



HAL
open science

La gouvernance de la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine: enjeux et défis

Caitriona Carter, Elsa Berthet, Christophe Boschet, Gabrielle Bouleau,
Vincent Bretagnolle, Jacqueline Candau, Clarisse Cazals, Paul Conchon,
Jeanne Dachary-Bernard, Charles de Godoy Leski, et al.

► To cite this version:

Caitriona Carter, Elsa Berthet, Christophe Boschet, Gabrielle Bouleau, Vincent Bretagnolle, et al..
La gouvernance de la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine: enjeux et défis. Bretagnolle, V. Rapport
Ecobiose, pp.1-34, 2020. hal-02511766

HAL Id: hal-02511766

<https://hal.science/hal-02511766>

Submitted on 19 Mar 2020

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

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

CHAPITRE

La gouvernance de la biodiversité en Nouvelle-Aquitaine : enjeux et défis

• 6 •

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.....	4	5	Les modes de gouvernance « transformative ».....	14
2	La recherche régionale sur les enjeux de gouvernance en Région Nouvelle-Aquitaine.....	5	5.1. LES APPROCHES ÉCOSYSTÉMIQUES		
	2.1. MÉTHODOLOGIE ET PRÉSENTATION DES RÉSULTATS.....	5	« ASCENDANTES ».....	14	
	2.2. LA LITTÉRATURE RÉGIONALE SUR LES ENJEUX DE GOUVERNANCE.....	5	5.1.1. Socio-écosystèmes de production (agriculture, sylviculture).....	14	
3	Gouvernance de la biodiversité dans les socio-écosystèmes : éléments de contexte national, européen et mondial.....	6	5.1.2. Socio-écosystèmes aquatiques (pêche, aquaculture).....	17	
	3.1. PLAINES CÉRÉALIÈRES.....	6	5.1.3. Territoires urbanisés et artificialisés.....	19	
	3.2. VIGNE ET VIN.....	7	5.2. LES APPROCHES ÉCOSYSTÉMIQUES		
	3.3. FORÊT ET BOIS.....	7	« DESCENDANTES ».....	20	
	3.4. EAUX MARINES ET EAUX DOUCES.....	8	6	Ethique, équité et justice sociale : les enjeux de la participation et des inégalités environnementales.....	23
	3.5. TERRITOIRES URBANISÉS ET ARTIFICIALISÉS.....	9	7	Scénarios prospectifs de réconciliation entre production et conservation : les défis des modélisations bioéconomique.....	27
	3.6. SYNTHÈSE.....	10	8	Conclusions.....	30
4	Les modes de gouvernance « réformiste ».....	11	9	Références régionales.....	31
			10	Références internationales.....	32

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

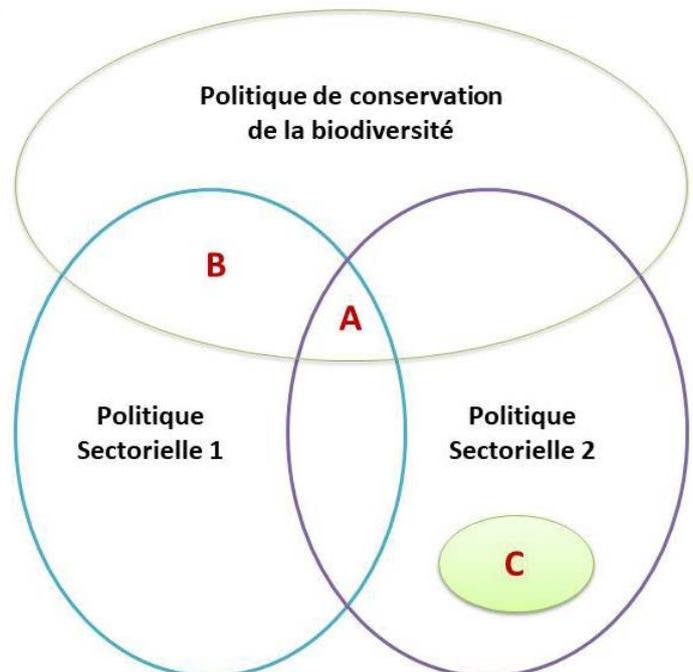
leurs effets régionaux ou locaux, restent peu étudiés.

