



**HAL**  
open science

## Action collective et politiques environnementales : apports de l'économie néo-institutionnelle

Laurence Amblard

► **To cite this version:**

Laurence Amblard. Action collective et politiques environnementales : apports de l'économie néo-institutionnelle. Sciences de l'Homme et Société. Université Clermont Auvergne (UCA), Clermont-Ferrand, FRA., 2024. tel-04587811

**HAL Id: tel-04587811**

**<https://hal.science/tel-04587811v1>**

Submitted on 24 May 2024

**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.

**Université Clermont Auvergne**  
**Ecole Doctorale des Sciences Economiques, Juridiques, Politiques et de Gestion**

**Action collective et politiques environnementales :  
apports de l'économie néo-institutionnelle**

Mémoire en vue de l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches (HDR)  
en Sciences Economiques

Présenté le 16 mai 2024

par

**Laurence AMBLARD**

**Chargée de recherche en économie**

**INRAE, UMR Territoires**

**JURY :**

<b>Marielle BERRIET-SOLLIEC</b> , Professeure Institut Agro Dijon	<i>Rapporteuse</i>
<b>Muriel MAILLEFERT</b> , Professeure Université Jean Moulin Lyon III	<i>Rapporteuse</i>
<b>Geneviève NGUYEN</b> , Professeure Toulouse INP-ENSAT	<i>Rapporteuse</i>
<b>Pascale COMBES-MOTEL</b> , Professeure Université Clermont Auvergne	<i>Examinatrice</i>
<b>Harold LEVREL</b> , Professeur AgroParisTech Paris Saclay	<i>Examineur</i>
<b>Olivier AZNAR</b> , IPEF HDR VetAgro Sup Clermont-Ferrand	<i>Garant</i>



## REMERCIEMENTS

---

Tout d'abord, je souhaite remercier Olivier Aznar pour ses retours et ses encouragements tout au long du processus de rédaction du mémoire de HDR. Je remercie également Marielle Berriet-Sollic, Murielle Maillefert, Geneviève N'Guyen, Pascale Combes-Motel et Harold Levrel d'avoir accepté de participer au jury et de consacrer du temps à mes travaux de recherche.

Un grand merci aux collègues qui ont contribué aux recherches présentées dans ce mémoire et avec lesquels travailler est un plaisir. Je remercie plus particulièrement Karim Berthomé, Amélie Bourceret, Claire Bussière, Catriona Carter, Christophe Déprés, Nadia Guiffant, Marie Houdart, Sylvie Lardon, Carsten Mann et Jean-Denis Mathias. Mes recherches doivent beaucoup aux échanges au sein du Ostrom Workshop et de l'IASC (International Association for the Study of the Commons). Merci à Esther Blanco, Daniel De Caro, Insa Theesfeld, Andreas Thiel et Sergio Villamayor-Tomas pour les interactions et collaborations toujours stimulantes.

Merci à Delphine Latour et Ousmane Traoré pour leur enthousiasme et l'énergie qu'ils déploient dans l'animation du Pôle de recherches sur l'eau de Clermont-Ferrand. Merci également à Yves Schaeffer et Frédéric Wallet, co-animateurs dynamiques du groupe des économistes du département ACT-INRAE.

Je remercie les équipes de direction et d'animation de l'UMR Territoires et du département ACT pour leur soutien et leur engagement collectif. Une mention spéciale à Sandrine Lagoutte pour son appui précieux. Enfin, merci à l'ensemble des collègues de l'UMR Territoires et du département ACT, chercheurs, enseignants-chercheurs et personnel d'appui, qui font de ces collectifs des environnements propices aux échanges dans une ambiance conviviale.

## RESUME

---

La dégradation de la ressource en eau et des écosystèmes aquatiques constituent des sujets de préoccupation majeurs aux échelles nationale, européenne et globale. Les pollutions diffuses d'origine agricole demeurent plus particulièrement un problème important dans les contextes français et européen malgré la mise en œuvre de politiques de lutte contre ces pollutions depuis le début des années 90.

Mes recherches portent sur la gouvernance de la qualité de l'eau dans les territoires ruraux. L'objectif des travaux est d'identifier les contraintes et les leviers à la mise en œuvre des démarches collectives associant acteurs de la gestion de l'eau et acteurs agricoles pour limiter les pollutions diffuses. Les recherches visent également à contribuer aux développements récents de l'économie néo-institutionnelle appliquée à la gouvernance des biens et services environnementaux (théorie des coûts de transaction, théorie des ressources communes).

Quatre contributions des travaux menés peuvent être distinguées. Une première contribution correspond au développement d'un cadre analytique croisant la théorie des coûts de transaction et le cadre des Systèmes Socio-Ecologiques (SES) pour l'identification des conditions d'émergence et de pérennisation de l'action collective agro-environnementale. Les applications empiriques de ce cadre ont permis d'identifier comment les caractéristiques des systèmes hydrogéologiques, des acteurs impliqués, des modes de gouvernance encadrant la coopération et du contexte économique, social et politique interagissent dans leur influence sur l'action collective. Une troisième contribution des travaux correspond à l'identification des déterminants de la participation des agriculteurs aux démarches collectives de protection de la ressource en eau. Le rôle des facteurs socio-économiques et comportementaux est plus particulièrement mis en évidence. Enfin, les travaux menés contribuent à la compréhension des formes de gouvernance hybrides articulant intervention publique et action collective décentralisée. Les travaux montrent le rôle crucial joué par l'intervention publique dans l'action collective locale, notamment dans la diminution de l'incertitude et des coûts de transaction associés à la coopération.

En perspective, le cadre conceptuel croisant cadre SES et théorie des coûts de transaction sera mobilisé pour analyser le développement et la performance des nouvelles formes de gouvernance hybrides associant intervention publique, marché et/ou action collective. En amont de ces investigations empiriques, un travail conceptuel sur la notion de gouvernance hybride et les différentes dimensions qu'elle recouvre sera mené à bien. Les recherches futures viseront également à contribuer aux développements de l'analyse institutionnelle basée sur le cadre SES en intégrant une perspective dynamique et en renforçant la prise en compte des processus écologiques dans l'analyse.

**Mots-clés :** Action collective, Systèmes Socio-Ecologiques, Politiques environnementales, Gestion de l'eau, Coûts de transaction, Economie institutionnelle

## **ABSTRACT**

---

The degradation of water resources and aquatic ecosystems are major concerns at the national, European and global scales. Diffuse pollution from agriculture remains a significant problem in the French and European contexts despite the implementation of policies to limit this pollution since the early 1990s.

My research focuses on the governance of water quality in rural areas. The objective is to identify the factors favoring or constraining the implementation of collective approaches involving agricultural stakeholders (farm organizations, farmers) to control diffuse water pollution. The research also aims to contribute to the recent developments in new institutional economics applied to the governance of environmental goods and services (transaction cost theory, common-pool resource theory).

Four contributions of the research can be distinguished. A first contribution corresponds to the development of an analytical framework combining transaction cost theory and the Social-Ecological Systems (SES) framework for identifying the conditions of emergence and sustainability of agro-environmental collective action. Empirical applications of this framework show how the characteristics of hydrogeological systems, the actors involved, the governance system and the broader context interact in their influence on collective action. A third contribution corresponds to the identification of the drivers of farmers' participation in collective action to protect water resources. The role of socio-economic and behavioral factors is more particularly highlighted. Finally, the research contributes to the understanding of hybrid forms of governance relying on state intervention and decentralized collective action. More particularly, the analysis highlights the crucial role played by public policies in reducing the uncertainty and transaction costs associated with collective action.

