rouge des Rhopalocères	3 espèces disparues, 28 Rhopalocères (24 %) menacés, 21 Rhopalocères (18 %) quasi menacés	(PCN, 2019)
	Liste rouge des Orthoptères	14 espèces menacées et 11 quasi menacées sur 72 évaluées	2018, Document en cours d'élaboration
	Liste rouge des champignons fonge menacés	242 espèces menacées et 39 espèces quasi-menacées sur 2 946 espèces (dont 1802 avec des données insuffisantes)	2018, Document en cours d'élaboration

B.6 Protection de la Nature en Nouvelle-Aquitaine

Le patrimoine naturel de la Région Nouvelle-Aquitaine, sous ses différentes formes, des espèces aux milieux, subit ainsi des pressions d'origine anthropique qui requièrent l'élaboration d'outils de conservation et de préservation spécifiques à l'échelle régionale. Cette gestion de la biodiversité est cadrée par la loi et par des outils juridiques et législatifs, ainsi que par des programmes et des plans d'actions qui sont implémentés par les acteurs concernés du territoire néo-aquitain.

Stratégie Régionale de Biodiversité (SRB)

Déclinaison régionale de la Stratégie Nationale de Biodiversité (SNB), la Région Nouvelle-Aquitaine et l'Etat ont lancé début 2019 les travaux d'élaboration de la SRB afin d'aboutir à une vision partagée des enjeux régionaux en matière de préservation de la biodiversité régionale. Ce dispositif permettra d'établir un cadre de référence commun aux acteurs du territoire régional. L'approche participative et une action collective animeront cette dynamique pour la préservation de la biodiversité sous l'égide institutionnelle de la Région et de l'Etat. Les grandes orientations de la SRB et son plan d'action seront élaborés suite à la réalisation en cours du premier volet « Diagnostic et enjeux » qui a été confiée à l'Agence Régionale de la Biodiversité (ARB-NA). Ce volet sera successivement suivi des volets « Orientations stratégiques », « Programmes d'action » et enfin « Actions ».

B.6.1. La conservation des espèces

La gestion des espaces naturels et des espèces fait l'objet de réglementations et de plans d'action spécifiques. En déclinaison des dispositions internationales et communautaires, le code de l'environnement prévoit un système de protection strict des espèces de faune et de flore sauvages, dont les listes sont fixées par arrêtés ministériels. L'application de cette réglementation vise à ce que les projets ou activités ne remettent pas en cause l'état de conservation des espèces concernées. Les articles L.411-1 et R.411-1 du Code de l'environnement (CE) assurent la protection stricte de la faune et de la flore. Ils s'imposent à tout responsable de projet ou d'aménagement ; et leur non-respect expose à des sanctions administratives (arrêt chantier, remise en état) et à des sanctions pénales.

En complément, les Plans Nationaux d'Actions (PNA) sont des outils stratégiques opérationnels qui visent à assurer la conservation ou le rétablissement favorable d'espèces animales ou végétales sauvages menacées ou faisant l'objet d'un intérêt particulier. Cet outil est mobilisé lorsque les autres politiques publiques environnementales et sectorielles incluant les outils réglementaires de protection de la nature sont jugées insuffisantes pour aboutir à cet objectif. Plusieurs des espèces emblématiques régionales bénéficient de plans d'action nationaux ou régionaux du fait



de leur statut d'espèces menacées et font l'objet de suivis écologiques réguliers. Sur les 50 PNA de France métropolitaine, la Nouvelle-Aquitaine est fortement concernée par 14 et en coordonne 8. Ces PNA peuvent se concentrer sur des espèces spécifiques ou bien sur des groupes taxonomiques. Au niveau régional, les PNA sont complétés par les Plans Régionaux d'Actions (PRA). Les suivis de ces plans sont coordonnés et assurés par l'Etat et les acteurs techniques régionaux : par exemple, le Parc National des Pyrénées suit la reproduction et le nourrissage du gypaète barbu (*Parc National des Pyrénées, 2011*).

Les banques de graines sont par ailleurs développées spécialement pour la conservation des plantes sauvages. Ces dispositifs sont mis en place par les Conservatoires Botaniques Nationaux (agréés) ayant choisi de se consacrer en priorité à la sauvegarde de la flore sauvage. Le Conservatoire Botanique Sud-Atlantique, incluant les ex-régions Aquitaine et Poitou-Charentes, et le Conservatoire Botanique des Pyrénées sont agréés CBN. Ainsi, ils participent à la constitution des banques de graines de plantes rares, menacées ou protégées qui seront ensuite conservées ex-situ au froid ou mises en multiplication.

Le territoire de Nouvelle-Aquitaine est concerné par 14 Plans nationaux et régionaux d'Actions en faveur des espèces ou groupes taxonomiques suivants :

- Vison d'Europe ;
- Gypaète barbu ;
- Ours brun ;
- Vautour percnoptère ;
- Milan royal ;
- Esturgeon européen ;
- Lézard ocellé ;
- Outarde canepetière ;
- Chiroptères ;
- Odonates ;
- Cistude ;
- Maculinea ;
- Loutre d'Europe ;
- Vautour fauve.

Plan contre les espèces exotiques envahissantes

Les Espèces Exotiques Envahissantes (EEE) peuvent avoir des impacts massifs sur les écosystèmes et espèces autochtones et font donc l'objet d'une réglementation particulière tant au niveau national qu'europpéen. La Commission Européenne a adopté le 13 juillet 2016 la première liste des espèces préoccupantes pour l'UE (règlement d'exécution 2016/1141). On y retrouve le ragondin, le vison d'Amérique, la tortue de Floride, la grenouille taureau ainsi que l'écrevisse de Louisiane. Ce règlement fixe des règles visant à prévenir, à réduire au minimum et à atténuer les effets néfastes sur la biodiversité de l'introduction et de la propagation au sein de l'Union, qu'elles soient intentionnelles ou non intentionnelles, d'espèces exotiques envahissantes. Concernant les espèces végétales invasives de la Région Nouvelle-Aquitaine, des bilans pour les ex-régions ont été réalisés. Ainsi, 133 espèces exotiques peuvent être considérées comme envahissantes à des degrés divers en ex-Limousin (*Bart et al., 2014*) ; il y aurait 229 plantes exotiques envahissantes en ex-Aquitaine (*Caillon & Lavoué, 2016*) tandis que la liste est encore provisoire pour l'ex-Poitou-Charentes (*Terrisse et al., 2015*).



© Flickr Lanzi

Parmi les structures ayant une vocation de protection des espèces en Région Nouvelle-Aquitaine figure enfin le CREGENE (Conservatoire des Ressources Génétiques de Centre Ouest Atlantique) se concentrant sur la conservation génétique des espèces ou des races et variétés menacées. A cheval entre l'ex-Poitou-Charentes et le Pays de la Loire, le CREGENE est une structure directement affiliée au Parc interrégional du Marais Poitevin (PIMP) qui encourage la conservation in-situ en faisant la promotion de races et variétés locales auprès des éleveurs et agriculteurs et de tous les passionnés volontaires. Plus de sept races locales

et trois espèces végétales domestiques du Marais Poitevin sont ainsi sauvegardées par le CREGENE. Concernant les mammifères, on retrouve par exemple le baudet du Poitou, la chèvre poitevine, le cheval de trait poitevin, la mule poitevine et la vache maraîchine.



© Arnaud Bouissou (Terra)

B.6.2. La conservation des habitats

La biodiversité régionale fait l'objet d'une législation spécifique se concentrant aussi sur les espaces naturels, ce qui se traduit en termes géographiques par un réseau de sites naturels aux statuts juridiques divers. Selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), un espace protégé est « un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés ». Les Espaces Naturels Sensibles ont

pour objectif de préserver la qualité des milieux et d'orienter l'aménagement des espaces pouvant être ouverts au public. Les inventaires zones humides, tout comme les inventaires pelouses sèches, se concentrent sur ces milieux particulièrement sensibles et au patrimoine naturel très riche. La Nouvelle-Aquitaine est la région française possédant la plus grande surface d'aires protégées terrestres et marines avec plus de 50 036 km² en 2015 (Figure B.11). On y distingue 3 types de protection⁶ :

1. Les protections réglementaires sont des outils définis par la loi et dont le but premier est la protection de sites particulièrement menacés ou très emblématiques. En Nouvelle-Aquitaine, ils représentent 1,7% de la surface régionale protégée.

Espaces naturels sous protection réglementaire	Surface régionale
1 Parc Naturel National (PNN)	148 km ²
22 Réserves Naturelles Nationales (RNN)	60,2 km ² (terrestre) + 133 km ² (maritime)
9 Réserves Naturelles Régionales (RNR)	5,76 km ² (surface officielle)
78 Arrêtés préfectoraux de Protection de Biotope (APPB)	595,1 km ²
1 Réserve Naturelle de Chasse et de Faune Sauvage Nationale	20,71 km ² (surface officielle)
4 Réserves Biologiques (2 Intégrales et 2 Dirigées)	30,6 km ²

2. Les protections conventionnelles impliquent une forme de contractualisation avec les propriétaires ou utilisateurs d'un milieu naturel (Etat, collectivités, socio-professionnels, sociétés privés, particuliers). C'est le type de protection majoritaire en surface avec plus de 97% des espaces protégés, incluant les milieux marins et terrestres.

Espaces naturels sous protection conventionnelles	Surface régionale
Parcs Naturels	
4 Parcs Naturels Régionaux (PNR)	9 202 km ² (terrestre) + 2,3 km ² (maritime)
2 Parcs Naturels Marins (PNM)	468,1 km ² (terrestre) + 6 477,7 km ² (maritime)
Natura 2000 (européen)	
57 Zones de Protection Spéciales (ZPS) Directive « Oiseaux »	5 232,9 km ² (terrestre) + 87 022,3 km ² (maritime)
217 Zones Spéciales de Conservation (ZSC) - Directive « Habitats »	6 948,5 km ² (terrestre) + 69 185,7 km ² (maritime)
Autres (internationales)	
Directive « Habitats »	6 948,5 km ² (terrestre) + 69 185,7 km ² (maritime)
3 Sites RAMSAR	44 km ² (terrestre) + 62,1 km ² (maritime)
Réserve de Biosphère	Bassin de la Dordogne (18 119 km ² en Région Nouvelle-Aquitaine)

3. Les protections par maîtrise foncière via une acquisition, un bail, ou encore un prêt à usage pour protéger un espace naturel par acquisition de tous les droits liés à la propriété ou via une convention avec les propriétaires pour la gestion de sites. En Nouvelle-Aquitaine, les espaces gérés de cette façon représentent 1.3% de la surface totale des aires protégées.

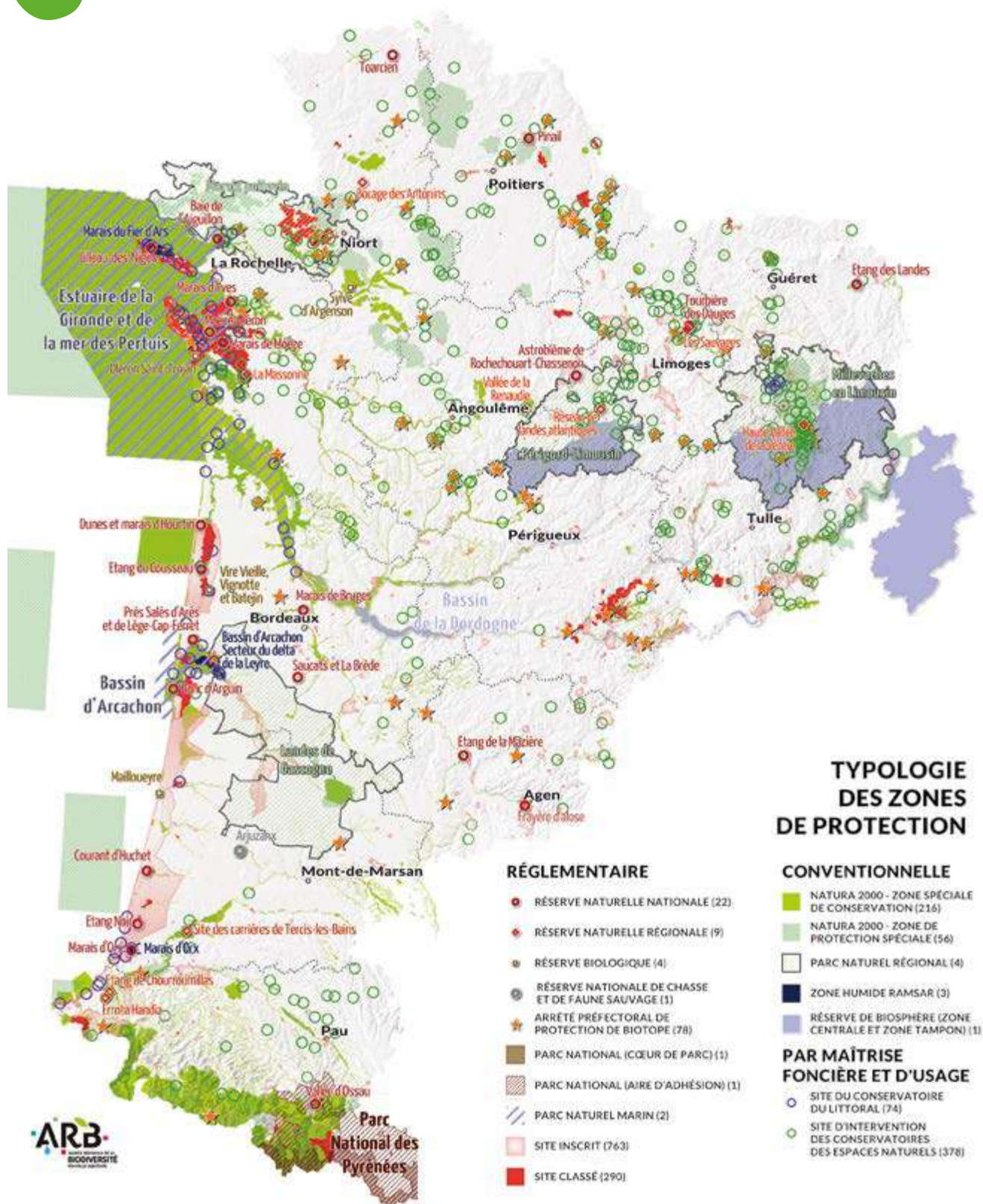
Sites sous maîtrise foncière	Nombre de sites	Surface régionale
Sites des Conservatoires d'Espaces Naturels (CEN)	378 sites	435,2 km ²
Périmètres d'intervention des Conservatoires du littoral (CdL)	73 sites	141,9 km ² (terrestre) + 15,2 km ² (maritime)

Les ENS (Espaces Naturels Sensibles des Départements) font aussi partie intégrante de la panoplie d'outils de conservation des habitats par leur acquisition foncière ou par la signature de conventions avec les propriétaires privés ou public. Institués en 1976, ils ont pour objectif de

préserver la qualité des milieux et d'orienter l'aménagement des espaces pouvant être ouverts au public. Dans ces espaces, le département a la possibilité d'instaurer un droit de préemption spécifique (ZPENS - Zones de Préemption sur les Espaces Naturels Sensibles).