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 6.1). 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.

FIGURE 6.1

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).



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.

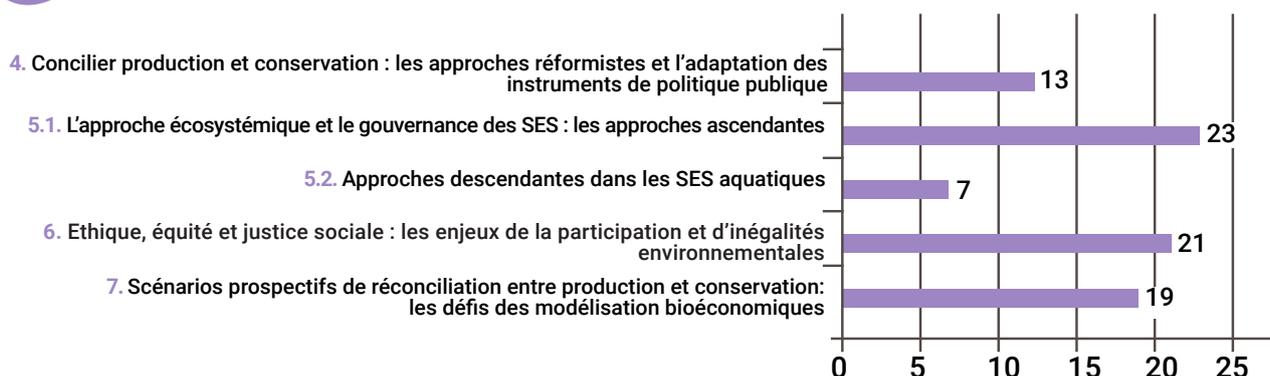
2.2. LA LITTÉRATURE RÉGIONALE SUR LES ENJEUX DE GOUVERNANCE

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 6.2).

- 258 références au total, dont :
- 178 références internationales
- 80 références régionales

FIGURE 6.2

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-

rable 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 milieu 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 réglant 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 ingénier, 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 6.1**).

TABLEAU 6.1

Synthèse des premiers éléments de contexte (international, européen et national) tels que présentés par la littérature scientifique.

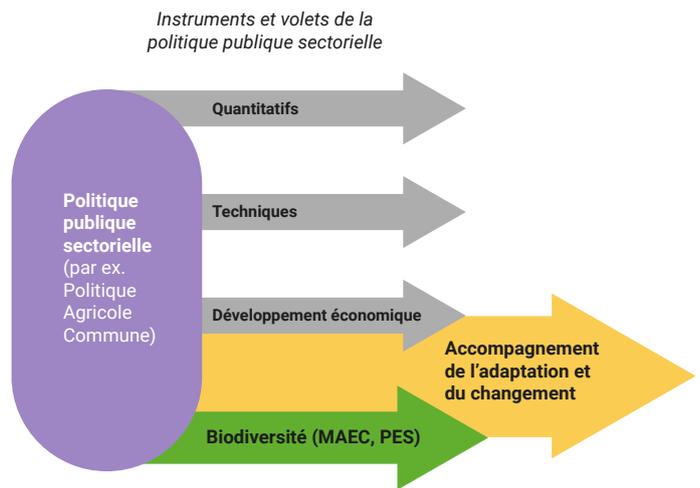
Socio-écosystèmes	Mode de gouvernance	Etat de convergence du secteur avec la gouvernance de la biodiversité
Plaines céréalières	Mode de gouvernance réformiste : les approches écosystémiques en arrière-plan	Intégration progressive des enjeux de la biodiversité au sein des politiques publiques agricoles 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 6.4

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 conchylicoles (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 agroé-