In future research, the conceptual framework combining the SES framework and transaction cost theory will be used to analyze the development and performance of new forms of hybrid governance combining state intervention, market and/or collective action. Prior to these empirical investigations, a conceptual work on the notion of hybrid governance and the different dimensions it covers will be carried out. Future research will also aim to contribute to developments in institutional analysis based on the SES framework by adopting a dynamic perspective and strengthening the integration of ecological processes in the analysis.

**Keywords:** Collective action, Social-Ecological Systems, Environmental policies, Water management, Transaction costs, Institutional economics



## TABLE DES MATIERES

---

<b>Remerciements</b> .....	<b>1</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>2</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>3</b>
<b>Liste des figures</b> .....	<b>7</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>7</b>
<b>1. Introduction</b> .....	<b>9</b>
<b>2. Contributions à l'analyse institutionnelle de l'action collective agro-environnementale</b> .....	<b>14</b>
2.1. Un cadre analytique croisant théorie des coûts de transaction et cadre SES .....	<b>15</b>
2.1.1. <i>Les bénéfiques et les coûts associés à l'action collective</i> .....	<i>15</i>
2.1.2. <i>Le cadre SES</i> .....	<i>18</i>
2.2. Les facteurs jouant sur l'action collective pour la production d'un bien public environnemental <b>23</b>	
2.2.1. <i>Les caractéristiques de la ressource en eau</i> .....	<i>24</i>
2.2.2. <i>Les caractéristiques des acteurs</i> .....	<i>25</i>
2.2.3. <i>Le contexte économique et institutionnel</i> .....	<i>28</i>
2.2.4. <i>Les modes de gouvernance de l'action collective</i> .....	<i>29</i>
2.3. Les déterminants de la participation des agriculteurs à l'action collective .....	<b>32</b>
2.3.1. <i>Les déterminants socio-économiques de la participation à l'action collective</i> .....	<i>33</i>
2.3.2. <i>L'impact des caractéristiques comportementales des agriculteurs</i> .....	<i>36</i>
2.4. Le rôle de l'intervention publique dans l'action collective .....	<b>39</b>
2.4.1. <i>Cadre conceptuel</i> .....	<i>40</i>
2.4.2. <i>Une analyse comparative de cas d'action collective pour la gestion de l'eau en Europe</i> . <i>42</i>	
2.4.3. <i>Les liens entre type de situation d'action et instruments de politique publique</i> .....	<i>43</i>
<b>3. Projet de recherche</b> .....	<b>46</b>
3.1. La clarification du concept de gouvernance hybride .....	<b>48</b>
3.2. L'identification des conditions de performance des modes de gouvernance hybrides.....	<b>50</b>
3.3. L'intégration d'une perspective dynamique et multi-niveaux .....	<b>51</b>
3.4. La prise en compte des interactions entre système écologique et système social .....	<b>53</b>
<b>4. Conclusion</b> .....	<b>55</b>
<b>5. Parcours et travaux</b> .....	<b>57</b>
5.1. Parcours .....	<b>57</b>
5.1.1. <i>Activités de recherche</i> .....	<i>57</i>
5.1.2. <i>Activités d'expertise/appui aux politiques publiques</i> .....	<i>60</i>
5.1.3. <i>Participation à la formation/enseignement</i> .....	<i>61</i>
5.1.4. <i>Animation scientifique</i> .....	<i>61</i>
5.2. Curriculum Vitae .....	<b>62</b>
<b>6. Bibliographie</b> .....	<b>70</b>
<b>7. Annexes</b> .....	<b>85</b>





## **LISTE DES FIGURES**

---

Figure 1 : Le cadre des Systèmes Socio-Ecologiques (SES).....	19
Figure 2 : Les systèmes de gouvernance dans le cadre SES .....	19
Figure 3 : L'application du cadre SES au cas de l'action collective pour la protection des captages d'eau potable vis-à-vis des pollutions diffuses.....	20
Figure 4 : Une adaptation du cadre SES pour l'intégration d'une dimension dynamique et la prise en compte des interactions entre niveaux de gouvernance .....	52
Figure 5 : Une adaptation du cadre SES pour la prise en compte des interactions entre système écologique et système social .....	54
Figure 6 : Eléments structurants de la trajectoire de recherche.....	57

## **LISTE DES TABLEAUX**

---

Tableau 1. Les bénéfices, coûts et coûts de transaction associés à l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau .....	17
Tableau 2 : Variables susceptibles d'affecter les bénéfices, coûts et coûts de transaction associés à l'action collective associant les usagers d'une ressource commune .....	22
Tableau 3 : Les caractéristiques de la ressource en eau identifiées comme contraignant/favorisant l'action collective.....	24
Tableau 4 : Les caractéristiques des acteurs identifiées comme contraignant/favorisant l'action collective.....	26
Tableau 5 : Les caractéristiques du contexte identifiées comme contraignant/favorisant l'action collective.....	28
Tableau 6 : Les caractéristiques des modes de gouvernance identifiées comme contraignant/favorisant l'action collective.....	31
Tableau 7 : Lien entre types d'instruments de politique publique et types de situations d'actions.....	41
Tableau 8 : Synthèse des études de cas d'action collective – Allemagne et France.....	44
Tableau 9 : Synthèse des études de cas d'action collective – Grèce et Espagne.....	45



## 1. INTRODUCTION

---

La dégradation des écosystèmes, l'épuisement des ressources naturelles, la perte de biodiversité et le changement climatique constituent des sujets majeurs de préoccupation aux échelles nationale, européenne et globale. Plus particulièrement, les secteurs agricole et forestier exercent une pression directe sur la biodiversité (Kok *et al.*, 2018), les ressources en eau et les sols, et contribuent de manière significative au changement climatique (Campbell *et al.*, 2017). En retour, les services fournis par les agro-écosystèmes et les écosystèmes forestiers sont menacés par la diminution de la disponibilité des ressources naturelles (Pereira, 2017) et les impacts du changement climatique (Briner *et al.*, 2013). Ces services incluent les services d'approvisionnement (nourriture, bois, fibre), les services de régulation (régulation de l'eau, séquestration du carbone, conservation de la biodiversité), les services culturels (loisirs, spiritualité) et les services de soutien (formation des sols, photosynthèse et cycle des nutriments) (Reid *et al.*, 2005). La gestion des (dis)services fournis par les écosystèmes agricoles et forestiers nécessite la définition et la mise en œuvre de politiques publiques et de formes de gouvernance spécifiques (Stallman, 2011). En particulier, les services écosystémiques de régulation, de soutien et les services culturels, qui présentent des caractéristiques de biens publics ou de ressources communes, sont souvent caractérisés par leur sous-fourniture et le manque de gouvernance appropriée (Stallman, 2011 ; Gómez-Baggethun et Muradian, 2015).