FIGURE
B.11

Zones de protection du patrimoine naturel en Nouvelle-Aquitaine (Source : ARB-NA)



() : nombre de sites

Hors : protection législative directe (loi littoral, loi montagne, loi sur l'eau), opération grand site, espace classé boisé, forêt de protection, réserve de pêche, cantonnement de pêche, directive de protection et mise en valeur des paysages, directive territoriale d'aménagement et de développement durable, acquisition de terrains par préemption, espace naturel sensible, fondation et fond de dotation.

B.6.3. La gestion de la biodiversité dans les socio-écosystèmes

La Région Nouvelle-Aquitaine compte plus de 7 parcs naturels : 1 parc naturel, 4 parcs régionaux et 2 parcs marins (Figure B.12). Ces territoires sont des hauts lieux de la biodiversité à l'intersection des activités socio-économiques structurantes des socio-écosystèmes régionaux. La gestion de ces espaces et de leurs espèces est donc déterminante non seulement pour leur conservation mais aussi pour la résilience et la valorisation des services écosystémiques rendus par la biodiversité à la société dans son ensemble.

FIGURE
B.12

Les parcs naturels de la Région Nouvelle-Aquitaine (national, régional et marin). Deux projets de PNR sont actuellement en cours : le projet du Parc Naturel Régional Médoc dans les Pyrénées-Atlantiques et le projet du Parc Naturel Régional Gâtine Poitevin en ex-Poitou-Charentes.



© Shutterstock

PNN des Pyrénées

Unique parc national de la Région Nouvelle-Aquitaine, le Parc National des Pyrénées est aussi la région montagneuse la plus élevée. Le parc est composé d'une diversité de sites naturels, culturels et paysagers abritant de nombreuses espèces endémiques. A proximité se trouve la RNN (Réserve Naturelle Nationale) des vautours fauves d'Ossau, abritant plus de 120 couples nicheurs de cette espèce emblématique.



© PNRML

PNR du Plateau de Millevaches

Grand plateau granitique formant la partie la plus élevée du Limousin, le PNR du Plateau de Millevaches est caractérisé par une succession de collines, vallées et vallons dont la surface forestière est importante et dominée par le hêtre. La loutre d'Europe symbolise le plateau, souvent désigné comme le 'château d'eau de France' en raison des nombreux cours d'eau y prenant source.



© Shutterstock

PNR du Marais Poitevin

Site classé et labellisé «Grand site de France», le Marais Poitevin est la deuxième plus grande zone humide de France. Le PNR s'étend sur plus de 18 500 ha. Zones naturellement marécageuses, on y trouve de nombreuses espèces inféodées à ces écosystèmes complexes. Les canaux qui serpentent les marais mouillés lui valent le nom de «Venise Verte».



© Sébastien CARLIER (PNRLG)

PNR des Landes de Gascogne

Situé à cheval sur les départements des Landes et de la Gironde, le Parc Naturel Régional des Landes de Gascogne couvre une superficie de 336 100 ha. Il est caractérisé par une diversité de paysages allant de celui de la forêt de pins très emblématique de la Région, à celui de la vallée de la Leyre avec ses zones humides et ses forêts de feuillus en passant par les paysages maritimes du bassin d'Arcachon.



© PNRPL

PNR Périgord Limousin

Couvrant le Haut Périgord et une partie de l'est du Périgord Vert, sur le département de la Dordogne et au-delà dans le département de la Haute-Vienne, le Parc Naturel Régional Périgord Limousin s'étend sur une superficie de 1 900 km². Le parc présente une mosaïque de paysages : landes à bruyère, forêts (châtaigneraies), zones humides et bocages, etc.



© Shutterstock

PNM du Bassin d'Arcachon

Englobant la totalité du bassin, le Parc Naturel Marin du Bassin d'Arcachon couvre une surface de 435 km² d'espace marin avec 144 km de linéaire côtier. Au creux du golfe de Gascogne, le bassin d'Arcachon est une lagune à marée dont les échanges avec l'océan et les cours d'eau douce créent une diversité de paysages : prés salés, vasières à zostères, dunes, îlots sableux dont le banc d'Arguin, etc. Il constitue un véritable corridor écologique pour de nombreuses espèces aquatiques.



© Laurent Mignaux (Terra)

PNM des l'estuaire de la Gironde

Au coeur du Golfe de Gascogne, le Parc Naturel Marin de l'estuaire de la Gironde et de la mer des Pertuis couvre 6 500 km² d'espace marin sur la façade atlantique. Le parc regroupe trois grandes zones allant de la mer des Pertuis au large en passant par l'estuaire de la Gironde. On y retrouve notamment une biodiversité importante de poissons (esturgeon d'Europe, maigre, etc.) et d'oiseaux (fou de bassin, puffin des baléares, etc.).

Tandis que ces parcs naturels font partie des socio-écosystèmes régionaux, pour ce qui est des socio-écosystèmes en soit, aucun outil de conservation ou de gestion de la biodiversité n'existe en tant que tel. Cependant, il est possible de calculer les superficies relatives de chacun d'entre eux qui bénéficient d'un statut de conservation (**Tableau B.5**).

TAB
LEAU
B.5

Pourcentage des surfaces des socio-écosystèmes sous protection réglementaire et conventionnelle et nombre de sites sous protection par maîtrise foncière Données Corine Land Cover 2018, DREAL NA (SIGMA)2019, MTES-MNHN (INPN) 2019, Fédération des CEN 2017 - Traitement ARB NA

SES	Protection réglementaire	Protection conventionnelle	Protection par maîtrise foncière (Nombre de sites)	
	(% du SES)	(% du SES)	Conservatoire Espaces Naturels	Conservatoire du Littoral
Plaines agricoles	0,98%	13,35%	78	8
Vignes et vin	0,02%	1,59%	6	0
Forêts et bois	0,39%	27,81%	161	24
Zone littorale et principales vallées	17,27%	77,56%	20	25
Milieux urbains et artificiels	1,39%	8,92%	9	4
Prairies et pastoralisme	0,84%	25,5%	104	12
Total	--	--	378	73

B.6.4. La préservation et la restauration des continuités écologiques

En plus des espaces naturels protégés, l'urgence de conserver le patrimoine naturel et la biodiversité régionale a entraîné l'implémentation de nouveaux outils d'aménagement du territoire. La fragmentation des milieux naturels est considérée comme la première cause du déclin de la biodiversité. La préservation de cette dernière, qui ne peut se réduire à la seule protection des espèces menacées et de certains sites naturels remarquables, est désormais associée à la notion de conservation des continuités écologiques. La continuité écologique se réfère à la «connectivité du paysage» qui correspond à la capacité des paysages à permettre le libre mouvement des espèces.

1. La Trame Verte et Bleue (TVB) est constituée du réseau des continuités écologiques sur l'ensemble du territoire de la Nouvelle-Aquitaine afin que les espèces végétales et animales aient la possibilité de se déplacer, de s'alimenter, de s'abriter, de se reproduire ... Ce grand réseau, engagement phare du Grenelle de l'environnement (2007), est constitué d'un certain nombre d'espaces réservoirs de biodiversité et des corridors écologiques les reliant entre eux, à la fois terrestres et aquatiques. Ceci permet par ailleurs de préserver la nature patrimoniale et la biodiversité ordinaire, cette dernière n'étant pas forcément bien représentée dans les espaces naturels protégés ; mais aussi d'améliorer la qualité paysagère pour les habitants et de favoriser un aménagement durable

des territoires régionaux. Par ailleurs, il est démontré que la lumière artificielle a un effet barrière entraîné par une rupture du noir durant la nuit pouvant être infranchissable pour certains animaux (insectes notamment). L'instauration d'une « trame noire » est en cours de discussion afin de compléter la TVB.

2. Le Schéma Régional de Cohérence Écologique (SRCE), conformément à l'article L371-3 du Code de l'environnement, constitue un document cadre régional qui vise à l'identification et à la mise en œuvre de la Trame Verte et Bleue régionale. Le SRCE est intégré au SRADDET (Schéma Régional d'Aménagement et de Développement Durable du Territoire). Outil principal des régions en matière d'aménagement, le SRADDET simplifie les politiques publiques en œuvrant pour une planification régionale plus cohérente et stratégique. Le Schéma suit onze domaines d'intervention définis au niveau national incluant la protection et la restauration de la biodiversité. Dans ce cadre, le SRCE doit être pris en compte dans les documents de planification et les projets d'aménagement et d'urbanisme (SCoT, PLU...). Il est composé de :

- la présentation des enjeux régionaux relatifs à la préservation et à la restauration des continuités écologiques ;

7. Site Web de la TVB de la Nouvelle-Aquitaine : <http://www.tvb-nouvelle-aquitaine.fr/>

Site Web du SRADDET : <https://www.nouvelle-aquitaine.fr/concertations-pour-co-construire-nouvelles-politiques-regionales/sraddet-ensemble-imaginons-nouvelle-aquitaine.html>



© Thierry Guyot

- un volet identifiant l'ensemble des composantes de la Trame Verte et Bleue ;
- une cartographie de la Trame Verte et Bleue à l'échelle de la région et les mesures contractuelles mobilisables pour la préservation ou la restauration des continuités écologiques ;
- les mesures prévues pour accompagner la mise en œuvre des continuités écologiques.

L'intégration sur les territoires des enjeux de biodiversité, notamment de préservation des continuités écologiques, se fera donc via les documents de planification (Scot et PLUi), mais aussi via des dispositifs incitatifs des politiques nationales (Territoires Engagés pour la Nature) et régionales (aides en faveur de la TVB pour les collectivités).

Prise en compte sociétale des enjeux de biodiversité et mobilisation des acteurs et citoyens de la Région Nouvelle-Aquitaine

La Région Nouvelle-Aquitaine s'investit dans l'intégration de la biodiversité au-delà de la conservation des espèces, des habitats et des continuités écologiques, consciente que la biodiversité offre des réponses aux questions de développement et d'aménagements durables, de santé, d'alimentation par son rôle primordial dans le fonctionnement des écosystèmes. Pour cela une gouvernance régionale s'est mise en place en Nouvelle-Aquitaine, pilotée par la Région Nouvelle-Aquitaine et l'Etat (DREAL, direction régionale de l'AFB). La Région est en effet Chef de file Biodiversité auprès des collectivités locales (*Loi MAPTAM, 2014*) et se doit d'organiser une action publique cohérente et efficace en faveur de la biodiversité. La Loi pour la reconquête de la biodiversité et des paysages réaffirme le rôle de la Région, notamment avec l'élaboration des Stratégies Régionales en faveur de la Biodiversité, et instaure le Comité Régional de la Biodiversité afin d'organiser l'action collective en faveur de la Biodiversité. Ce comité rassemble les services de l'Etat, les collectivités, les socio-professionnels, les associations environnementales, les scientifiques... La Stratégie Régionale en faveur de la Biodiversité, lancée en mars 2019 sur le territoire Nouvelle-Aquitaine, permettra, à partir du diagnostic des enjeux, de mobiliser les acteurs de la sphère publique et de la sphère privée (entreprises, associations,...) afin d'aboutir à des engagements en faveur de la biodiversité (actions, financements, partenariats,...) en 2021. Une prise de conscience collective des enjeux de biodiversité est à l'œuvre. Elle se concrétise par des participations citoyennes (chantiers nature, inventaires participatifs, financements participatifs, mobilisation sur les concertations publiques...), et des actions portées par une jeunesse de plus en plus engagée (ex. marches des lycéens).