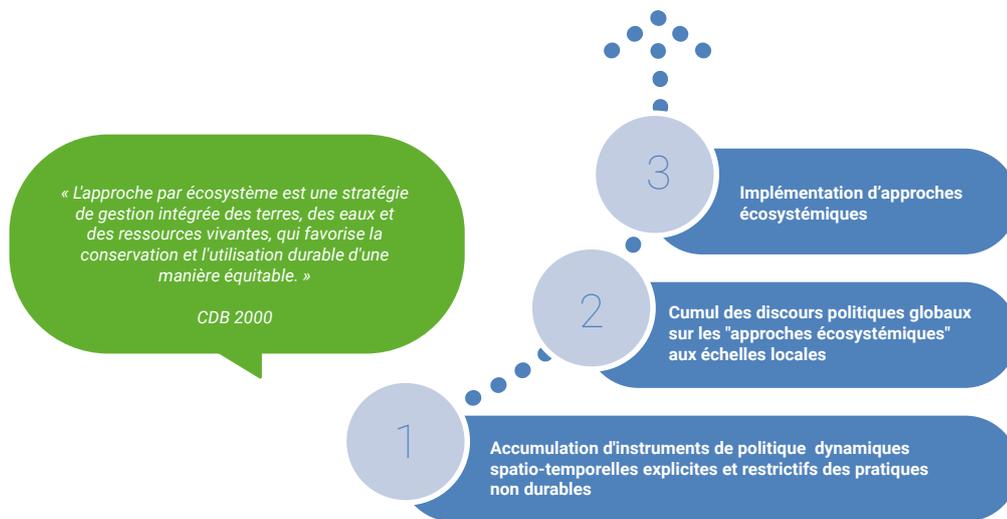


cosystèmes, portent sur la conception et la mise en œuvre de nouvelles méthodes de gestion afin de rendre les forêts plantées « plus naturelles » et donc des espaces abritant la biodiversité (Bengtsson et al., 2000). Dans ce débat, il est souligné que les forêts plantées

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 6.5

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 (ZA PVS) 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'Études 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 souhaitaient 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 vigneron de Tutiac, et de la coopérative des vigneron 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 cavailon, 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 **silviculture**, 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 (silviculteurs 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 ou les intérêts des interprofessions puissantes dominant 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 publics 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 poulardes 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 pincé) (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 péren-



© CRC 17

nité 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 produc-



tion, 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 qua-

lité 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'attractivités 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).



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 efficacité pour atteindre les objectifs de ces directives est tributaire des moyens des politiques

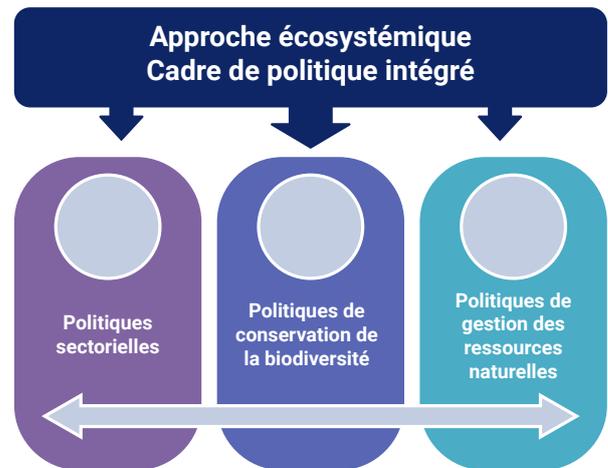


sectorielles déjà existantes (Boyes et al., 2016; Thomas, 2020). Autrement dit, le BEE n'est pas l'absence d'impact, mais un état d'équilibre entre la diversité biologique des écosystèmes aquatiques et la diversité des usages socioéconomiques qui en découlent (Roche et al., 2005). Or, pour atteindre 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 efficacité 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 le 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 riveraineté et d'aménités environnementales de la restauration écologique sont davantage étudiées (Thomas, 2020).

FIGURE 6.6

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 Lapjover (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 6.7 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 (Pin-ton et al., 2005; Alphan-déry & 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 » (Alphan-déry & 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 transparait 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'Etat 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'État (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 (**Bousseuyroux, 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 (**Busson, 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**). Labeille, en butinant dans un rayon d'environ 3km, est un modèle intéressant pour aborder les relations écologiques et sociales entre les espaces verts publiques 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'écoviabilité 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 biodiversité (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, apparait 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 gouver-

nance de la conservation de la biodiversité, 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 « réformiste » 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 6.2).