Depuis la fin des années 90, la définition et la mise en œuvre des politiques environnementales en France et en Europe ont connu des évolutions importantes. Les types d'instruments de politique publique mobilisés se sont diversifiés, avec un recours accru aux instruments reposant sur des incitations économiques ou sur des mécanismes de marché (Muradian et Rival, 2012 ; Vatn, 2018). En parallèle, l'action publique environnementale s'est territorialisée, avec une définition et une mise en œuvre des politiques à l'échelle des territoires par les acteurs des territoires (Birner et Wittmer, 2004). Une motivation de cette territorialisation était notamment d'ajuster la mise en œuvre des politiques à l'échelle considérée comme pertinente d'un point de vue environnemental (par exemple, le bassin versant défini comme échelle de mise en œuvre de la politique de l'eau par la Directive Cadre sur l'Eau adoptée en 2000) (Moss, 2004). En lien avec la diversification des instruments et le mouvement de territorialisation, la définition et la mise en œuvre des politiques a reposé de manière croissante sur une participation des acteurs non-publics : acteurs économiques, associations, consommateurs et citoyens (Lemos et Agrawal, 2006 ; Driessen *et al.*, 2012).

Ces évolutions posent la question des nouvelles formes de gouvernance environnementale et des conditions de leur performance. Il s'agit de caractériser ces nouvelles formes de gouvernance, quels sont les acteurs impliqués et les instruments mobilisés. Un deuxième enjeu est d'identifier les facteurs jouant sur les bénéfices et les coûts associés aux différents modes de gouvernance.

Les recherches présentées dans ce mémoire portent plus particulièrement sur la gouvernance de la qualité de l'eau dans les territoires ruraux. Les pollutions diffuses d'origine agricole demeurent un problème important dans les contextes français et européen malgré la mise en œuvre de politiques de lutte contre ces pollutions depuis le début des années 90 (European Environment Agency, 2019). A l'échelle européenne, les pollutions diffuses affectent 38 % des masses d'eau de surface et 35 % des eaux souterraines (European Commission, 2019). L'agriculture constitue la principale source de pollution par les nitrates et phosphates (European Court of Auditors, 2014). En France, la pollution par les nitrates s'accroît pour 37% des masses d'eau souterraines sur la période 1996-2018. En 2018, près de 80% des points de mesure des réseaux de surveillance de la qualité des eaux souterraines étaient concernés par la présence d'au moins un pesticide (Ministère de la Transition Ecologique, 2020).

Les pollutions diffuses ont de multiples impacts. Des niveaux élevés d'azote et de phosphore dans l'eau sont à l'origine du phénomène d'eutrophisation, qui réduit la biodiversité et affecte les activités récréatives et économiques dépendantes des écosystèmes aquatiques (Shortle *et al.*, 2001). En raison des risques pour la santé humaine induits par les polluants, la Directive sur l'eau potable de l'Union européenne (UE) adoptée en 1998 a établi des normes pour les taux de nitrates et de pesticides dans l'eau destinée à la consommation humaine (Union Européenne, 2020). En France, les services d'eau ont adopté des stratégies curatives (traitements de l'eau) ou palliatives (mélange ou substitution de ressources) coûteuses pour se conformer aux normes réglementaires. En 2007, des traitements étaient ainsi appliqués à 10 % des ressources en eau potable pour réduire les taux de nitrates et à plus de 20 % des ressources pour éliminer les résidus de pesticides. Entre 1980 et 2019, des teneurs excessives en nitrates et pesticides ont été la cause de l'abandon de 41% des captages fermés en raison de pollutions (4 300 captages) (Ministère de la Transition Ecologique, 2020). Au total, les surcoûts supportés par les services de production d'eau pour lutter contre la pollution par les nitrates et les pesticides ont été estimés entre 580 et 1010 millions d'euros par an (Bommelaer et Devaux, 2011).

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE), adoptée en 2000, pose l'objectif de l'atteinte d'un bon état chimique et écologique de l'ensemble des masses d'eau en Europe au plus tard en 2027 (European Union, 2000). La DCE (article 7) encourage plus particulièrement les Etats-Membres à assurer la protection des masses d'eau utilisées pour la production d'eau potable et ce « afin de réduire le degré de traitement de purification nécessaire » (European Union, 2000).

Deux politiques principales ont été mises en œuvre pour lutter contre les pollutions diffuses dans l'UE : la Directive Nitrates et les Mesures Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC). La mise en œuvre de la directive Nitrates, adoptée en 1991, comprend la désignation de zones vulnérables, où les concentrations de nitrates dans les eaux de surface et souterraines sont supérieures à 50 mg/l, supérieures à 40 mg/l sans tendance à la baisse ou supérieures à 18 mg/l dans les eaux superficielles eutrophes ou susceptibles de l'être (Ministère de la Transition Ecologique et Office Français de la Biodiversité, 2020). Chaque agriculteur exploitant des parcelles en zone vulnérable doit respecter les mesures incluses dans

des programmes d'action spécifiques (par exemple, une réduction des niveaux d'application de fertilisation ou la mise en place de bandes tampons à proximité des cours d'eau). Un code national de bonnes pratiques agricoles liste des recommandations en matière d'épandage et de gestion des effluents pour application en dehors des zones vulnérables. Depuis 2005, le versement des subventions de la politique agricole commune (PAC) est soumis au respect par les agriculteurs de toutes les réglementations environnementales, y compris la Directive Nitrates (European Commission, 2022).

Depuis 1992, les mesures agro-environnementales constituent une composante obligatoire des plans de développement rural dans les États membres de l'UE. Dans le cadre de ces dispositifs, les agriculteurs s'engagent volontairement pendant au moins cinq ans à adopter des pratiques ayant des effets positifs sur l'environnement. En échange, ils reçoivent une compensation financière pour les coûts et les pertes de revenus associés. Alors que les agriculteurs situés dans des zones vulnérables doivent se conformer aux mesures des programmes d'action de la Directive Nitrates sans aucune compensation financière (principe « pollueur-payeur »), les mesures agro-environnementales compensent financièrement les agriculteurs pour la fourniture de services environnementaux (principe « bénéficiaire-payeur »). Cependant, les engagements agro-environnementaux doivent aller au-delà des normes de la Directive Nitrates, c'est-à-dire au-delà des obligations prévues dans les programmes d'actions mis en œuvre dans les zones vulnérables et des dispositions du code de bonnes pratiques agricoles hors zones vulnérables (European Union, 2013).

Des arrangements coopératifs décentralisés impliquant les producteurs d'eau potable et les acteurs agricoles pour limiter les pollutions diffuses d'origine agricole se sont également développés depuis une vingtaine d'années dans les contextes français et européen (Brouwer, 2003 ; Cook *et al.*, 2012 ; Amblard, 2019). En France, ce type de coopération s'est développé principalement dans les aires d'alimentation des captages « prioritaires », identifiés dans les plans de gestion des bassins versants (schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE)) comme particulièrement menacés par les pollutions diffuses. Pour atteindre les objectifs de l'article 7 de la DCE, la politique « Grenelle », lancée en 2009 et étendue en 2013, a identifié 1 100 captages d'eau potable prioritaires devant faire l'objet d'une démarche de protection (Loi n°2009-967, 2009 ; Ministère de l'Ecologie du Développement Durable et de l'Énergie, 2013). La politique prescrit la définition et la mise en œuvre de plans d'action sur la base d'une coopération entre les collectivités gestionnaires de captages et les acteurs agricoles (organisations agricoles et agriculteurs). La mise en œuvre des mesures ciblant les pollutions diffuses dans les aires d'alimentation de captages repose sur la participation volontaire des agriculteurs. Les actions mises en œuvre incluent des activités de formation, d'appui technique et des actions incitatives telles que les MAEC. Fin 2019, seuls 58 % des captages prioritaires Grenelle faisaient l'objet d'un plan d'action validé (Office Français de la Biodiversité, 2020). Alors que quelques cas de succès de protection de captages d'eau potable ont été documentés, la politique « Grenelle » n'a jusqu'à présent pas conduit à une

amélioration significative de la qualité de l'eau dans le contexte français (Office Français de la Biodiversité, 2020).