B.7 Bibliographie

1. **AcclimaTerra (2018)** *Anticiper les changements climatiques en Nouvelle-Aquitaine*. Région Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux.
2. **Agence Régionale de la Biodiversité Nouvelle-Aquitaine (2018)** *L'eau et ses enjeux en Nouvelle-Aquitaine*.
3. **Agreste Nouvelle-Aquitaine (2017)** *Utilisation du territoire 2006 - 2014 en Charente-Maritime. Analyses & Résultats*. DRAAF Nouvelle-Aquitaine.
4. **Barneix (2016)** *Liste rouge régionale des odonates d'Aquitaine*. Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage, pp. 40.
5. **Barnosky et al. (2011)** 'Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?', *Nature*, 471(7336), pp. 51–57.
6. **Bart, Chabrol & Antonetti (2014)** *Bilan de la problématique végétale invasive en Limousin*. Conservatoire botanique national du Massif central, pp. 35.
7. **Bretagnolle et al. (2019)** 'Action-orientated research and framework: insights from the French long-term social-ecological research network', *Ecology and Society*, 24(3), p. art10.
8. **Buis et al. (2018)** *Liste Rouge des libellules menacées du Limousin Rapport d'évaluation - Méthode, démarche et résultats*. CEN Limousin, pp. 92.
9. **Caillon & Lavoué (2016)** *Liste hiérarchisée des plantes exotiques envahissantes d'Aquitaine. Version 1.0*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, pp. 33.
10. **CBNMC (2013)** *Liste rouge de la flore vasculaire du Limousin*. Centre Botanique National Massif Central, pp. 66.
11. **Ceballos et al. (2015)** 'Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction', *Science Advances*, 1(5), p. e1400253.
12. **Chabrol (2005)** *Liste rouge des Orthoptères menacés du Limousin*. Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel du Limousin, pp. 2.
13. **Chambord & Chabrol (2013)** *Première liste rouges des Coléoptères saproxyliques et phytophages du Limousin*. Société Entomologique du Limousin pour la DREAL Limousin, pp. 22.
14. **Crist, Mora & Engelman (2017)** 'The interaction of human population, food production, and biodiversity protection', *Science*, 356(6335), pp. 260–264.
15. **Delmas et al. (2000)** *Liste des Lépidoptères Rhopalocères menacés en Limousin*. Société Entomologique du Limousin, pp. 416.
16. **Godfray et al. (2010)** 'Food security: The challenge of feeding 9 billion people', *Science*, 327(5967), pp. 812–818.
17. **Gouel et al. (2016)** *Liste rouges des Orchidées en Poitou-Charentes*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, pp. 28.
18. **Lagarde & Roger (2015)** *La Liste rouge régionale des oiseaux du Limousin*. Société pour l'Étude et la Protection des Oiseaux en Limousin (SEPOL), pp. 28.
19. **Maes et al. (2011)** *A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 1*. PEER Report No 3. Ispra: Partnership for European Environmental Research, pp. 148.
20. **Mallard (2018)** *Programme 'Les sentinelles du climat' Tome VI: Résultats exploratoires des indicateurs des effets du changement climatique sur la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine*. Cistude Nature, Le Haillan, Gironde.
21. **Maxwell et al. (2016)** 'Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers', *Nature*, 536(7615), pp. 143–145.
22. **MEP (2019)** *Liste rouge des espèces piscicoles de la Région Limousin*. Maison de l'Eau et de la Pêche, pp. 19.
23. **Le Moigne & Jailloux (2013)** *Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles d'Aquitaine*. Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage, pp. 48.
24. **Parc National des Pyrénées (2011)** *Suivi de la reproduction, nourrissage et actions de gestion en faveur du Gypaète barbu en 2011*.
25. **PCN (2016)** *Liste rouge du Poitou-Charentes : chapitre Amphibiens et Reptiles*. Poitou-Charentes Nature, pp. 14.
26. **PCN (2018a)** *Liste rouge du Poitou-Charentes : chapitre Cigales, Mantes, Phasme et Ascalaphes*. Poitou-Charentes Nature, pp. 10.
27. **PCN (2018b)** *Liste rouge du Poitou-Charentes : chapitre Mammifères*. Poitou-Charentes Nature, pp. 15.
28. **PCN (2018c)** *Liste rouge du Poitou-Charentes : chapitre Odonates*. Poitou-Charentes Nature, pp. 14.
29. **PCN (2018d)** *Liste rouge du Poitou-Charentes : chapitre Oiseaux Nicheurs*. Poitou-Charentes Nature, pp. 25.
30. **PCN (2019)** *Liste rouge du Poitou-Charentes : chapitre Rhopalocères*. Poitou-Charentes Nature, pp. 16.
31. **Terrisse, Plat & Dutartre (2015)** *Liste provisoire des Espèces exotiques envahissantes de Poitou-Charentes*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique, pp. 8.

The background image shows a vast, rolling landscape under a blue sky with white clouds. In the foreground, there is a field of tall grass and numerous small, purple, bell-shaped flowers. A large, semi-transparent green circle is centered over the image, containing the text.

ANNEXE C

Autres rôles, transversaux, de la biodiversité

Enjeux liés au réchauffement climatique, à la santé humaine et aux matériaux & ressources

Le rôle de la biodiversité dans les sociétés humaines et les écosystèmes ne se limite pas aux fonctions exposées dans chacun des chapitres relatifs aux socio-écosystèmes régionaux. La biodiversité contribue en effet à des enjeux transversaux aux socio-écosystèmes, qui ne relèvent pas forcément directement de l'écologie ou de l'économie territoriale. Sans vouloir être exhaustif, nous avons identifié trois de ces enjeux transversaux : le changement climatique, la santé humaine, et les bio ressources ou bio mimétisme. La section 1 présente les processus écologiques liés à la biodiversité permettant d'atténuer le réchauffement climatique et d'adapter les sociétés à ses impacts. La section 2 aborde les contributions de la biodiversité dans le domaine de la santé, à la fois négatives et positives. La biodiversité représente enfin un vaste ensemble de ressources matérielles et génétiques et un réservoir d'innovations dont les applications peuvent bénéficier au secteur de la biologie génétique, de l'énergie, ou encore de l'ingénierie, objet de la section 3. Ce chapitre présente de manière non-exhaustive et à titre indicatif les acteurs de recherche et développement pour chacune de ces thématiques transversales aux socio-écosystèmes. Cette revue générale se concentre sur des études scientifiques régionales dans la mesure du possible, et le cas échéant présente les principaux travaux d'acteurs régionaux engagés dans le développement de ces rôles de la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine.

C.1 Rôle de la biodiversité pour lutter contre le réchauffement climatique

C.1.1. ATTÉNUATION DU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE GRÂCE À LA BIODIVERSITÉ

- 1• Rôle de la biodiversité dans la réduction des émissions de GES
- 2• Rôle de la biodiversité dans la séquestration et conservation du carbone

C.1.2. ADAPTATION AUX EFFETS CLIMATIQUES DU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE GRÂCE À LA BIODIVERSITÉ

- 1• Rôle des services de régulation supportés par la biodiversité
- 2• Rôle de la biodiversité comme ressource de substitution

C.1.3. ATTÉNUATION ET ADAPTATION AU RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE PAR LA BIODIVERSITÉ : QUELLES RELATIONS ENTRE LES DEUX OBJECTIFS

C.2 La biodiversité et la santé humaine : interactions et enjeux régionaux

C.2.1. BIODIVERSITÉ ET ENJEUX MÉDICAUX ET CLINIQUES

- 1• Végétation, pollen, et risque allergique
- 2• Maladies vectorielles

C.2.2. BIODIVERSITÉ ET BIEN-ÊTRE HUMAIN

C.2.3. BIODIVERSITÉ ET SÉCURITÉ ALIMENTAIRE

C.3 Biodiversité : matériaux et innovations

C.3.1. VALORISATION ET CONSERVATION GÉNÉTIQUES EN NOUVELLE-AQUITAINE

C.3.2. RÔLE DE LA BIODIVERSITÉ POUR UNE ÉNERGIE VERTE ISSUE DE LA BIOMASSE RÉGIONALE

C.3.3. LE POTENTIEL SOCIO-ÉCONOMIQUE DU BIOMIMÉTISME EN RÉGION NOUVELLE-AQUITAINE

C.4 Bibliographie

Rédacteurs :

Théo Rouhette¹ & Vincent Bretagnolle²

Remerciements :

Olympe Delmas (CEBC - CNRS)

1) theo.rouhette@cebc.cnrs.fr (Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC), CNRS, Villiers-en-Bois)

2) vincent.bretagnolle@cebc.cnrs.fr (Centre d'Etudes Biologiques de Chizé (CEBC), CNRS, Villiers-en-Bois)

C.1 Rôle de la biodiversité pour lutter contre le réchauffement climatique

Le réchauffement climatique impacte déjà les écosystèmes terrestres et marins en modifiant l'intensité et la fréquence des événements météorologiques extrêmes. Les effets sur les sociétés humaines sont directs ou indirects, incluant l'augmentation du niveau de la mer, l'intensité des orages, des feux de forêts, des sécheresses, des inondations et des canicules. Le changement climatique perturbe également les systèmes de production agricole et les réseaux trophiques desquels dépendent les activités économiques. Les conséquences du changement climatique sur la biodiversité intègrent l'augmentation du taux d'extinction des espèces, tel que synthétisé dans le dernier rapport global de l'IPBES, publié en mai 2019 (*Diaz et al., 2019*). A l'échelle régionale, Acclimaterra, déclinaison régionale du GIEC, a analysé à l'aide de scénarios les impacts du réchauffement climatique sur les territoires et les écosystèmes régionaux de la Région Nouvelle-Aquitaine. De même, le programme 'Les Sentinelles du Climat', coordonné par l'association Cistude Nature, réalise le suivi d'espèces animales et végétales indicatrices des effets du changement climatique sur la flore et la faune de la Nouvelle-Aquitaine. Plus récemment la feuille de route Néoterra, adoptée en plénière en juillet 2019, conjugue des politiques régionales dédiées aux problématiques climatiques et écologiques. Si le changement climatique a un effet sur la biodiversité, l'effet de la biodiversité sur le changement climatique est également avéré, de manière directe et indirecte et à diverses échelles spatiales et temporelles. La biosphère terrestre et marine est une composante majeure du cycle du carbone : elle en représente un stock de plus de 600 Giga tonnes. Les sols et composés organiques constituent quant à eux un stock 4 fois plus important encore (2 600 Giga tonnes). La dynamique de la biodiversité végétale a des impacts rétroactifs sur le système atmosphérique et plus particulièrement sur la concentration des GES. La biodiversité revêt donc un rôle de premier plan dans le contexte des changements globaux, étant en mesure d'atténuer le réchauffement climatique. Si les émissions dues à l'agriculture et à la déforestation se sont stabilisées, elles sont toujours responsables de 24% des émissions mondiales de gaz à effet de serre (GES) : la biodiversité peut aider à réduire ces émissions en capturant le carbone atmosphérique. En outre, la biodiversité a un rôle clé dans l'adaptation aux effets du changement climatique : elle peut améliorer la résilience climatique des socio-écosystèmes de Nouvelle-Aquitaine. Ainsi, la crise climatique et le déclin de la biodiversité peuvent et doivent être considérés conjointement à travers une approche systémique et non sectorielle. Les solutions à ces deux crises environnementales sont fortement liées et les associer permet de bénéficier de synergies nécessaires aux transformations énergétiques et écologiques. Cette section propose de résumer la recherche et les projets scientifiques en Nouvelle-Aquitaine sur le rôle de la biodiversité dans l'atténuation du réchauffement climatique et dans l'adaptation de la société à ses effets.



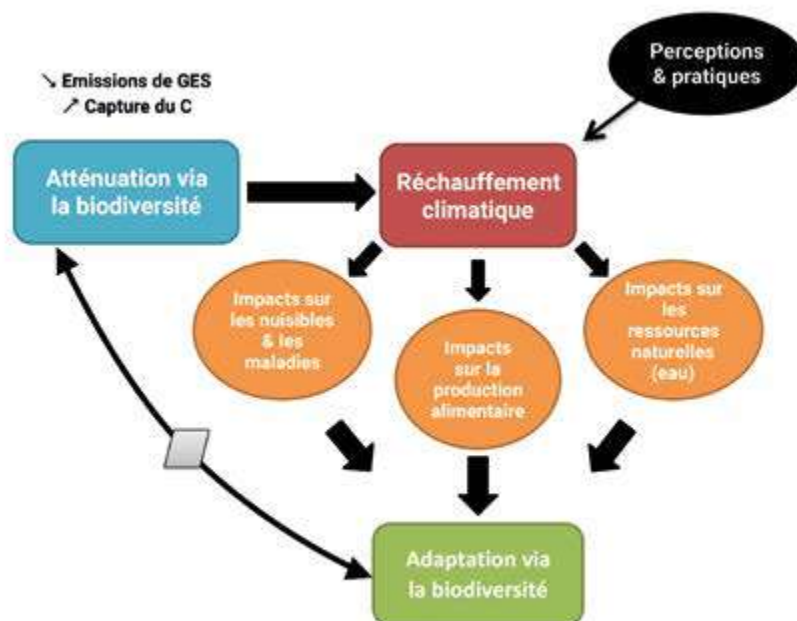
Acclimaterra, anticiper les changements climatiques en Nouvelle-Aquitaine

Dès 2013, le rapport « Prévoir pour agir, les impacts du changement climatique en Aquitaine » présentait pour

l'ex-région Aquitaine les possibles scénarios d'impact des changements climatiques à venir. A la demande de la Région Nouvelle-Aquitaine, un deuxième tome, intitulé « Anticiper les changements en Nouvelle-Aquitaine – Pour agir dans les territoires », fût publié en 2016 – 2017, fruit du travail collectif de plus de 240 chercheurs coordonnés par Hervé le Treut. Le rapport d'Acclimaterra a cherché à estimer pour les milieux régionaux quelles pouvaient être les conséquences et les réponses à apporter aux effets du changement climatique, offrant des pistes de réflexion sur l'adaptation, la gouvernance, la recherche scientifique et les actions nécessaires au sein des différents milieux et secteurs socio-économiques concernés.

FIGURE
C.1

Principales composantes du changement climatique en agriculture et voies par lesquelles les systèmes de culture peuvent influencer l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre et l'adaptation au changement climatique (d'après Debaeke et al., 2017).



C.1.1. Atténuation du réchauffement climatique grâce à la biodiversité

1. Rôle de la biodiversité dans la réduction des émissions de GES

Premièrement la biodiversité végétale peut être utilisée afin de réduire les émissions de GES (CO₂, N₂O, et CH₄), notamment dans les milieux agricoles. L'augmentation des émissions de ces GES est le principal facteur engendrant le changement climatique: la biodiversité, dans ce contexte, peut atténuer ces changements en agissant sur l'ensemble des sources de ces GES.