TABLEAU 6.2 Recoupement des résultats régionaux par thématique traitée dans le chapitre

	Modes de gouvernance réformiste	Modes de gouvernance transformatives et ascendantes	Modes de gouvernance transformatives et descendantes	Enjeux de la participation et des inégalités environnementaux	Scénarios prospectifs
SES	<ul style="list-style-type: none"> • Plaines céréalières • Vigne et vin • Eaux marines (conchyliculture) 	<ul style="list-style-type: none"> • Plaines céréalières • Vigne et vin (obstacles) • Forêt et bois (obstacles) • Eaux marines et eaux douces (pêche et aquaculture) • Territoires urbanisés (aménagement) 	<ul style="list-style-type: none"> • Eaux marines et eaux douces 	<ul style="list-style-type: none"> • Plaines céréalières • Forêt et bois • Eaux douces et marines • Territoires urbanisés 	<ul style="list-style-type: none"> • Plaines céréalières • Eaux marines (pêche)

Les modes de gouvernance réformistes 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 identifiées.

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 19e siècle à nos jours*. Boutique de Paris. Paris, France, pp. 1–11.
3. **Ansalmi** (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. **Ansalmi & 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. **Barraquand & 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*, 36(3), pp. 319–336.
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 marine', *Participations*, 21(2), p. 37.
17. **Boussejroux** (2016) *Évaluation d'un dispositif de science citoyenne, une étude menée sur la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre*. Université de La Rochelle.
18. **Brédiff & 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. **Brédiff, 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. **Bussou** (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 & Itcaina** (2011) 'Les marins-pêcheurs basques face au Prestige. Logiques de mobilisation et enjeux sectoriels', in Itcaina, 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, Deldreuve & Deuffic** (2012) 'Publicisation contrôlée de problèmes territoriaux autour de l'eau. Le cas des Pertuis charentais (France)', *Sociologie*.
23. **Candau, Deldreuve & 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. Abington, 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, 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, Cailly-Milly & Morandeau, G.** (2019a) 'L'approche écosystémique à l'épreuve des faits, comme outil de gestion des pêcheries côtières, 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. 86–96.
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, CCRRTD 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 niches 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-Oléron Bay and Charentais Sounds (Charente Maritime, France): A review of recent developments', *Aquaculture International*, 10(6), pp. 507–552.
45. **Gourquet 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, Lorant & 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. **Itcaina, 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.
51. **Itcaina, 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. **Lafon** (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. **Lapjover** (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. **Liantia** (2011) La création du parc naturel marin de l'estuaire de la Gironde et des Pertuis charentais : enjeux, acteurs, confluctualités. 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'Economie 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 des 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. **Ansoloni** (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. **Ansoloni** (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. **Ansoloni** (2017) 'Le marché comme instrument politique : Le désengagement de l'État dans l'usage des pesticides en France', *Sociétés Contemporaines*, 11(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, discours, institutions', *Forest Policy and Economics*, 11(5–6), pp. 340–347.
10. **Ascher** (1995) *Métapolis ou l'avenue 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, Anthropos.
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 & Germine** (2017) Démanteler les barrages pour restaurer les cours d'eau. Controverses et représentations. Editions 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. **Batary** 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 Iroise, 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. **Börjeson** 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'Économie 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., Aguilari-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 Benchedikh, 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*. Editions 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. **Delgout, 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 viticulteurs de l'ouest 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) 'BMEY 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. **Itaina, Roger & Smith** (2013) 'Institutionalizations compared: Implementing the EU's 2008 wine reform', *Comparative European Politics*, 11(1), pp. 119–142.
 101. **Itaina, 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. **Itaina, 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* (2nd edition). 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'urbanisme 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. **Mcllorm et al.** (2010) 'How will climate change alter fishery governance? Insights from seven international case studies', *Marine Policy*, 34(1), pp. 170–177.
 123. **Mermert & 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'ensers et l'endroit de la mondialisation urbaine*, Fayard.
 129. **Morris, O'Brien & Lacombe** (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. **Onanian 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-Diskussionpapiere. 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', *Économie rurale*, 318-319, pp.96-110.
 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** (20210) '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.