L'objectif des recherches présentées dans ce mémoire est d'identifier les barrières et les leviers à la mise en œuvre des démarches collectives visant à limiter les pollutions diffuses d'origine agricole. Les travaux s'intéressent à la coopération entre producteurs d'eau potable ou minérale et acteurs agricoles (Amblard, 2019 ; Amblard et Mann, 2021 ; Chervier *et al.*, 2022) et à l'action collective associant les agriculteurs pour la mise en œuvre de politiques réglementaires ou incitatives (Amblard, 2021). La mise en œuvre des démarches collectives reposant sur une participation volontaire des agriculteurs, la question des déterminants de leur implication a été plus particulièrement investiguée (Amblard, 2021 ; Bourceret *et al.*, 2022 ; Amblard *et al.*, 2023 ; Bourceret *et al.*, 2023). Le rôle joué par l'intervention publique dans l'émergence et la pérennisation de l'action collective locale a également été exploré (Villamayor-Tomas *et al.*, 2019).

Mes travaux s'inscrivent dans le champ de l'économie néo-institutionnelle, mobilisant notamment la théorie des coûts de transaction (Coase, 1960 ; Williamson, 1985) et la théorie des ressources communes (Common-Pool Resource (CPR) theory) (Ostrom, 1990; 2005). Le choix de ce champ théorique permet l'analyse des différents modes de gouvernance encadrant la coordination entre acteurs ainsi que la prise en compte du rôle des institutions, définies comme des règles formelles et informelles qui encadrent ces interactions.

La théorie des coûts de transaction a été principalement appliquée à l'organisation des relations inter-entreprises au sein de filières économiques (Macher et Richman, 2008 ; Williamson, 2010). Des travaux ont également mobilisé cette approche pour analyser les choix organisationnels des collectivités territoriales pour la fourniture de services publics (Ménard et Saussier, 2003 ; Saussier et Yvrande-Billon, 2007). Depuis les années 90, des recherches visant à prendre en compte les coûts de transaction dans l'analyse de la gouvernance des ressources naturelles et des politiques environnementales se sont également développées (McCann et Easter, 1999 ; McCann *et al.*, 2005 ; Coggan *et al.*, 2010 ; McCann, 2013 ; Thiel *et al.*, 2016). Les coûts de transaction liés à la mise en œuvre des politiques environnementales correspondent aux coûts de collecte et de traitement de l'information, aux coûts de prise de décision ou de négociation d'un accord et aux coûts de contrôle et de mise en application de la décision ou de l'accord (Birner et Wittmer, 2004 ; McCann *et al.*, 2005). Plusieurs études ont mesuré empiriquement ces coûts, soulignant leur importance et leur impact sur l'efficacité et l'efficience des politiques (Mettepenningen *et al.*, 2009 ; Coggan *et al.*, 2015 ; Phan *et al.*, 2017). Cependant, les facteurs influençant le type et le niveau des coûts de transaction associés aux différents modes de gouvernance ou instruments de politique environnementale sont encore mal connus (Garrick *et al.*, 2013).

Les travaux d'Elinor Ostrom ont renouvelé l'analyse de la gouvernance des ressources naturelles en mettant en évidence que les modes de gouvernance basés sur une action collective par les usagers d'une

ressource commune pouvaient conduire à une gestion durable de la ressource (Ostrom, 1990). La performance de ce mode de gouvernance dépend néanmoins d'un ensemble de conditions qu'il convient d'identifier. Plusieurs cadres d'analyse destinés à identifier les facteurs jouant sur le succès de l'action collective ont été développés par E. Ostrom, notamment le cadre IAD (Institutional Analysis and Development) (Ostrom, 1998; 2011), étendu au cadre SES (Social-Ecological System framework) (Ostrom, 2009 ; McGinnis et Ostrom, 2014). Les variables considérées comme susceptibles de jouer sur les interactions au sein des systèmes socio-écologiques (SES) incluent les caractéristiques de la ressource naturelle considérée, des acteurs impliqués et du système de gouvernance encadrant les interactions. Le contexte social, économique et politique est également inclus comme interagissant avec les autres sous-systèmes (ressource, acteurs et gouvernance) (McGinnis et Ostrom, 2014).

Le cadre SES a été mobilisé pour l'étude de différents SES, notamment les pêcheries (Basurto *et al.*, 2013 ; Ernst *et al.*, 2013 ; Torres Guevara *et al.*, 2016 ; Partelow *et al.*, 2018), les systèmes d'irrigation (Meinzen-Dick, 2007 ; Ostrom et Cox, 2010), l'aquaculture (Partelow *et al.*, 2018) ou les prairies (Risvoll *et al.*, 2014 ; Robinson *et al.*, 2017). Alors que le cadre a été initialement conçu pour analyser la gestion de ressources communes, les travaux les plus récents visent à élargir son champ d'application. Ces développements incluent notamment l'analyse des différents biens et services environnementaux qui présentent des caractéristiques d'externalités et/ou de biens publics (Ban *et al.*, 2015 ; Bennett et Gosnell, 2015 ; Hinkel *et al.*, 2015 ; Partelow, 2018).

Mes recherches visent à contribuer aux développements récents de l'économie néo-institutionnelle appliquée à la gouvernance des biens et services environnementaux. L'application du cadre SES au cas des pollutions diffuses d'origine agricole, externalité présentant des caractéristiques de bien public, contribue à l'extension du champ d'application du cadre. Les travaux contribuent également à l'identification des conditions sous-lesquelles les politiques environnementales reposant sur une action collective décentralisée constituent des modes de gouvernance efficaces et efficients. Il s'agit notamment de caractériser les coûts de transaction associés à l'action collective agro-environnementale et les facteurs qui jouent sur leur importance.

D'un point de vue méthodologique, mes travaux reposent principalement sur l'analyse comparative d'études de cas, sur la base de données primaires (entretiens) (Amblard, 2019 ; Amblard et Mann, 2021 ; Chervier *et al.*, 2022) ou secondaires (revue de littérature) (Villamayor-Tomas *et al.*, 2019 ; Amblard, 2021). Les études de cas permettent d'explorer des processus de causalité complexes qui impliquent des interactions entre des variables multiples (Poteete *et al.*, 2010 ; Pahl-Wostl *et al.*, 2022). L'approche retenue est hypothético-déductive : l'analyse empirique repose sur la définition d'hypothèses développées sur la base du cadre théorique mobilisé. Ce processus peut être itératif (Yom, 2015), avec une étape d'adaptation des hypothèses au cas empirique analysé sur la base d'un premier ensemble de données, avant leur confrontation à un deuxième ensemble de données (Amblard, 2019). Le choix des cas étudiés est également guidé par le cadre conceptuel mobilisé. La réalisation d'études de cas visant



une généralisation analytique plutôt que statistique (Yin, 1994), la sélection des cas est basée sur une logique d'échantillonnage raisonné permettant de représenter une variation dans les variables théoriquement pertinentes (Agrawal, 2003). Le traitement statistique de données d'enquête (Amblard *et al.*, 2023) et la modélisation agent (Bourceret *et al.*, 2021; 2022; 2023) ont été également mobilisées pour traiter la question des déterminants de la participation des agriculteurs à l'action collective agro-environnementale. L'analyse statistique permet de générer des résultats représentatifs à l'échelle de la population étudiée et d'isoler l'impact d'une variable explicative sur la variable expliquée, toutes choses égales par ailleurs (Meinzen-Dick *et al.*, 2004). La modélisation agent constitue un « laboratoire virtuel » dans lequel les relations causales sous-jacentes au phénomène observé peuvent être identifiées et testées (Schlüter *et al.*, 2022). Les différentes approches méthodologiques sont mobilisées dans une perspective de complémentarité. Les tests statistiques et simulations contribuent à la validation des résultats de l'analyse qualitative. L'approche qualitative permet de cadrer les démarches quantitatives et expérimentales (construction des modèles, choix des variables et paramètres) ainsi que d'en interpréter les résultats (Meinzen-Dick *et al.*, 2004).