• Le dioxyde de carbone (CO₂)

Les émissions de CO₂ représentent la principale source de l'effet de serre et donc du réchauffement climatique. Il existe de nombreuses sources de CO₂, notamment la combustion des énergies fossiles qui engendre la majorité des émissions de CO₂ de source humaine à travers les secteurs industriels et les transports. Cependant, les systèmes agricoles, et plus généralement les modifications de l'utilisation des terres, sont aussi des sources d'émissions de CO₂. La déforestation et la conversion des forêts en terres agricoles ont par exemple dégradé les puits de carbone terrestre, engendrant un transfert du carbone vers l'atmosphère. De même, le retournement des prairies permanentes en terres arables émet du carbone dans l'atmosphère. **Dans la Région Nouvelle-Aquitaine**, les écosystèmes de production (plaines agricoles, vignobles et forêts) engendrent des émissions de CO₂ en fonction leur mode de gestion que l'usage ou le maintien de la biodiversité pourrait contribuer à diminuer. Une

part importante des émissions de CO₂ engendrée par l'agriculture conventionnelle provient aussi de la combustion de combustibles fossiles pour la fabrication des produits phytosanitaires. Comme démontré ailleurs dans ce rapport, la biodiversité peut remplacer et substituer des fonctions remplies par les pesticides et les fertilisants tout en préservant le sol et ses organismes. La biodiversité peut donc remplacer, au moins en partie, le recours aux intrants, et donc contribuer indirectement à une réduction de l'utilisation des énergies fossiles. De même, la restauration des éléments semi-naturels favorise les réseaux trophiques du sol et augmente le stock de matière organique (notamment carbonée), ainsi que le contrôle biologique des ravageurs. Le développement de ces pratiques agro-écologiques en Nouvelle-Aquitaine peut ainsi atténuer le réchauffement climatique en réduisant les émissions de CO₂ des systèmes productifs par substitution aux produits phytosanitaires. Les travaux quantifiant ces mécanismes et processus demeurent néanmoins limités dans la région.

• Le protoxyde d'azote (N₂O)

L'épandage d'intrants, notamment les fertilisants (minéraux ou organiques) azotés, est une pratique courante dans les socio-écosystèmes de production. L'application de ces produits est justifiée par ses utilisateurs par le fait que la concentration en azote est un déterminant de la productivité végétale et donc des rendements agricoles. Néanmoins, l'utilisation de ces produits, particulièrement quand les apports azotés sont en excès par rapport aux besoins des plantes cultivées,

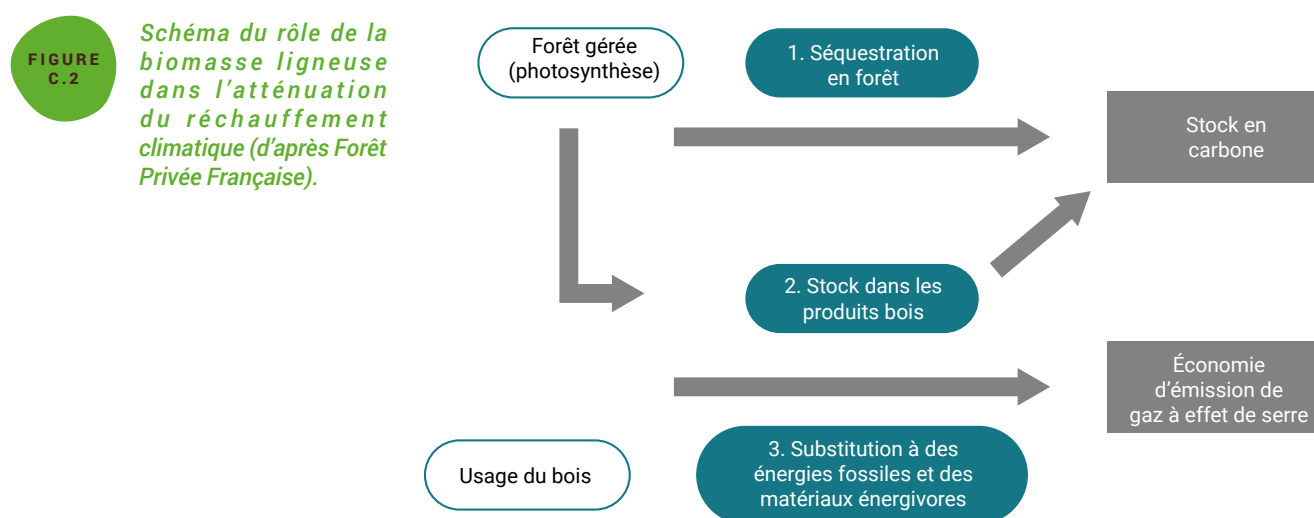
engendre des émissions de GES tel que le protoxyde d'azote (N₂O). Ce gaz au pouvoir de réchauffement global équivalent à 298 fois celui du CO₂ est produit lors des processus biochimiques de dénitrification et nitrification dans le sol, avec des taux augmentant avec la concentration de nitrate et d'ammonium. **Dans la Région Nouvelle-Aquitaine**, on estime le montant des émissions de N₂O à plus de 16 349 tonnes/an en 2014 dont 89% proviennent de l'agriculture (Atmo-NA, 2019a). La biodiversité végétale peut être utilisée comme une alternative aux intrants chimiques azotés : les légumineuses possèdent la capacité de fixer l'azote atmosphérique qui est sous forme de diazote (N₂). Une fois fixé chimiquement dans le sol, l'azote devient « biodisponible » pour les végétaux. Les légumineuses agissent donc comme une source d'azote pour les sols sans nécessité d'apport chimique extérieur, et limitent donc les émissions de protoxyde d'azote dans l'atmosphère. En outre, leur culture comporte d'autres avantages agro-environnementaux tels que la rupture des cycles parasites et des adventices, l'augmentation de la qualité de l'eau (moins de lessivage de nitrate) et de l'air (moins de volatilisation d'ammonium) ou encore des avantages en termes d'adaptation des pratiques culturales aux effets des changements climatiques (voir section 1.2). La Chambre Régionale d'Agriculture **Poitou-Charentes**, en partenariat avec l'INRA Les Verrines, a réalisé des travaux sur la gestion de l'interculture avec des légumineuses pour limiter les transferts d'azote, maximiser la production de biomasse pour capitaliser la quantité d'azote, et optimiser les disponibilités de l'azote pour le rendement de l'année suivante. Ils démontrent que les couverts de légumineuses diminuent la quantité de nitrates lessivables du sol par rapport à un sol laissé nu (*Vericel & Minette, 2010*). Développer les cultures de légumineuses fait partie des mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC), et des projets associatifs nationaux et régionaux promeuvent leur mise en culture, tant pour les effets bénéfiques sur la fertilité des sols que sur leur potentiel de substitution aux fertilisants azotés responsables des émissions de protoxyde d'azote (voir Luzco sur les légumineuses : <http://luzco.fr/le-projet-luzco/>).

• Le méthane (CH₄)

Le secteur agricole, et plus particulièrement l'élevage, est responsable de plus de la moitié des émissions de GES sous la forme de méthane (CH₄). Les ruminants et autres bovins émettent en effet une quantité importante de ce GES au fort potentiel de réchauffement (pouvoir de réchauffement global (PRG) 25 fois plus important que le CO₂). Dans ce contexte, et en parallèle de la promotion de régimes alimentaires à bas apports de sources carnées, il est urgent de trouver des solutions permettant de diminuer les émissions de CH₄ par les élevages. Un déterminant majeur du taux d'émission de CH₄ par les ruminants est leur régime alimentaire. **Par exemple, dans le Massif Central**, une équipe de chercheurs a étudié les différents taux de fermentation de 156 espèces de plantes lors de la digestion et les ont comparé aux rejets de méthane pour le ray-grass vivace, une graminée utilisée pour nourrir les bovins. Les résultats ont permis d'identifier 16 plantes qui ont démontré une réduction simultanée de plus de 80% de production de N-NH₃ (azote ammoniacal) et de 30% d'émission de CH₄ par unité de matière organique digérée (Macheboeuf et al., 2014). Les familles réduisant les émissions le plus efficacement sont les Rosaceae, les Onagraceae, les Polygonaceae et les Dipsacaceae. Ainsi, la diversité végétale régionale peut potentiellement permettre de réduire les émissions de CH₄ provenant de l'élevage (sans considération ici pour diverses variables économiques pouvant limiter l'applicabilité de ces travaux).

2. Rôle de la biodiversité dans la séquestration et la conservation du carbone

Deuxièmement, la biodiversité peut être utilisée pour augmenter les stocks de carbone dans les écosystèmes régionaux par la **séquestration du CO₂ atmosphérique et conservation des stocks de carbone existants**. L'augmentation de la concentration atmosphérique du CO₂ et ses effets directs et indirects, peuvent en effet être atténués non seulement par une réduction des émissions de GES mais aussi par une augmentation et une préservation des stocks de carbone non-atmosphérique. Le cycle du carbone est constitué de plusieurs stocks, dont l'atmosphère, le sol, la végétation et les océans.



Afin d'éviter les émissions, deux priorités apparaissent :

1. protéger et retenir les stocks de carbone existants dans les écosystèmes, par des aires protégées et des programmes de conservation dans tous les socio-écosystèmes ;
2. restaurer les stocks de carbone épuisés par une meilleure gestion environnementale et la restauration écologique des milieux dégradés. Dans ce contexte, la biodiversité peut être utilisée afin d'agir sur les quantités des flux de carbone entre les différents compartiments du cycle du carbone.

• La séquestration du carbone par la végétation

La photosynthèse est le processus biologique par lequel le carbone atmosphérique, sous forme de CO₂, est absorbé chimiquement par la végétation sous forme organique (glucide). La photosynthèse est, encore aujourd'hui, le seul moyen dont nous disposons pour capturer du carbone dans l'atmosphère. La végétation représente un puits de carbone, c'est-à-dire, dans certaines conditions écologiques, un compartiment qui absorbe plus de carbone de l'atmosphère qu'il n'en émet. La séquestration du carbone correspond au stockage à long-terme du CO₂ hors de l'atmosphère : la végétation et plus particulièrement les arbres peuvent donc être mobilisés pour atténuer le réchauffement climatique par absorption du carbone atmosphérique. Par ailleurs, il a été démontré que les forêts et les écosystèmes séquestrant le plus de carbone sont également les plus diversifiés, malgré de fortes variations régionales (Liang et al., 2016). En Région Nouvelle-Aquitaine (cf. chapitre « Forêts et bois »), peu ou pas d'études régionales ont étudié le rôle de la biodiversité forestière sur les stocks de carbone en Nouvelle-Aquitaine et a fortiori son potentiel rôle d'atténuation du réchauffement par séquestration du carbone. Néanmoins, les forêts régionales font tout de même partie de programmes et de projets ayant pour objectif de valoriser le puits de carbone forestier.

• Le stockage et la conservation du carbone dans le sol

Dans le sol, les processus biochimiques impliqués dans les transferts de carbone entre la végétation et l'atmosphère sont également un levier important pour lutter contre le réchauffement climatique, car les stocks de carbone dans le sol sont le deuxième plus grand réservoir actif de carbone après les océans. Ainsi, conserver ces stocks, et même augmenter le puits de carbone qu'ils représentent, contribue directement à l'atténuation du réchauffement climatique. Cependant, le rôle du sol dans le stockage du carbone est fortement dépendant des modes de gestion du sol. La modification de l'usage des terres et la dégradation des sols (pollution, dégradation physique...) diminuent en effet le potentiel de stockage du carbone (Rattan, 2004). Les transferts de carbone entre atmosphère ou végétation et sol dépendent d'une grande variété d'organismes qui forment des réseaux trophiques complexes. Ces organismes sont des bactéries, des champignons mycorhiziens, des décomposeurs divers (comme les espèces saproxyliques ou les vers de terre). Ils participent au stockage et à la conservation du carbone dans le sol par plusieurs mécanismes : limitation de l'érosion, association symbiotique avec la végétation, formation du sol et recyclage des nutriments. La minéralisation est un processus augmentant le taux de matière organique dans le sol et donc leur stock de carbone, qui est proportionnel à la diversité biologique. Des mesures concrètes incluent la restauration des sols dégradés, la couverture du sol, la plantation d'espèces végétales, l'usage de compost et de fumier pour nourrir le sol. En

Le potentiel de l'agroforesterie pour la gestion des stocks de carbone

L'agroforesterie pourrait permettre d'augmenter le stockage de carbone dans la biomasse sans réduire les rendements (Debaeke et al., 2017). L'agroforesterie est un système agricole associant les arbres et les cultures ou l'élevage. A ce titre, ce mode d'exploitation peut aussi augmenter le carbone stocké dans le sol en augmentant le carbone entrant par les arbres (feuilles et racines) avec une densité faible d'arbres et des haies entourant les parcelles agricoles. De nombreuses études se sont intéressées au potentiel de l'agroforesterie dans la gestion du carbone et une étude française a démontré ce fort potentiel à des coûts modérés (les coûts ajoutés étant partiellement compensés par les bénéfices des autres produits comme le bois ou la récolte fruitière) (Pellerin et al., 2014). L'agroforesterie peut par ailleurs contribuer à l'adaptation au réchauffement de manière indirecte en maximisant l'utilisation des ressources en eau souterraine (Abildtrup et al., 2006). Les arbres et les haies peuvent également générer des habitats pour la faune sauvage et encourager le contrôle biologique des ravageurs, permettant de réduire l'usage de produits phytosanitaires. En Région Nouvelle-Aquitaine, l'agroforesterie est une mesure incluse dans le Plan de Compétitivité et d'Adaptation des Exploitations agricoles (PCEA). Une étude menée sur 6 sites en France incluant 2 sites de Poitou-Charentes (Saint Jean d'Angély et Melle) a par ailleurs démontré que le couvert végétal des arbres favorise le stockage du carbone du sol : le stock de C souterrain augmente jusqu'à 50% en moyenne à une profondeur de 30 centimètres sous les rangs d'arbres par rapport aux champs de céréales cultivés sans arbres (Cardinael et al., 2017).

Région Nouvelle-Aquitaine, optimiser le potentiel de stockage du sol grâce à la diversité édaphique et végétale implique la mise en place de pratiques agro-écologiques pour la gestion du sol. Les sols régionaux contiennent 0.435 109 (milliards) de tonnes de carbone, ce qui représente 38 fois les émissions annuelles de GES de la région. On observe une grande variabilité dans la répartition de ce stock en fonction du pédoclimat mais aussi de l'usage des sols. Ainsi, les teneurs les plus faibles sont observées en zones de grandes cultures ou de vignobles tandis que les prairies permanentes et les forêts stockent jusqu'à 1,5 fois plus de carbone que les zones agricoles ou viticoles (Meersmans et al., 2012).

La Biodiversité comme moyen de substitution des énergies fossiles

Finalement, à la séquestration et à la conservation du carbone par l'usage de la biodiversité, s'ajoutent toutes les possibles substitutions matérielles qu'offrent les ressources naturelles. Le secteur industriel représente en effet une source majeure d'émission de CO₂, notamment dans la construction, mais aussi dans le secteur énergétique. Ces secteurs sont donc des leviers importants pour réduire les émissions et atténuer le réchauffement climatique : la biodiversité peut ici aussi jouer un rôle important en fournissant des matériaux durables et avec un coût écologique moindre. Le rôle de la biodiversité dans la production d'énergie verte est développé dans la section suivante de ce chapitre.



© Pixabay

C.1.2. Adaptation aux effets du réchauffement climatique grâce à la biodiversité

La biodiversité peut aussi servir de support pour adapter les socio-écosystèmes régionaux aux effets divers du réchauffement climatique. Traditionnellement, l'adaptation au réchauffement climatique ouvre le débat entre deux approches : les solutions fondées sur la technologie et les solutions fondées sur la nature. La biodiversité et les services écosystémiques sont mis en avant et encouragés par la seconde approche, proche de l'approche écosystémique de gestion des socio-écosystèmes (cf chapitre « Gouvernance »). De manière spécifique ou transversale, et en complément de son rôle dans l'atténuation du réchauffement, la biodiversité peut servir de fondation pour l'adaptation des socio-écosystèmes régionaux au changement climatique.

1. Rôle des services de régulation supportés par la biodiversité

La biodiversité, notamment paysagère, fournit une base d'adaptation aux aléas climatiques par les multiples **services de régulation** qu'elle soutient. Plusieurs services écosystémiques d'origine biotique sont ainsi impliqués dans des processus de régulation, de protection et de maintenance de structures et fonctions écologiques réduisant l'intensité des conséquences du réchauffement climatique. Ceci inclut

notamment le contrôle de l'érosion, des inondations, des tempêtes, des incendies, ou encore des pathogènes et maladies pouvant bénéficier de l'augmentation moyenne des températures. **En Région Nouvelle-Aquitaine**, plusieurs services de régulation soutenus par la biodiversité remplissent ce rôle d'adaptation. Les changements climatiques engendrent par exemple un aléa de submersion marine sur le littoral, notamment à cause de la présence de vastes territoires à basse altitude. La tempête Xynthia de 2010 est le dernier épisode majeur de submersion marine ayant causé de nombreux dégâts, y compris humains, sur les côtes du Pertuis-Charentais. Adapter le littoral est donc un enjeu sociétal primordial. Dans ce contexte, des projets de restauration écologique de zones humides peuvent participer à la protection des côtes qui verront une augmentation de la fréquence et de l'intensité d'événements météorologiques extrêmes. Des études se concentrant sur le Pertuis-Charentais suggèrent que des mesures d'adaptation naturelle peuvent non seulement être moins coûteuses que les digues de premier ordre pour la protection des côtes, mais aussi être bénéfiques aux zones de nurseries des poissons et d'habitats d'oiseaux migrateurs, en plus de créer une épuration naturelle des eaux profondes et de surface (Bertin et al., 2014; Chaumillon et al., 2017).

2. Rôle de la biodiversité comme ressource de substitution

La biodiversité peut agir comme ressource de substitution et d'assurance face aux effets du changement climatique, notamment dans les agroécosystèmes régionaux. En plus de fournir des services, la biodiversité est en effet un réservoir de ressources génétiques, spécifiques et fonctionnelles, qui peut servir de substitut à des organismes utilisés et produits dans les socio-écosystèmes mais peu adaptés ou vulnérables aux changements climatiques. Pour les systèmes agricoles, le changement des dates de semis des cultures est l'adaptation la plus simple et la moins coûteuse, mais elle reste limitée comparée aux méthodes basées sur la diversité végétale et paysagère. Une des principales stratégies d'adaptation basée sur la diversité consiste ainsi à choisir de nouvelles espèces. La diversité spécifique et génétique des semences permet un choix de nouvelles variétés négligées jusqu'ici mais qui pourraient être mieux adaptées aux conditions climatiques actuelles et futures. Par exemple, utiliser des semences plus précoces et à cycle court, ou bien des cultures moins gourmandes en eau, permet d'éviter le stress hydrique, de résister à la sécheresse et d'utiliser moins d'eau. Ces cultures sont actuellement peu développées en Nouvelle-Aquitaine. Le maïs pourra par exemple être remplacé par des cultures ne nécessitant pas d'irrigation, comme le tournesol ou surtout le sorgho. Par ailleurs, la diversification des types de production et des cultures peut aussi être un levier d'adaptation important sur l'échelle temporelle avec la modification et l'élargissement des choix variétaux dans les systèmes en rotations, ainsi que l'introduction de végétation non-cultivée comme dans les inter-rangs de vignes. Finalement, la diversité et plasticité génétique des cultures pourront être utilisées pour la sélection végétale de certains traits spécifiquement adaptés aux aléas climatiques (résistance aux chocs thermiques, à la sécheresse, aux surplus d'eau). Cette stratégie s'inscrit dans le long-terme par rapport à la diversification intra et inter-espèces à différentes échelles spatio-temporelles, et doit donc être anticipée pour fournir des variétés adaptées à temps.

En Région Nouvelle-Aquitaine, le dispositif expérimental OasYs (INRA, Lusignan, Vienne) mène des travaux de recherche sur un système bovin laitier innovant, diversifié et durable. Le dispositif comprend 90 hectares de prairies et cultures et 72 vaches laitières. Reposant sur une approche agroécologique globale à l'échelle de l'exploitation, les fonctions du système sont multipliées par la diversification des éléments : espèces, variétés et mélanges végétaux (avec un recours accru aux légumineuses), races laitières (Holstein, Rouge scandinave et Jersiaise en croisement), périodes de vêlage (printemps et automne). Ainsi ce dispositif étudie les synergies possibles entre différents types de production, avec des prairies multi-espèces, et des cultures



fourragères plus résistantes à la sécheresse comme le sorgho (Novak et al., 2015). Ce dispositif est soumis à une évaluation multicritère qui va étudier le système sur le long-terme, pour quantifier comment la diversification des éléments et des fonctions d'un système agricole permet d'adapter les agroécosystèmes aux aléas climatiques tout en maintenant un niveau de production et de performances environnementales élevées.

Un autre projet également coordonné par l'INRA, LACCAGE (www6.inra.fr/laccage), développe une approche pluridisciplinaire afin d'étudier à la fois l'impact du réchauffement climatique sur la filière vigne et vin mais aussi les stratégies d'adaptation. Ce projet mène plusieurs études afin de prévoir les réponses des vignes à la sécheresse et la variabilité spatiale du climat. Parmi les thématiques de recherche, les chercheurs se sont intéressés aux usages potentiels de la diversité génétique des scions et des porte-greffes dans l'adaptation. Ils ont identifié trois facteurs génétiques sur lesquels elle peut agir : la phénologie, en utilisant des clones et variétés arrivant à maturité plus tard ; l'usage de l'eau, pour contrer l'effet des étés plus secs attendus et la qualité du raisin, afin de prévoir des réactions dans la variabilité aromatique sous des hautes températures (Duchêne, 2016).



C.1.3. Atténuation et adaptation au réchauffement climatique par la biodiversité: quelles relations entre les deux objectifs?

Les rôles de la biodiversité dans l'atténuation et l'adaptation au réchauffement climatique peuvent être conciliés et appliqués conjointement afin de maximiser les synergies et minimiser les antagonismes possibles. Les agroécosystèmes devront en effet répondre à trois objectifs (en plus de la conservation de la biodiversité): réduire les émissions de GES, s'adapter aux changements et fluctuations du climat, et sécuriser une production alimentaire durable. Les compromis entre les options de transformations des systèmes de production doivent donc être identifiés et anticipés dans une perspective globale d'optimisation de la production alimentaire. D'après **Smith & Olesen (2010)**, la plupart des stratégies

d'adaptation devraient avoir des impacts positifs sur l'atténuation du changement climatique en améliorant l'efficacité de l'utilisation de l'azote et du stockage du carbone dans le sol. Néanmoins, le facteur principal d'antagonisme entre ces deux stratégies est le coût potentiellement élevé en eau des leviers d'atténuation pouvant engendrer des stress hydriques néfastes. En effet, la culture de légumineuses et d'herbes en vignes, bien que contribuant à la séquestration du carbone, peut également entrer en compétition avec les espèces cultivées déjà menacées par la raréfaction de l'eau. Le tableau suivant, adapté du rapport Acclimatera, identifie les synergies et antagonismes possibles entre les deux objectifs :

**TABEAU
C.1**

Principaux leviers pour l'adaptation et l'atténuation du réchauffement climatique grâce à la biodiversité, adapté du rapport Acclimatera (+++ : levier très important ; ++ levier important ; + levier modérément important ; = levier sans effet ; - levier ayant un effet antagoniste).

Rôle de la biodiversité	Adaptation	Atténuation	Synergies & antagonismes possibles
Maintien/développement de la prairie permanente	+/-	+++	Permet le stockage de C, mais production limitée en été du fait du déficit hydrique
Diversification des cultures. Choix d'espèces et de variétés adaptées	+++	=	Levier important d'adaptation. Pas d'effet sur l'atténuation sauf si cela modifie la fertilisation azotée ou le retour de carbone au sol
Légumineuses (soja, pois...)	=/-	+++	Antagonisme possible car certaines légumineuses sont sensibles au manque d'eau
Cultures intermédiaires (dont légumineuses), enherbement des vignes et vergers	+/-	++	Permet un stockage accru de C dans le sol, une réduction des pertes d'azote par lixiviation, une limitation de l'érosion, une réduction d'usage des engrais N si la culture intermédiaire est une légumineuse. Mais risque de compétition pour l'eau
Agroforesterie et haies	+/-	+++	Permet un stockage de C, un microclimat plus favorable, mais risque de compétition pour l'eau en sol à faible réserve utile

Ainsi, il apparaît qu'optimiser les rôles de la biodiversité contre le réchauffement climatique exige d'appliquer une approche écosystémique afin de tirer parti de tout le potentiel synergétique et éviter les antagonismes. Restaurer les écosystèmes tout en réduisant les impacts du changement climatique sur la société est possible en utilisant des approches d'adaptation basées sur la biodiversité. Elles peuvent apporter à la fois des réponses aux défis du changement climatique et préserver les fonctions des écosystèmes à long terme, apportant de multiples avantages à un coût relativement bas.





La biodiversité et la santé humaine : interactions et enjeux régionaux

Loin de se limiter à l'absence de maladie ou d'infirmité, la santé est définie par l'Organisation Mondiale de la Santé dans la charte d'Ottawa de 1986 comme un état de bien-être physique, mental et social qui constitue un droit humain fondamental de chaque individu (*Organisation mondiale de la santé, 1986*). La santé est perçue comme une ressource de la vie quotidienne, comme un processus global, et non comme un but ou une finalité en soi. La biodiversité est un déterminant majeur de la santé humaine, puisqu'elle supporte le bon fonctionnement des écosystèmes, et donc influence l'alimentation, l'eau potable, la régulation des maladies, et le bien-être psychologique. Elle contribue également directement et indirectement aux médecines traditionnelles et modernes (*Pongsiri & Roman, 2007*). Ainsi, la santé humaine est dépendante de la biodiversité et des services écosystémiques qui en découlent : la compréhension de ces liens, partiellement illustrés par le modèle en cascade des services écosystémiques (*cf Annexe A*), nécessite une recherche interdisciplinaire. Cette compréhension est d'autant plus nécessaire que l'effondrement de la biodiversité engendre de lourdes conséquences sur les enjeux de développement tels que la pauvreté et la malnutrition, particulièrement chez les catégories sociales les plus vulnérables. Ces sujets d'intérêt public liés à la biodiversité sont un des enjeux de la santé environnementale (ECOHealth, ONE Health), une discipline émergente qui englobe également les impacts sur la santé d'éléments tels que les gaz naturels nocifs, comme le radon, ou les micropolluants en suspension. Ces problématiques constituent donc un véritable sujet social et politique, notamment en Nouvelle-Aquitaine où un sondage récent a montré que 91% des habitants sont intéressés par la thématique de la santé environnementale (Agence Régionale Santé, 2016). La santé environnementale et les pressions la menaçant peuvent être utilisées pour identifier des intérêts sociétaux communs et impulser une dynamique vertueuse. Cette section traite des liens principaux entre biodiversité et santé en Région Nouvelle-Aquitaine transversaux aux socio-écosystèmes régionaux, en se concentrant sur les acteurs scientifiques actifs dans la région.