Le mémoire est organisé comme suit. Dans la partie suivante, les principales contributions des travaux sur l'action collective pour le contrôle des pollutions diffuses d'origine agricole sont présentées (section 2). La troisième partie décrit le projet de recherche (section 3). La conclusion synthétise et discute les principaux résultats et perspectives (section 4). La dernière partie retrace le parcours de recherche et présente la liste des activités et productions (section 5).

## **2. CONTRIBUTIONS A L'ANALYSE INSTITUTIONNELLE DE L'ACTION COLLECTIVE AGRO-ENVIRONNEMENTALE**

---

Quatre contributions des travaux menés peuvent être distinguées. Une première contribution correspond au développement d'un cadre analytique croisant la théorie des coûts de transaction et le cadre des Systèmes Socio-Ecologiques (SES) pour l'identification des conditions d'émergence et de pérennisation de l'action collective agro-environnementale (Amblard, 2019; 2021) (section 2.1). Ce cadre analytique a été appliqué à la coopération entre producteurs d'eau (collectivités gestionnaires des captages d'eau potable, producteurs d'eau minérale) et acteurs agricoles pour la protection des captages vis-à-vis des pollutions diffuses d'origine agricole (Amblard, 2019 ; Amblard et Mann, 2021 ; Chervier *et al.*, 2022). Il a été également appliqué à l'action collective associant des agriculteurs pour la mise en œuvre de politiques règlementaires ou incitatives de contrôle des pollutions diffuses (Amblard, 2021). Ces applications ont permis d'identifier les facteurs jouant sur l'émergence et la pérennisation de l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau définie comme un bien public environnemental (section 2.2). Une troisième contribution des travaux correspond à l'identification des déterminants de la participation des agriculteurs aux démarches collectives de protection de la ressource en eau. Le rôle des facteurs socio-économiques (Amblard *et al.*, 2023) et comportementaux (Bourceret *et al.*, 2022;

2023) a été plus particulièrement investigué (section 2.3). Enfin, les travaux menés contribuent à la compréhension des formes de gouvernance « hybrides » articulant intervention publique et action collective décentralisée (section 2.4). Le rôle joué par l'intervention publique dans le développement de l'action collective locale a été notamment appréhendé au travers de l'analyse des liens entre types de situations d'action, instruments mobilisés et développement de l'action collective (Villamayor-Tomas *et al.*, 2019).

## **2.1. Un cadre analytique croisant théorie des coûts de transaction et cadre SES**

L'approche développée par E. Ostrom repose sur une distinction entre cadre conceptuel, théorie et modèle (Ostrom, 2005). Un cadre conceptuel tel que le cadre SES décrit l'ensemble des éléments et des relations entre ces éléments devant être considérés dans l'analyse. Les théories spécifient quels éléments d'un cadre conceptuel sont pertinents pour répondre à une question donnée et développent des hypothèses sur ces éléments. Plusieurs théories peuvent être compatibles avec un même cadre conceptuel. La théorie microéconomique, la théorie des jeux, la théorie des coûts de transaction, les théories des biens publics et des ressources communes sont ainsi considérées comme compatibles avec le cadre SES. Enfin, le développement de modèles repose sur des hypothèses relatives à un ensemble limité de paramètres et variables. Les implications de ces hypothèses sont explorées systématiquement selon différentes méthodes telles que l'expérimentation ou la simulation par exemple (Ostrom, 2005).

Le cadre SES peut être appliqué à des fins de description ou, en association avec diverses théories, à des fins explicatives (Thiel *et al.*, 2015 ; Partelow *et al.*, 2018). Dans une perspective explicative, le cadre analytique développé croise théorie des coûts de transaction et cadre SES. Dans le cadre de la théorie des coûts de transaction, l'hypothèse faite est que le développement de la coopération dépend des bénéfices et des coûts, dont les coûts de transaction, associés à la participation des acteurs à la coopération (section 2.1.1). Le cadre SES sert à l'identification des facteurs influençant les bénéfices et les coûts associés à l'action collective (section 2.1.2).

### *2.1.1. Les bénéfices et les coûts associés à l'action collective*

La théorie des coûts de transaction repose sur deux hypothèses comportementales : l'hypothèse de rationalité limitée proposée par Simon (1979) et l'hypothèse d'un possible comportement opportuniste des agents (Williamson, 1981). Du fait de l'incertitude sur les éléments pertinents à considérer et de leurs capacités limitées de traitement de l'information, les acteurs prennent des décisions sans considérer toutes les options et leurs conséquences (Simon, 1979). Des acteurs imparfaitement rationnels sont incapables d'établir des contrats prévoyant toutes les éventualités futures. Cette incomplétude des contrats permet le comportement stratégique des participants, qui peut se manifester sous forme de sélection adverse, d'aléa moral ou de fraude (Williamson, 2000).

Les coûts de transaction sont « les coûts relatifs liés à la planification, l'adaptation et le contrôle des tâches dans le cadre de structures de gouvernance alternatives » (Williamson, 1985). Les coûts de transaction peuvent être décomposés en coûts ex ante, préalables à un accord et en coûts ex post qui surviennent une fois l'accord passé. Les coûts ex ante correspondent aux coûts de collecte de l'information, aux coûts de recherche d'un partenaire et enfin aux coûts de négociation et d'écriture de l'accord. Les coûts ex post correspondant aux coûts de contrôle des tâches prévues, aux coûts potentiels d'« enforcement » (coûts de mise en œuvre effective de l'accord) et aux coûts d'adaptation et de renégociation de l'accord (Ménard, 2004).

La théorie des coûts de transaction permet d'identifier les bénéfices et les coûts associés à la participation à l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau/le contrôle des pollutions diffuses d'origine agricole (Tableau 1).

Les pollutions diffuses, en tant que sous-produit des activités agricoles affectant l'utilité des activités des autres agents économiques, sont une externalité. Les externalités sont présentes « lorsque les fonctions d'utilité ou de production d'un individu A incluent des variables réelles (c'est-à-dire non monétaires), dont les valeurs sont choisies par d'autres (personnes, entreprises, gouvernements) sans attention particulière aux effets sur le bien-être de A » (Baumol et Oates, 1988). Les pollutions diffuses/la qualité de l'eau sont des externalités présentant des caractéristiques de mal/bien public (Holtermann, 1972 ; Baumol et Oates, 1988). Les biens publics purs sont des biens non-exclusifs et non-rivaux (Samuelson, 1954 ; Head, 1962). La restauration ou le maintien de la qualité de l'eau par les agriculteurs constitue un bien public, car (i) chacun peut bénéficier de l'amélioration de la qualité de l'eau qui en résulte sans diminuer les bénéfices d'autrui (non-rivalité) et (ii) il est difficile, voire impossible d'empêcher toute personne de profiter des avantages de la réduction de la pollution de l'eau (non-exclusion). Le dilemme d'action collective en jeu s'apparente ainsi à un problème de fourniture de bien public (Villamayor-Tomas *et al.*, 2014 ; Amblard, 2019 ; Yoder *et al.*, 2022).

Dans le cas de la coopération entre collectivités gestionnaires de captages d'eau potable et agriculteurs, l'objectif des collectivités est de maintenir ou de restaurer la qualité de l'eau pour respecter les normes réglementaires sur les teneurs en polluants dans l'eau distribuée (Brouwer *et al.*, 2003 ; Lehmann *et al.*, 2009) (Tableau 1). Les incitations des collectivités à coopérer dépendent également des coûts d'opportunité des options alternatives pour améliorer la qualité de l'eau potable, telles que les traitements de purification (Abildtrup *et al.*, 2012 ; Grolleau et McCann, 2012). Les coûts supportés par les gestionnaires incluent les ressources économiques dévolues à la protection des aires d'alimentation de captages (dépenses monétaires, temps de travail), par exemple les paiements versés aux agriculteurs en compensation des changements de pratiques agricoles pour améliorer la qualité de l'eau (de Groot et Hermans, 2009).

Tableau 1. Les bénéfices, coûts et coûts de transaction associés à l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau

	<b>Collectivités gestionnaires des captages</b>	<b>Agriculteurs</b>
<b>Bénéfices</b>	Amélioration de la qualité de l'eau	Economies liées au changement de pratiques
	Coûts évités des options alternatives	Subventions/compensations financières
<b>Coûts</b>	Ressources économiques	Coûts d'opportunité Coûts travail/investissements
<b>Coûts de transaction</b>		
Coûts <i>ex ante</i> (coûts de définition des actions)	Coûts de collecte et de traitement de l'information	Coûts de collecte et de traitement de l'information
	Coûts de consultation/négociation	Coûts de consultation/négociation
Coûts <i>ex post</i> (coûts de mise en œuvre des actions)	Coûts de contrôle et d'« enforcement »	Coûts de contrôle Sanctions (non-respect)

Source : adapté de Amblard (2019)

Les agriculteurs ne supportant qu'une partie des coûts de la pollution de l'eau et n'étant pas les seuls bénéficiaires des améliorations de la qualité de l'eau, ils sont généralement peu incités à s'engager dans l'action collective pour réduire le niveau de pollution ou contribuer au maintien de la qualité de l'eau. Dans certains cas, les agriculteurs peuvent réaliser des économies en modifiant leurs pratiques, par exemple en réduisant les dépenses en intrants chimiques, sans baisse des rendements agricoles (Brouwer *et al.*, 2003 ; Buckley et Carney, 2013) (Tableau 1). Les agriculteurs peuvent être également incités à participer à l'action collective en raison d'avantages potentiels tels que des subventions à l'investissement ou des compensations monétaires versées en contrepartie de changements de pratiques agricoles (Lubell, 2004 ; Grolleau et McCann, 2012). Outre les bénéfices économiques, les incitations non monétaires telles que les bénéfices environnementaux et sociaux associés à la coopération peuvent également jouer un rôle dans la volonté des agriculteurs de s'engager (Lubell *et al.*, 2002 ; Ducos *et al.*, 2009 ; Weersink et Fulton, 2020). Les coûts associés à la participation des agriculteurs à l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau comprennent les coûts d'opportunité, c'est-à-dire la perte de revenus potentiellement induite par l'adoption de mesures ciblant les pollutions diffuses (Lehmann *et al.*, 2009 ; Abildtrup *et al.*, 2012 ; Coggan *et al.*, 2015). Les changements de pratique agricoles peuvent également conduire à une augmentation du temps de travail et nécessiter des investissements dans de

nouveaux équipements ou de nouvelles connaissances techniques (de Groot et Hermans, 2009 ; Ducos *et al.*, 2009 ; Coggan *et al.*, 2015).

Les coûts de transaction associés à l'action collective pour la protection de la qualité de l'eau correspondent aux coûts engagés pour définir et mettre en œuvre des actions ciblant les pollutions diffuses (Tableau 1). Les coûts de définition des actions (coûts ex ante) comprennent les coûts de collecte et de traitement de l'information concernant les sources de pollution, les zones vulnérables et les systèmes agricoles dans le bassin versant ainsi que les coûts de consultation ou de négociation des actions avec les agriculteurs (Falconer *et al.*, 2001 ; Mettepenningen *et al.*, 2011). Les agriculteurs supportent également les coûts liés aux processus de consultation et de négociation. Les coûts liés à leur décision de participation à l'action collective correspondent aux coûts de collecte et de traitement de l'information sur les mesures à mettre en œuvre et les impacts de l'adoption de ces mesures sur leur système de production (Falconer, 2000; 2002 ; Schomers *et al.*, 2015 ; McCann et Claassen, 2016 ; Coggan *et al.*, 2021). Les coûts ex post supportés par les collectivités gestionnaires des captages sont les coûts de contrôle de la mise en œuvre des actions. Ces coûts dépendent notamment de l'observabilité des changements de pratiques agricoles (Falconer, 2002). Les coûts de transaction ex post incluent également le temps passé par les agriculteurs pour effectuer les tâches liées au contrôle des engagements pris et les coûts liés aux sanctions en cas de non-respect de leurs engagements (Lehmann *et al.*, 2009 ; McCann, 2009 ; Mettepenningen *et al.*, 2009 ; Mack *et al.*, 2019 ; Coggan *et al.*, 2021).

### 2.1.2. *Le cadre SES*

Le concept de système socio-écologique (SES) vise à rendre compte de l'imbrication étroite des systèmes sociaux et des systèmes naturels (Folke, 2007 ; Schoon et Van der Leeuw, 2015 ; Biggs *et al.*, 2022). Les systèmes socio-écologiques sont définis comme « des systèmes intégrés caractérisés par des connections et rétroactions fortes au sein et entre les composants sociaux et écologiques, qui déterminent leurs dynamiques globales » (Biggs *et al.*, 2022). Le cadre SES développé par E. Ostrom représente un système écologique et un système social en interaction. Les « situations d'action focales » correspondent aux interactions entre acteurs au sein des systèmes socio-écologiques et aux résultats de ces interactions (McGinnis et Ostrom, 2014) (Figure 1). Les interactions pouvant être analysées sont diverses : il peut s'agir de l'usage d'une ressource, de partage d'information, d'une action collective, de conflits... Les résultats des interactions entre acteurs peuvent être évalués selon plusieurs critères, écologiques (surexploitation d'une ressource, résilience,...) et économiques et sociaux (efficacité, équité,...) (McGinnis et Ostrom, 2014) (Annexe 1). Quatre variables dites « de premier rang » sont considérées comme potentiellement importantes pour analyser les interactions et leurs résultats dans un SES : les caractéristiques de la ressource considérée, en tant que système et en tant qu'unité, les caractéristiques des acteurs impliqués et les caractéristiques du système de gouvernance. En outre, le contexte social, économique et politique ainsi que les écosystèmes en lien avec le SES sont inclus en tant que variables

de premier rang interagissant avec les autres variables (Figure 1). Les systèmes de ressource peuvent être par exemple des forêts, des pêcheries ou des systèmes d'irrigation. Les unités de ressource correspondantes sont les arbres, poissons ou l'eau prélevée pour l'irrigation.