C.2.1. Biodiversité et enjeux médicaux et cliniques

1. Végétation, pollen, et risque allergique

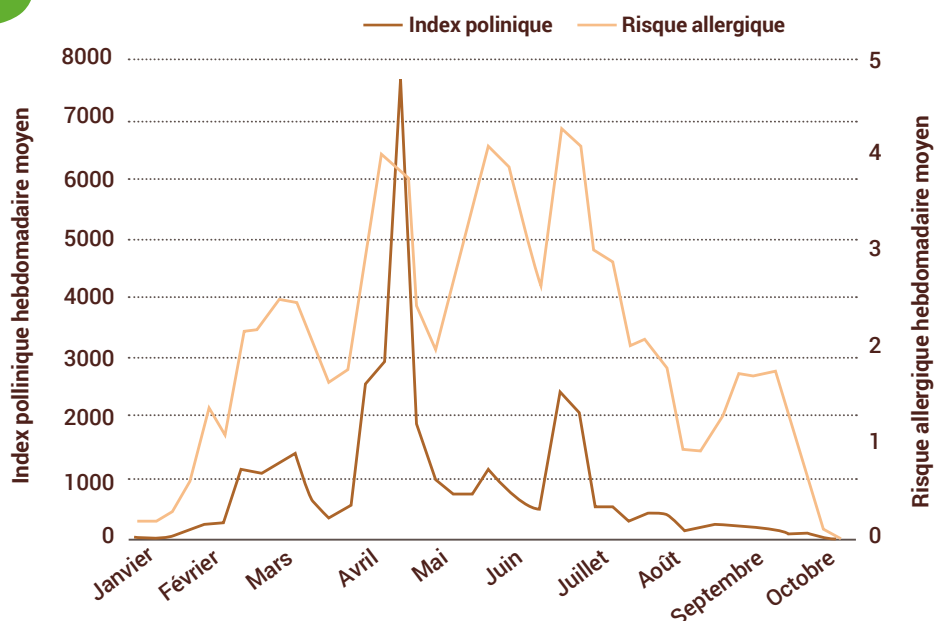
La diversité végétale n'est pas toujours bénéfique, et certains organismes peuvent être nocifs et représentent donc un enjeu de santé publique. C'est notamment le cas des pollens très allergisants qui, chaque année, entraînent des risques allergiques chez une partie grandissante de la population. L'air contient des pollens qui renferment des allergènes : ces petites particules microscopiques engendrent des allergies respiratoires chez les personnes sensibles. Certaines essences ont un taux pollinique particulièrement fort comme les cyprès, le bouleau et les graminées. **En Nouvelle-Aquitaine**, l'ATMO Nouvelle-Aquitaine, l'observatoire régional de l'air, évalue en continu la qualité de l'air avec des sous-thématiques incluant les épisodes de pollution et les épisodes polliniques. Chaque semaine, l'ATMO actualise le risque allergique d'exposition aux pollens et transmet l'information afin d'anticiper les premiers symptômes et prévenir le corps médical. Cette surveillance est menée en

collaboration avec de nombreuses organisations régionales et aboutit à la publication d'un rapport annuel sur les allergies aux pollens (*Atmo-NA, 2019b*). Ces suivis démontrent que la tendance d'évolution de l'index pollinique annuel moyen est à la hausse depuis une dizaine d'années.

L'ambrosie à feuilles d'armoise (*Ambrosia artemisiifolia* L.) est une des plantes particulièrement présente et allergène dans la région : plante opportuniste et envahissante originaire d'Amérique du nord, elle est capable de se développer rapidement dans de nombreux milieux, comme les parcelles agricoles (en particulier, tournesol), les bords de route, les chantiers ou les friches. Elle peut donc atteindre des populations vivant dans divers socio-écosystèmes régionaux, bien que Mareuil (Dordogne), Angoulême (Charente) et Périgueux (Dordogne) soient les trois villes les plus impactées (*Dessaint & Chauvel, 2005; Atmo-NA, 2019b*). Chez les populations sensibles, le pollen de l'Ambroisie, émis en fin d'été, provoque de fortes réactions allergiques (rhinite

FIGURE
C.3

Schéma du rôle de la biomasse ligneuse dans l'atténuation du réchauffement climatique (d'après Forêt Privée Française).



associant écoulement nasal, conjonctivite, symptômes respiratoires tels que trachéite, toux, et parfois urticaire ou eczéma). C'est également une menace pour l'agriculture (pertes de rendement dans certaines cultures) et pour la biodiversité native de la région, par effet de concurrence avec certains végétaux en bords de cours d'eau (*Chauvel & Cadet, 2011*). Bien que majoritairement présente dans la vallée du Rhône, son aire de répartition augmente d'année en année sur le territoire national : les départements les plus impactés de l'ouest de la France se situent ainsi en Nouvelle-Aquitaine (*Gironde, Dordogne, Lot-et-Garonne ; Observatoire des Ambroisies & FREDON France, 2019*). Cependant, aucune recherche n'est menée en Nouvelle-Aquitaine, la majeure partie des travaux étant réalisée en Région Rhône-Alpes (*Chauvel & Cadet, 2011*), mais des actions sont menées dans les territoires par les Conservatoires d'Espaces Naturels pour lutter contre les plantes invasives et allergisantes comme l'ambrosie.

2. Maladies vectorielles

Des bactéries, virus, champignons ou parasites, ont également des impacts négatifs sur la santé humaine. Les maladies vectorielles sont des maladies infectieuses transmises par un vecteur vivant. Ces vecteurs sont principalement des insectes et acariens hématophages, c'est-à-dire se nourrissant de sang, comme les moustiques, phlébotomes (moucheron), poux, punaises et tiques. Ils transmettent des maladies parasitaires, bactériennes ou virales. Quand ces maladies se transfèrent naturellement des animaux vertébrés à l'homme (et vice-versa), on parle de zoonose. Aujourd'hui, la croissance et l'expansion des maladies à transmission vectorielle sont engendrées par l'intensification et la mondialisation des échanges de biens et des mouvements de personnes. Les interactions avec l'environnement, ainsi que les changements climatiques, représentent également des facteurs de propagation de ces maladies. Ces parasites et leurs vecteurs sont de nature diverse, et

bien qu'il existe de nombreux exemples de zoonoses et de pathologies aiguës présents en Nouvelle-Aquitaine (comme la leptospirose ou la légionellose), nous nous concentrons ici sur les deux cas les plus répandus : la borréliose de Lyme (aussi appelée maladie de Lyme) et les maladies infectieuses transmises par les moustiques.

• La maladie de Lyme

La borréliose de Lyme est une maladie infectieuse causée par une bactérie du complexe *Borrelia burgdorferi* transmise à l'homme par piqures de tiques dures du genre *Ixodes* qui sont infectées par cette bactérie. Cette zoonose (non contagieuse) peut toucher plusieurs organes et systèmes comme la peau mais aussi les articulations et le système nerveux. Non traitée, elle évolue sur plusieurs années ou décennies en trois stades de plus en plus graves. Il existe une grande disparité des incidences estimées en fonction des régions : le Limousin est de loin la région la plus touchée de France avec un taux de 516 cas/100 000 habitants, suivie par l'Alsace avec un taux de 183 cas (*Réseau Sentinelles, 2015*). Les instituts nationaux sont les principaux acteurs travaillant sur la maladie de Lyme. La surveillance est assurée par deux structures, le Réseau Sentinelles et le Centre national de référence (CNR) des *Borrelia*. Ces deux instituts nationaux appuyés par « Santé publique France/Cire » et la cellule régionale de l'Institut de veille sanitaire (InVS) en ex-Limousin et ex-Poitou-Charentes ont estimé les incidences régionales ou départementales de la borréliose de Lyme. Les études menées dans la Région Nouvelle-Aquitaine ont eu pour objectif de décrire la maladie, d'estimer son incidence et de déterminer les zones géographiques les plus à risque. *Schmitt et al. (2006)* ont ainsi comparé l'incidence de la maladie dans trois régions, incluant le Limousin : l'étude a permis de déterminer les caractéristiques démographiques, cliniques et biologiques des cas observés dans le Limousin. Le taux d'incidence, compris entre 65 et 105 cas pour 100 000 habitants, plaçait déjà en 2006 l'ex-région

au-dessus de la moyenne nationale, et permet de mesurer l'augmentation du nombre de personnes atteintes annuellement (*Schmitt et al., 2006*). La fréquentation des forêts régionales où des tiques infectées se développent constitue donc un risque sanitaire potentiel pour les habitants et usagers. En effet, c'est la biodiversité du couvert végétal dans les zones boisées humides qui est la plus propice à la prolifération des tiques porteuses. Une étude à long terme est par ailleurs menée en Forêt de Chizé, qui est également un site régional où la maladie de Lyme est très présente, véhiculée par les chevreuils et les micro-mammifères (*Kempf et al., 2011; Agoulon et al., 2019*). L'étendue du milieu forestier dans la région et les résultats de ces études confirment donc l'importance de cette maladie dans la région comparée au reste de la France et fait de cette maladie bactérienne un enjeu de santé publique, particulièrement dans le Limousin.

• Les moustiques

Dès la seconde moitié du XX^e siècle, de nombreuses espèces de moustiques de genre *Aedes* ont été introduites en Europe. La prolifération des moustiques est devenue un enjeu de santé publique dans divers départements du littoral néo-aquitain, à commencer par la Gironde. Avec la Charente-Maritime, c'est l'un des deux départements de la région à être membre de l'EID, l'Etablissement Interdépartemental pour la Démoustication du littoral Atlantique. L'EID est l'opérateur public habilité par un arrêté préfectoral annuel qui détermine la zone de lutte contre les moustiques et les modalités d'opération.

L'EID participe à une forte mobilisation de l'ensemble des moyens disponibles pour réduire la prolifération d'espèces de moustiques de milieux doux tels que *Aedes annulipes*, *Aedes cantans*, et *Aedes rusticus*. Le moustique tigre, *Aedes albopictus*, qui peut être vecteur des virus chikungunya, de la dengue et du Zika, a été repéré en France pour la première fois en 2004 dans les Alpes-Maritimes

Le Plan Régional Santé Environnement (PRSE)

Un Plan Régional Santé Environnement (PRSE) 2017 – 2021 a été signé par 156 acteurs de la santé environnementale. Déclinaison régionale du Plan National Santé Environnement (PNSE), il favorise la recherche et les actions en prenant en compte les spécificités du territoire néo-aquitain pour répondre à ces enjeux intriqués que sont les risques allergiques liés aux pollens, l'invasion de l'ambrosie à feuilles d'armoise, et la prolifération du moustique tigre.

(06). Suite à la croissance de son aire de répartition, il est maintenant présent dans 51 départements de métropole, dont les 5 départements aquitains (Gironde, Landes, Pyrénées-Atlantiques, Dordogne, et Lot-et-Garonne) et la Charente-Maritime (*Ministère des Solidarités et de la Santé, 2019*). Cette espèce fait l'objet d'une surveillance attentive et renforcée en Nouvelle-Aquitaine. La recherche et le développement d'outils par l'EID Atlantique ont permis d'élaborer et d'analyser des suivis et des études d'impacts des mesures de démoustication. Des travaux sur le littoral (mais hors région – Rennes et Morbihan) ont porté sur l'impact des sprays anti-moustiques sur la communauté d'invertébrés aquatiques (*Caquet et al., 2011; Lagadic et al., 2014*). Des travaux en Gironde et Charente-Maritime ont étudié l'impact du traitement de l'EID sur les abeilles domestiques (*Aletru, 2012*). L'EID Atlantique conduit depuis plusieurs années des expérimentations pour diminuer les concentrations de biocide en les adaptant notamment

aux conditions extérieures de température. L'utilisation sur le terrain du VectoBac® WG est aujourd'hui largement inférieure aux doses homologuées (moyenne appliquée à 400g/ha pour une homologation à 1kg/ha). Les résultats des derniers tests permettent d'envisager une réduction des dosages sur les premiers stades larvaires lorsque les eaux atteignent une certaine température (température > 15°C). Dans certaines conditions, des doses de 200 g/ha sont appliquées. Ces résultats, qui font de l'EID Atlantique un pionnier dans ce domaine au niveau européen, ont fait l'objet d'une communication scientifique à l'occasion du 6^{ème} congrès de l'EMCA à Budapest en septembre 2011 (*Chouin et al., 2011*).



© Benoît Laurensac

C.2.2 Biodiversité et bien-être humain

Au-delà des contributions négatives de la biodiversité sur la santé développées ci-dessus, la biodiversité et les espaces naturels participent au bien-être humain, comme le démontre un corpus grandissant d'études internationales analysant les effets physiologiques, psychologiques et sociaux de l'interaction avec l'environnement (*Aerts et al., 2018; Carrus et al., 2015; Martens et al., 2011*). En combinant des indicateurs de diversité avec plusieurs aspects de la santé, ces études démontrent que le sentiment subjectif et personnel de bien-être, tout comme la réduction du stress et de l'anxiété, peuvent être corrélés à la diversité biologique, notamment de l'habitat et des communautés d'oiseaux (*Wheeler et al., 2015*), ou encore à la richesse spécifique de la végétation (*Luck et al., 2011*). Cependant, cette thématique de recherche reste peu développée tant sur le plan national que sur le plan régional. Des initiatives et acteurs se mobilisent en région autour des thématiques de santé environnementale et de « l'écothérapie » qui a pour but d'étudier et de déterminer les facteurs environnementaux affectant la qualité de vie et de développer les bonnes pratiques de gestion ayant des effets positifs sur le bien-être. C'est notamment le cas du cabinet de conseil Biodiv'airsanté, partenaire du projet Hortanimus (voir encadré), qui, en tant qu'organisme de recherche agréé, se concentre sur l'étude des impacts environnementaux sur la santé humaine et porte conseils à des collectivités territoriales, entreprises, particuliers et professionnels de la santé. C'est aussi le sens d'une étude (financée par une thèse CIFRE) en partenariat avec le Conservatoire d'Espaces Naturels d'Aquitaine portant sur l'influence des caractéristiques paysagères sur la santé de personnes atteintes de burn out, état d'épuisement physique, émotionnel et mental lié à une dégradation du rapport d'une personne à son travail. Etant donné la pertinence des contributions de la biodiversité sur le bien-être, il est nécessaire de développer une meilleure compréhension scientifique régionale de l'interaction entre les espaces naturels et l'état de santé des habitants afin d'aider à la prise de décision et agir positivement sur les territoires. Ces connaissances peuvent permettre à terme de labelliser des espaces naturels en site d'écothérapie, de prendre en compte la santé dans les plans de valorisation des espaces naturels (accessibilité pour les personnes handicapées, panneaux de sensibilisation sur les risques sanitaires), d'intégrer une composante biodiversité – santé dans les documents d'urbanisme, ou encore de développer et valoriser des réservoirs de biodiversité à proximité des centres urbains et des espaces publics.

Centre écothérapeutique « Hortanimus »

Créée en 2017, l'association Hortanimus développe un parc écothérapeutique et permacole à Saint Laurent Médoc, en Gironde, afin de mieux comprendre les mécanismes d'interactions positives entre l'homme et la nature pour les utiliser à des fins de soins complémentaires. Les objectifs sont à la fois écologiques et thérapeutiques : quantifier les effets positifs de la nature et des jardins dans l'amélioration de l'état de stress des usagers et améliorer la biodiversité au travers d'actions de protection. L'association est divisée en 3 volets basés sur un partenariat avec une équipe pluridisciplinaire alliant domaine privé, public, académique et professionnel. Le premier volet se concentre sur la biologie intégrative, afin d'intégrer des soins complémentaires auprès de la thérapie ; le second consiste en un parc écothérapeutique comprenant des jardins thématiques et le troisième volet concerne l'écologie, afin d'observer et de suivre la biodiversité, et de transférer ces connaissances agricoles et écologiques. Une étude scientifique évaluera pendant les premières années le projet en testant ses hypothèses cliniques (e.g. l'écothérapie contribue à une bonne santé dans un cadre sociétal lié des maladies chroniques) et ses hypothèses écologiques (e.g. l'étude et le suivi de la biodiversité par les sciences participatives produit des données scientifiques viables et restaure les relations entre l'homme et la nature).

C.2.3 Biodiversité et sécurité alimentaire

Thématiques transversales à tous les socio-écosystèmes régionaux, l'alimentation et la nutrition dépendent directement et indirectement du bon fonctionnement des écosystèmes de production. Les systèmes de production agricole et viticole, tout comme les pêcheries et les vergers, sont à la fois dépendants de la diversité biologique (de pollinisateurs, de micro-organismes des sols) et producteurs d'une diversité d'aliments à la base de notre alimentation. Cependant, un récent rapport montre que seulement 12 espèces végétales et 5 espèces animales principales fournissent actuellement 75% des apports alimentaires à l'échelle globale, alors que plus de 1000 espèces et variétés cultivables sont négligées ou considérées comme menacées, non seulement par les changements environnementaux mais aussi par nos choix de modèles de production alimentaire (*Biodiversity International, 2017*). Le rôle de la biodiversité dans les systèmes de production alimentaire a été traité dans les chapitres spécifiques aux socio-écosystèmes (notamment sur leur productivité, stabilité et résilience), mais qu'en est-il de l'importance de la diversité pour la nutrition et le régime alimentaire ? La biodiversité, à la base des systèmes de production, influence la diversité et la richesse des aliments commercialisés et consommés, mais aussi leur qualité. Des études ont montré des liens entre la qualité des sols (dépendante de leur diversité) et la richesse en minéraux et en nutriments des aliments (*Reeve et al., 2016*).

En Région Nouvelle-Aquitaine, promouvoir le rôle de la biodiversité pour la sécurité et la santé alimentaires implique donc des changements de modèle agricole où le développement de la filière bio a sans doute un rôle de premier plan à jouer. Quelques études scientifiques ont en effet révélé un lien positif entre agriculture biologique et santé des consommateurs, une réalité qui est encore trop peu connue de l'opinion publique. Le secteur bio a connu en 2017 une augmentation de 16% des opérateurs certifiés en Nouvelle-Aquitaine par rapport à 2016 : 1 900 entreprises dont 1 350 transformateurs, 539 distributeurs et 21 importateurs, qui achètent, transforment ou vendent des matières premières biologiques. La Gironde accueille plus de 25% de ces entreprises, suivie par le Lot-et Garonne, la Dordogne, les Pyrénées-Atlantiques et la Charente-Maritime (10% chacun). Des acteurs régionaux sont également mobilisés (INTERBIO, Fédération Régionale d'Agriculture Biologique de Nouvelle-Aquitaine). Les études scientifiques régionales portant sur cette thématique sont cependant maigres, excepté en vignoble et en grandes cultures (voir chapitres respectifs), et une étude a démontré les bénéfices supérieurs de l'approche biologique sur la totalité des indicateurs environnementaux utilisés lors d'une comparaison avec l'agriculture conventionnelle (*Bourdais, 1999*).



© Olivier Brosseau

C.3 Biodiversité : matériaux et innovations

La biodiversité constitue un capital naturel dont nous bénéficions au travers de l'économie territoriale, mais aussi les secteurs énergétiques ou industriels. La diversité génétique constitue ainsi un échelon spatial de la biodiversité dont les usages sont multiples et les contributions transversales (arboriculture, pastoralisme, agriculture ou encore vignobles, mais aussi secteurs médicaux). Comme la diversité génétique, la diversité végétale constitue une ressource valorisée dans le secteur énergétique en tant que source de carburant vert. Cette contribution de la biodiversité, comme réservoir de biomasse et stock de ressource organique, concerne les produits, déchets et résidus provenant de plusieurs socio-écosystèmes régionaux. Enfin la biodiversité abrite des formes, des structures et des matières organiques susceptibles d'inspirer directement l'innovation et l'ingénierie, dans des domaines plus distants de l'écologie. Cette approche, le biomimétisme, constitue une autre contribution majeure de la biodiversité transversale aux écosystèmes régionaux. Cette section a pour objectif de présenter ces diverses contributions de la biodiversité, à commencer par la recherche et les acteurs scientifiques œuvrant à leur valorisation en Région Nouvelle-Aquitaine.

C.3.1. Valorisation et conservation des ressources génétiques en Nouvelle-Aquitaine

La biodiversité constitue d'abord un réservoir de ressources génétiques, notamment au travers d'espèces endémiques, emblématiques ou ordinaires, mais aussi de races cultivées ou domestiquées. Ces espèces, souvent menacées ou en voie de disparition, peuvent contribuer aux grands enjeux régionaux que sont la transition agricole et écologique. En effet, l'homogénéisation et la standardisation des pratiques agricoles, pastorales et sylvicoles, ont un impact négatif sur la résilience et l'adaptabilité de ces socio-écosystèmes. Dans ce contexte, les ressources génétiques issues de la biodiversité régionale pourraient permettre à ces secteurs de mieux s'adapter aux change-

ments globaux, notamment climatiques. La conservation des ressources génétiques en **Région Nouvelle-Aquitaine** est ainsi autant motivée par l'intérêt patrimonial et socio-culturel des espèces que par le potentiel d'adaptation et de résistance des essences locales ou régionales. De nombreux conservatoires œuvrent ainsi à valoriser cette diversité génétique régionale, et avec ces conservatoires, des laboratoires scientifiques régionaux contribuent à identifier, gérer et diffuser les ressources génétiques. L'INRA de Bordeaux intègre notamment deux centres de ressources génétiques permettant la conservation et valorisation des espèces du genre *Prunus* et du genre *Vitis*.



TABLEAU
C. 2

Principaux conservatoires régionaux impliqués dans la valorisation et la conservation du patrimoine génétique de la Nouvelle-Aquitaine

Organisme régional	Domaine d'activité	Mission & objectifs
Conservatoire des Races d'Aquitaine	Eco-pastoralisme & résistance aux maladies	Association qui œuvre pour la sauvegarde, le maintien et la valorisation des races et variétés d'élevage au service d'une économie locale et durable. Elle coordonne des actions de conservation en faveur des races locales, départementales ou régionales, menacées ou en développement, sur le territoire aquitain. Les actions de valorisation sont d'ordre agricole, pastoral, écologique, touristique, pédagogique, culturel, scientifique et génétique.
Conservatoire végétal régional d'Aquitaine	Patrimoine végétal et particulièrement fruitier	Le Conservatoire œuvre depuis plus de 35 ans à la conservation de la biodiversité cultivée, en particulier celle des espèces fruitières de l'ex-région Aquitaine et à sa valorisation à travers une action globale. Le patrimoine représente 2000 accessions (variétés et populations variétales) de 17 espèces fruitières différentes. La valorisation du patrimoine passe par la diffusion du matériel végétal pour assurer sa protection et par la transmission des connaissances.
Conservatoire des ressources génétiques du Centre Ouest Atlantique (CREGENE)	Patrimoine des races et espèces végétales du Marais Poitevin	Le CREGENE s'investit dans la sauvegarde de 15 races locales et de nombreuses espèces végétales domestiques du Marais Poitevin. Ce conservatoire considère cette diversité domestique non seulement comme un réservoir de ressources génétiques indispensable, mais également comme un moyen de promotion d'une agriculture durable, respectueuse de l'environnement et de conservation d'un tissu social et local qui bénéficie aux habitants du territoire.

• Centre de Ressources génétiques (CRG) Prunus

- Un des deux centres nationaux concernés par la conservation des variétés patrimoniales de Prunus (cerisier, pêcher et prunier) et la diffusion du matériel d'intérêt agronomique et scientifique est basé à Bordeaux. En Nouvelle-Aquitaine, le CRG Prunus compte près de 1400 accessions de fruits à noyaux. Une grande partie de ce matériel est constituée de variétés traditionnelles et modernes d'intérêt agronomique. En effet, elles constituent un réservoir précieux de gènes à mobiliser face aux changements de l'environnement (changement climatique, ravageurs et maladies émergentes).

• Conservatoire de ressources génétiques (CRG) Vitis

- L'INRA Bordeaux participe avec d'autres centres en France à la conservation et valorisation de plus de 3000 cépages (ou variétés de *Vitis Vinifera L*) auxquels s'ajoutent 1000 cépages issus de croisements intra et interspécifiques. Ils servent notamment de point de départ à la création de nouvelles variétés de raisins de cuve et de table ainsi que des porte-greffes adaptés aux différents vignobles et terroirs et aux différentes menaces potentielles telles que la résistance à la chlorose ferrique, au phylloxéra, etc.

Plusieurs programmes complètent les initiatives régionales portées par les conservatoires et les laboratoires scientifiques. On peut notamment citer deux exemples parmi les nombreuses initiatives réparties sur le territoire néo-aquitain :

- **Le programme «Cultivons la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine»**, animé notamment par Agrobio Périgord, réunit 6 associations œuvrant à l'expérimentation, la sélection et la réappropriation des savoir-faire sur les variétés paysannes. Le programme est mené de manière participative avec un réseau de plus de 1000 agriculteurs et différents partenariats avec la recherche et les structures nationales de développement agricole.
- **Le programme 'Flore-locale et Messicoles'** porté par la Fédération des Conservatoires botaniques nationaux (FCBN), l'Afac-Agroforesteries et Plante & Cité, a permis de développer deux signes de qualité («Végétal local» et «Vraies messicoles») qui garantissent pour les plantes, arbres et arbustes sauvages bénéficiaires, la prise en compte de la diversité génétique dans les lots de végétaux porteurs d'un des deux signes de qualité.

Par ailleurs, les ressources génétiques sont valorisées par des politiques publiques telles que les mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC) ouvertes sur l'ensemble de la région et accessibles aux exploitants. Les 3 programmes de Développement Rural Régional (PDRR) incluent ainsi trois dimensions de conservation de la biodiversité génétique et la valorisation de leurs contributions aux socio-écosystèmes régionaux :

- La MAEC « **Protection des Races Menacées (PRM)** » vise à favoriser la conservation sur les exploitations des espèces asine, bovine, équine, ovine, caprine ou porcine appartenant à des races locales menacées de disparition.
- La MAEC « **Préservation des Ressources Végétales (PRV)** » vise à la préservation des ressources végétales menacées d'érosion génétique.
- La MAEC « **Amélioration du potentiel pollinisateur des abeilles domestiques pour la préservation de la biodiversité (API)** » vise à modifier les pratiques apicoles pour améliorer le rôle de cette activité envers la biodiversité végétale dans les zones de grandes cultures et dans les zones dites « intéressantes au titre de la biodiversité ». Ces zones sont définies au niveau régional.

C.3.2. Rôle de la biodiversité pour une énergie verte issue de la biomasse régionale

Par ailleurs, dans un contexte de réchauffement climatique précipitant l'urgence sociétale d'une transition énergétique permettant de réduire les émissions anthropogéniques de gaz à effet de serre, la biodiversité joue un rôle pivot dans le secteur énergétique en tant que source d'énergie renouvelable (énergie verte). Souvent considérées comme des déchets ou des résidus provenant de l'agriculture, de la sylviculture ou de l'industrie, les principales formes de l'énergie biomasse d'origine animale ou végétale peuvent être solides comme le bois énergie, liquides comme les biocarburants, ou encore gazeuses comme le méthane issu des centrales de méthanisation. La Région Nouvelle-Aquitaine s'est dotée, dans la lignée du Schéma National Biomasse, d'un Schéma Régional Biomasse qui sera finalisé en 2019. Ses objectifs incluent la valorisation des sous-produits et déchets dans une logique d'économie circulaire. Le schéma régional biomasse s'intéresse à toutes les ressources potentiellement disponibles : forêt, bois et assimilés comme les haies, cultures et cultures intermédiaires, déchets et résidus de l'industrie, effluents d'élevage, déchets ménagers et assimilés, déchets des collectivités, cultures pour les biocarburants, huiles usagées, algues et sous-produits de la mer. Dans le Lot-et-Garonne (47), ce potentiel énergétique issu de la biodiversité se matérialise sous la forme d'un projet assimilable à des circuits courts énergétiques. Fondé sur des relations directes entre producteurs et consommateurs, la filière Huile Végétale Pure (HVP)

développée dans la communauté de commune de Villeneuve-vois illustre cette démarche de valorisation de la biomasse agricole dans un projet décentralisé. Le biocarburant alternatif au gas-oil produit localement y est directement consommé par les véhicules des collectivités partenaires : suivant cet exemple, plusieurs collectivités et les conseils généraux des Landes et du Lot-et-Garonne convertissent une partie de leurs véhicules aux HVP (Tritz, 2013). Le développement de la méthanisation constitue également un autre axe de développement énergétique et de valorisation de la biomasse issue de la diversité des substrats pouvant être méthanisés (matières végétales, déchets d'industries agro-alimentaires, biodéchets, déchets d'assainissement). L'AREC a étudié la production régionale de biogaz issue de la biodiversité : avec ses 65 méthaniseurs, plus de 620 000 tonnes de substrats ont été méthanisées pour une production de 367 GWh d'énergie primaire produite (AREC, 2019). En France comme en Nouvelle-Aquitaine, c'est cependant la biomasse ligneuse qui est la principale source d'énergie renouvelable issue de la biomasse. Une étude régionale s'est penchée sur les motivations des propriétaires forestiers à alimenter cette filière bois énergie : malgré des interrogations sur la rentabilité et la pérennité de la filière, les propriétaires perçoivent le bois énergie comme une opportunité de valoriser les sous-produits de l'activité sylvicole et une source de revenu supplémentaire (Brahic & Deuffic, 2017).