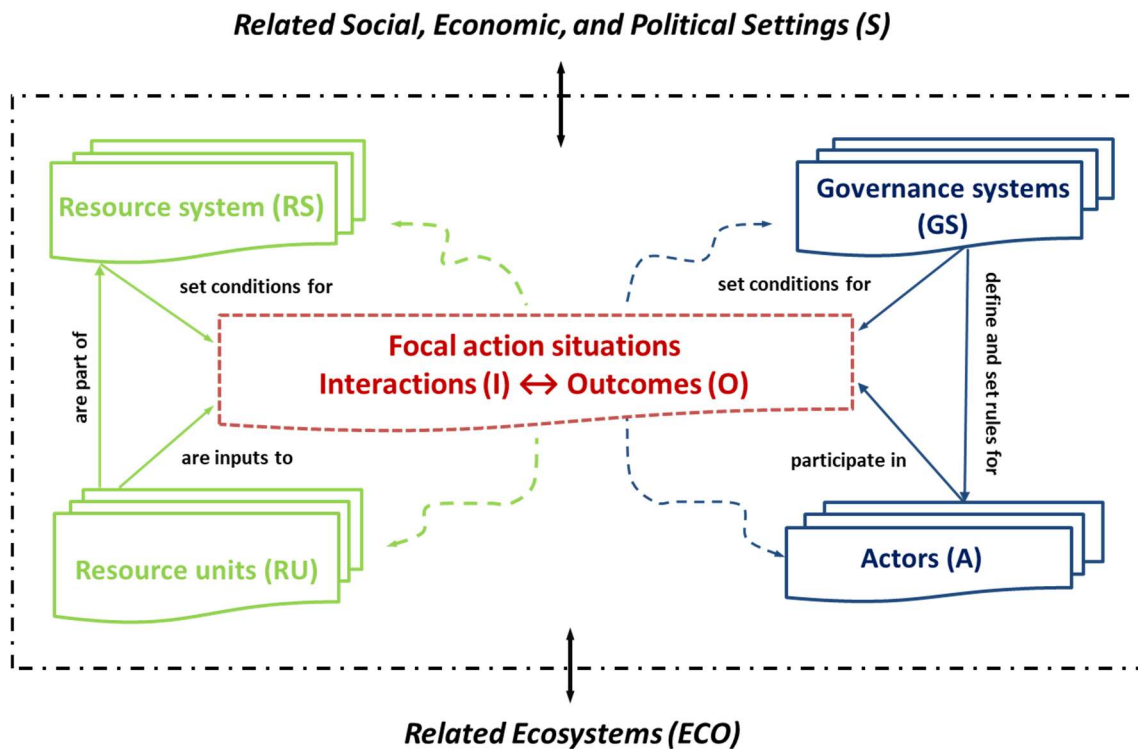


Figure 1 : Le cadre des Systèmes Socio-Ecologiques (SES) (McGinnis et Ostrom, 2014)

Les systèmes de gouvernance sont conceptualisés comme des ensembles de règles multi-niveaux (Ostrom, 2007). Les règles opérationnelles affectent les décisions des acteurs quant à la gestion directe de la ressource. Les règles de choix collectif encadrent les situations de choix collectif où les règles opérationnelles sont définies, et les règles constitutionnelles affectent les situations constitutionnelles où les règles de choix collectif sont élaborées (Figure 2).

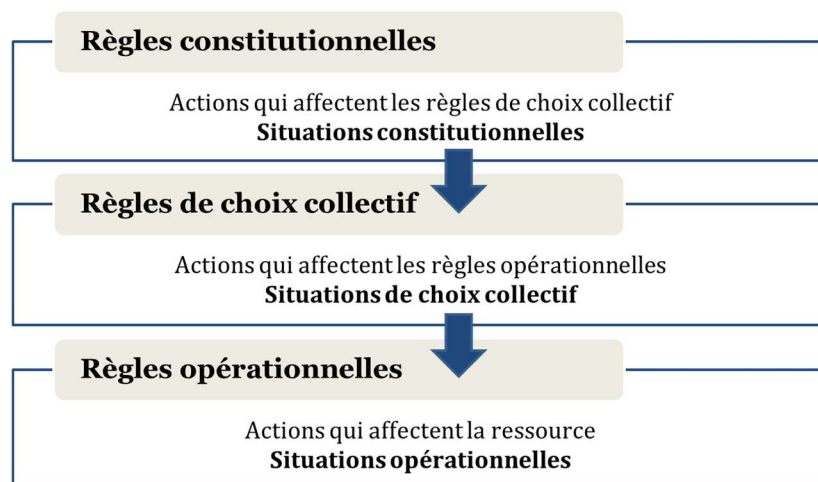


Figure 2 : Les systèmes de gouvernance dans le cadre SES (adapté de Ostrom (2007))

Les variables de premier rang sont caractérisées par des variables de deuxième rang identifiées dans les recherches antérieures comme influençant les interactions et les résultats dans divers SES (McGinnis et Ostrom, 2014) (Annexe 1). Lors de l'application du cadre, cet ensemble de variables doit être adapté au SES analysé et à la question posée. Certaines variables ne s'avèreront pas pertinentes et de nouvelles variables pourront être intégrées. Les variables de deuxième rang peuvent être elles-mêmes caractérisées par des variables de troisième rang et ainsi de suite, si cela est pertinent pour l'analyse (Basurto *et al.*, 2013 ; Partelow et Boda, 2015). Par exemple, la variable de deuxième rang *A2- Attributs socio-économiques des acteurs* peut être spécifiée par les différents attributs d'intérêt tels que les caractéristiques démographiques (représentée par une variable de troisième rang *A2.1 – Caractéristiques démographiques*) ou les revenus (représentée par une variable de troisième rang *A2.2 – Revenus*).

Le cadre SES est mobilisé pour identifier les facteurs affectant les bénéfices et les coûts associés à l'action collective pour le contrôle des pollutions diffuses. Les interactions analysées (I) correspondent à l'action collective pour la définition et la mise en œuvre de programmes ciblant les pratiques agricoles pour limiter les pollutions diffuses (Figure 3). Le système de ressource considéré (RS) est le système hydrogéologique, à partir duquel l'eau, en tant qu'unité de ressource (RU), est prélevée pour la production d'eau potable. L'action collective implique deux grands ensembles d'acteurs (A) : les collectivités gestionnaires de captages et les acteurs agricoles (organisations agricoles et agriculteurs). Les contrats encadrant la mise en œuvre des actions sont conceptualisés comme les règles opérationnelles définies par les parties prenantes au niveau du choix collectif. L'objectif de la coopération entre les collectivités et les agriculteurs est de prévenir ou réduire la pollution de l'eau. Le résultat d'intérêt (O) est donc l'amélioration ou le maintien de la qualité de l'eau (Amblard, 2019).