C.3.3. Le potentiel socio-économique du biomimétisme en Région Nouvelle-Aquitaine

Le biomimétisme est une approche interdisciplinaire émergente fondée sur le potentiel de la biodiversité et du vivant pour concevoir des solutions innovantes aux grands enjeux contemporains de manière durable. Ce domaine de recherche est très diversifié et peut s'appliquer à de nombreux secteurs tant le monde végétal et animal constituent une source d'inspiration inépuisable pour les scientifiques, industriels et ingénieurs en quête d'innovation. Dans son livre fondateur, Janine Benyus distingue trois niveaux d'applications principaux : les formes, les matériaux et procédés, ainsi que le niveau des systèmes. Le principe du biomimétisme connaît une notoriété croissante comme un levier d'innovation durable et responsable, et de nombreuses études et travaux sur les contributions potentielles du biomimétisme ont été réalisés à l'échelle nationale. Les ambitions de la **Région Nouvelle-Aquitaine** en la matière remontent à 2016 avec la mise en œuvre d'une démarche régionale en faveur du biomimétisme à travers un partenariat signé entre la Région et le CEEBIOS (Centre européen d'Excellence en Biomimétisme de Senlis). Le CEEBIOS a réalisé une cartographie des acteurs académiques et économiques aquitains engagés dans une démarche biomimétique (**CEEBIOS, 2016**), qui s'avèrent nombreux. Parmi les premiers, dans le secteur de la chimie, se trouvent notamment l'Institut Européen de Chimie et Biologie (CNRS – IECB) de Bordeaux, le Centre de Recherche Paul Pascal (CBRS – CRPP) de Pessac et le Laboratoire de Chimie des Polymères organiques (CNRS – LCPO) de Pessac. Pour les éco-matériaux, on trouve l'Institut Pluridisciplinaire de Recherche sur les matériaux et l'Environnement, basé à Pau ; et pour le secteur biomédical, l'Institut Interdisciplinaire des Neurosciences (CNRS) de Bordeaux. Par ailleurs, un rapport complémentaire réalisé par **Vertigo Lab (2017)** a analysé le potentiel réel du développement de la biomimétique sur le territoire régional. L'étude se structure autour d'une évaluation des retombées socio-économiques d'un tel développement pour quatre secteurs inclus dans le SRDEII régional (Schéma régional de Développement Economique, d'Innovation et d'Internationalisation) : l'agriculture, la chimie, l'habitat et la croissance bleue. Pour le secteur de l'habitat par exemple, les propriétés du vivant peuvent apporter des solutions diverses à la pollution urbaine (photosynthèse de micro-algues), la déperdition d'énergie (régulation thermique des termitières) ou encore la consommation électrique pour l'éclairage (luminescence des micro-algues). Les résultats de l'étude démontrent l'important potentiel des stratégies et innovations inspirées par la biodiversité. Elle estime ainsi des retombées socio-économiques positives substantielles, avec 575 millions d'euros de PIB et 5 626 emplois créés pour les quatre secteurs pour un taux de pénétration (taux mesurant la couverture du marché par un produit ou service donné) de la biomimétique de 25% (**Vertigo Lab, 2017**). Les bénéfices varient selon les secteurs (gain de temps, économie d'énergie ou de matières premières), mais le secteur agricole arrive en premier. L'étude régionale explore également les conséquences d'un élargissement du principe du biomimétisme aux échelles organisationnelles de l'entreprise et aux territoires.

Des entreprises régionales innovent grâce au biomimétisme

Fondateur d'ADV TECH, Arnaud Curutchet est l'inventeur d'une éolienne silencieuse inspirée du mouvement des queues de poisson baptisée CityWind. Cette éolienne est adaptée aux milieux urbains grâce à des pales à angles variables qui limitent ainsi la pollution sonore grâce à une turbine cycloïdale à axe vertical, possédant un système de contrôle dynamique d'orientation des pales. L'idée s'est développée à Mérignac, en Gironde (33). Autre exemple, M2i est le premier producteur européen de phéromones, qui est une molécule chimique produite par un organisme induisant un comportement spécifique chez un membre de la même espèce. M2i développe des phéromones permettant d'attirer des insectes ravageurs des vignes dans des pièges, diminuant ainsi leur population. Cette méthode de lutte biologique, respectueuse de la flore et des sols, permet de réduire l'utilisation d'insecticides dans les vignes. M2i Development est basée à Lacq, dans les Pyrénées-Atlantiques (64).

C.4 Bibliographie

1. **Abildtrup** et al. (2006) 'Socio-economic scenario development for the assessment of climate change impacts on agricultural land use: A pairwise comparison approach', *Environmental Science and Policy*, 9(2), pp. 101–115.
2. **Aerts, Honnay & Van Nieuwenhuyse** (2018) 'Biodiversity and human health: Mechanisms and evidence of the positive health effects of diversity in nature and green spaces', *British Medical Bulletin*, 127(1), pp. 5–22.
3. **Agence Régionale Santé** (2016) *Baromètre Santé Environnement 2015 en Aquitaine-Limousin-Poitou-Charentes*. Région Nouvelle-Aquitaine. Bordeaux.
4. **Agoulou** et al. (2019) 'Unravelling the phenology of Ixodes frontalis, a common but understudied tick species in Europe', *Ticks Tick Borne Dis.*, 10(3), pp. 505–512
5. **Aletru** (2012) *Évaluation des effets éventuels de la préparation larvicide issue du Bacillus thuringiensis israelensis sur l'abeille domestique Apis mellifera m.* EID Atlantique. Rochefort sur Mer.
6. **AREC** (2019) *Etat du développement de la métahnisation en Nouvelle-Aquitaine*. Agence Régionale d'Évaluation environnement et Climat. Bordeaux.
7. **Atmo-NA** (2019a) *Cartographie des émissions de polluants atmosphériques*.
8. **Atmo-NA** (2019b) 'Surveillance des pollens. Bilan 2018 de la surveillance des pollens en Nouvelle-Aquitaine', pp. 1–17.
9. **Bertin** et al. (2014) 'A modeling-based analysis of the flooding associated with Xynthia, central Bay of Biscay', *Coastal Engineering*, 94(212), pp. 80–89.
10. **Biodiversity International** (2017) *Mainstreaming Agrobiodiversity in Sustainable Food Systems: Scientific Foundations for an Agrobiodiversity Index*. Rome, Italy.
11. **Bourdais** (1999) 'Utilisation d'indicateurs pour évaluer l'impact sur l'environnement de l'agriculture. Application à l'agriculture biologique en Aquitaine', *Ingénieries*, 20, pp. 3–15.
12. **Brahic & Deuffic** (2017) 'Comportement des propriétaires forestiers landais vis-à-vis du bois énergie: Une analyse micro-économique', *Economie Rurale*, (359), pp. 7–25.
13. **Caquet** et al. (2011) 'Effects of repeated field applications of two formulations of Bacillus thuringiensis var. israelensis on non-target saltmarsh invertebrates in Atlantic coastal wetlands', *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(5), pp. 1122–1130
14. **Cardinael** et al. (2017) 'Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 236, pp. 243–255..
15. **Carus** et al. (2015) 'Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas', *Landscape and Urban Planning*, 134, pp. 221–228.
16. **CEE BIOS** (2016) *La Région Nouvelle-Aquitaine sur la voie du biomimétisme*. Région Nouvelle-Aquitaine. Bordeaux.
17. **Chauvillan** et al. (2017) 'Storm-induced marine flooding: Lessons from a multidisciplinary approach', *Earth-Science Reviews*, 165, pp. 151–184.
18. **Chauvel & Cadet** (2011) 'Introduction et dispersion d'une espèce envahissante: Le cas de l'ambrosie à feuilles d'armoise (Ambrosia artemisiifolia L.) en France', *Acta Botanica Gallica*, 158(3), pp. 309–327.
19. **Chouin** et al. (2011) 'Risk assessment and mitigation of Vectobac® WG used for larval mosquito control in wetlands of the French Atlantic Coast', EMCA 6th European Mosquito Control Association Workshop
20. **Debaeke, Pellerin & Scopel** (2017) 'Climate-smart cropping systems for temperate and tropical agriculture: Mitigation, adaptation and trade-offs', *Cahiers Agricultures*, 26(3).
21. **Dessaint & Chauvel** (2005) 'L'ambrosie: Biologie et écologie', *Médecine / Sciences*, 21, pp. 207–209.
22. **Diaz** et al. (2019) *Summary for policymakers of the methodological assessment of scenarios and models of biodiversity and ecosystem services*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Allemagne.
23. **Duchene** (2016) 'How can grapevine genetics contribute to the adaptation to climate change?', *Journal International des Sciences de la Vigne et du Vin*, 50(3), pp. 113–124.
24. **Kempf** et al. (2011) 'Host races in Ixodes ricinus, the European vector of Lyme borreliosis', *Infection, Genetics and Evolution*, 11, pp. 2043–2048
ricinu
25. **Lagadic, Roucaute & Caquet** (2014) 'Bti sprays do not adversely affect non-target aquatic invertebrates in French Atlantic coastal wetlands', *Journal of Applied Ecology*, 51(1), pp. 102–113.
- Liang et al. (2016) 'Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests', *Science*, 354, p. aaf8957.
26. **Liang** et al. (2016) 'Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests', *Science*, 354, p. aaf8957.
27. **Luck** et al. (2011) 'Relations between Urban Bird and Plant Communities and Human Well-Being and Connection to Nature', *Conservation Biology*, 25(4), pp. 816–826.
28. **Macheboeuf** et al. (2014) 'Screening of plants from diversified natural grasslands for their potential to combine high digestibility, and low methane and ammonia production', *Animal*, 8(11), pp. 1797–1806.
29. **Martens, Gutscher & Bauer** (2011) 'Walking in "wild" and "tended" urban forests: The impact on psychological well-being', *Journal of Environmental Psychology*, 31(1), pp. 36–44.
30. **Meersmans** et al. (2012) 'A high resolution map of French soil organic carbon', *Agronomy for Sustainable Development*, 32(4), pp. 841–851.
31. **Ministère des Solidarités et de la Santé** (2019) *Cartes de présence du moustique tigre (Aedes albopictus) en France métropolitaine*.
32. **Novak** et al. (2015) 'Des prairies adaptées au changement climatique pour un système laitier économe en eau et en énergie : le projet OasYs', in *Colloque présentant les méthodes et résultats du projet Climagie (méta-programme ACCAF)*. Poitiers, France, p. 223.
33. **Observatoire des Ambrosies & FREDON France** (2019) *Cartographies de présence de l'ambrosie en France*.
34. **Organisation mondiale de la santé** (1986) 'Charte d'Ottawa', p. 6.
35. **Pellerin** et al. (2014) 'Quels leviers techniques pour l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole?', *Innovations Agronomiques*, 37, pp. 1–10.
36. **Pongsiri & Roman** (2007) 'Examining the links between biodiversity and human health: An interdisciplinary research initiative at the U.S. Environmental Protection Agency', *EcoHealth*, 4(1), pp. 82–85.
37. **Rattan** (2004) 'Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security', *Science*, 304(5677), pp. 1623–1627.
38. **Reeve** et al. (2016) 'Organic Farming, Soil Health, and Food Quality: Considering Possible Links', *Advances in Agronomy*, 137, pp. 319–367.
39. **Réseau Sentinelles** (2015) *Bilan annuel 2015*. Réseau Sentinelles; Paris.
40. **Schmitt** et al. (2006) 'Données épidémiologiques sur la maladie de Lyme en Alsace, Limousin et Rhône-Alpes', *BEH*, 27–28, pp. 202–203.
41. **Smith & Olesen** (2010) 'Synergies between the mitigation of, and adaptation to, climate change in agriculture', *Journal of Agricultural Science*, 148(5), pp. 543–552.
42. **Tritz** (2013) 'Quelle place pour les énergies locales ? Le cas des huiles végétales pures dans le Villeneuvois', *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*. Presses universitaires du Mirail, (35), pp. 43–55.
43. **Vericel & Minette** (2010) 'Un bénéfice agronomique et environnemental Légumineuses, comment les utiliser comme cultures intermédiaires ?', *Dossier technique*, p. 24.
44. **Vertigo Lab** (2017) *Évaluation du potentiel de développement de la biomimétique en Région Nouvelle-Aquitaine*. Bordeaux.
45. **Wheeler** et al. (2015) 'Beyond greenspace: An ecological study of population general health and indicators of natural environment type and quality', *International Journal of Health Geographics*, 14(1), pp. 1–17.



www.ecobiose.fr

 @ecobiose



RÉGION
**Nouvelle-
Aquitaine**