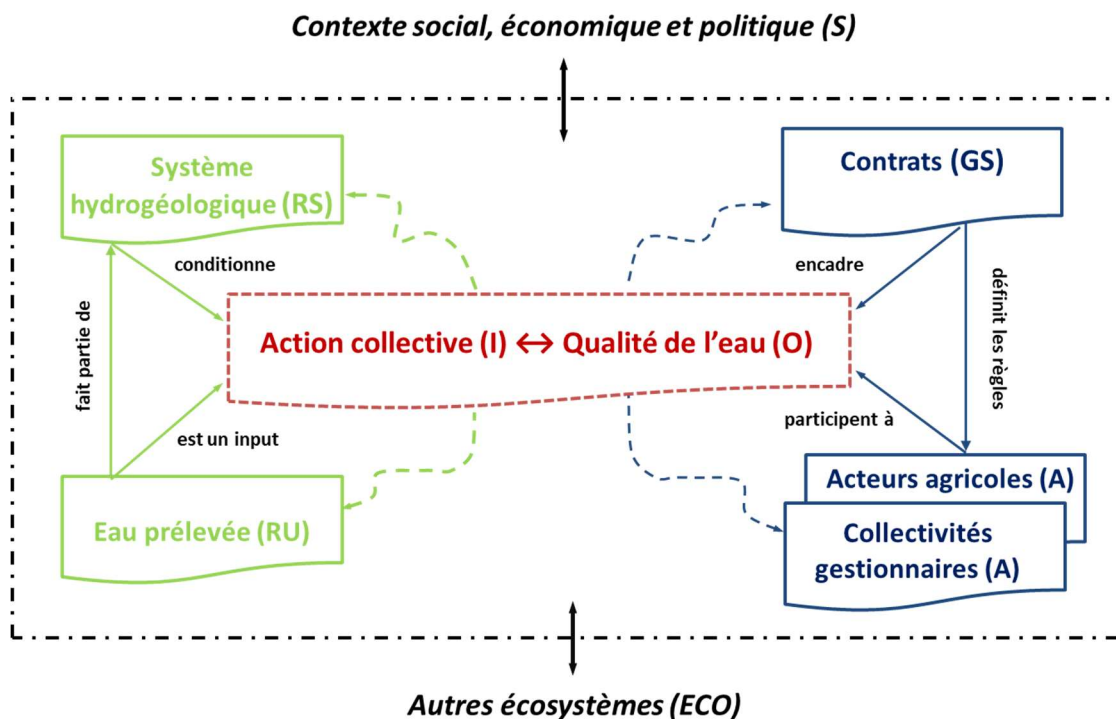


Figure 3 : L'application du cadre SES au cas de l'action collective pour la protection des captages d'eau potable vis-à-vis des pollutions diffuses

Parmi les variables de deuxième rang considérées comme potentiellement pertinentes, dix facteurs affectant les bénéfices et les coûts de l'action collective ont été identifiés comme cruciaux pour le succès de l'action collective associant les usagers d'une ressource commune pour la définition de règles de gestion de la ressource. Ces dix facteurs correspondent aux variables les plus fréquemment identifiées dans les études empiriques comme influençant l'action collective impliquant les usagers d'une ressource commune (Ostrom, 2009 ; Poteete *et al.*, 2010). Ils sont mobilisés comme des hypothèses initiales sur les variables susceptibles d'influer sur les bénéfices et les coûts associés à l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau (Tableau 2).

Les caractéristiques du système de ressource identifiées comme affectant le développement de l'action collective incluent la taille et la productivité du système (RS3, RS5) ainsi que la prédictibilité des dynamiques du système (RS7). Alors que la gestion de systèmes de grande taille implique des coûts de transaction plus élevés, une petite taille peut signifier des bénéfices plus restreints. Une taille modérée du système de ressources est ainsi considérée comme la plus propice au développement de l'action collective (Chhatre et Agrawal, 2008 ; Ostrom, 2009). Un niveau modéré de rareté de la ressource (productivité du système) est également vu comme favorable à l'action collective, à la différence des situations où la ressource est soit déjà épuisée, soit abondante (Meinzen-Dick, 2007). Lorsque la ressource est abondante ou épuisée, les usagers ne sont pas incités à s'investir dans une action collective, les bénéfices perçus par les usagers ne compensant pas les coûts associés (Ostrom, 2009 ; Poteete *et al.*, 2010).

Une faible prédictibilité des dynamiques du système de ressource (RS7) augmente les coûts de transaction de l'action collective (Agrawal, 2001). Le niveau des coûts de transaction dépend également de la mobilité de la ressource (RU1), les coûts associés à la gestion des ressources stationnaires (par exemple, l'eau d'un lac) étant considérées comme moins élevés que les coûts de gestion des ressources mobiles (par exemple, l'eau d'une rivière) (Schlager *et al.*, 1994 ; Agrawal, 2001).

Un plus grand nombre d'usagers (A1) implique des coûts de transaction plus élevés, mais la petite taille du groupe peut limiter la mise en commun des ressources nécessaires au développement de l'action collective (Wade, 1987 ; Ostrom, 2010). La présence de leaders respectés (A5) et l'existence de normes de réciprocité et/ou de capital social au sein du groupe (A6) sont susceptibles de diminuer les coûts de transaction associés à l'action collective (Pretty et Ward, 2001 ; Meinzen-Dick, 2007 ; Poteete *et al.*, 2010). L'intervention de leaders peut réduire les coûts de diffusion de l'information et de négociation (Villamayor-Tomas *et al.*, 2014). L'existence de normes de réciprocité réduit les coûts de négociation et d'application des accords conclus (North, 1990 ; Poteete *et al.*, 2010). Une connaissance partagée du SES par les usagers (A7) diminue les coûts d'organisation perçus (Ostrom, 2009). L'importance de la ressource, en termes économiques et non-économiques, pour les usagers (A8) affecte les bénéfices attendus de l'action collective relativement aux coûts (Acheson, 2006). Dans les cas d'action collective couronnés de succès, il apparaît que les revenus des usagers dépendent fortement de la ressource ou ceux-ci attachent une grande importance à sa durabilité (Ostrom, 2009).



Tableau 2 : Variables susceptibles d'affecter les bénéfices, coûts et coûts de transaction associés à l'action collective associant les usagers d'une ressource commune

Variable de 1er rang	Variation de 2 <sup>nd</sup> rang	Impact sur les bénéfices/coûts et coûts de transaction de l'action collective	Impact sur l'action collective
Systèmes de ressource (RS)	RS3 – Taille du système de ressource	Un système de grande taille augmente les coûts de transaction	-
		Un système de petite taille diminue les bénéfices	-
		Une taille modérée du système de ressource augmente les bénéfices and diminue les coûts de transaction	+
	RS5 – Productivité du système	L'épuisement de la ressource diminue les bénéfices	-
		L'abondance de la ressource diminue les bénéfices	-
		Des niveaux modérés de rareté de la ressource augmente les bénéfices	+
	RS7 – Prédicibilité des dynamiques du système	Un degré élevé de prédictibilité des dynamiques du système diminue les coûts de transaction	+
Systèmes de gouvernance (GS)	GS6 – Règles de choix collectif		
	<i>GS6.1 – Autonomie dans les situations de choix collectif</i>	L'autonomie des usagers au niveau du choix collectif diminue les coûts de transaction	+
Unités de ressource (RU)	RU1 – Mobilité de la ressource	La mobilité de la ressource augmente les coûts de transaction	-
Acteurs (A)	A1 – Nombre d'acteurs pertinents	Un grand nombre d'usagers augmente les ressources disponibles et les coûts de transaction	-/+
	A5 – Leadership	La présence d'entrepreneurs/de leaders décroît les coûts de transaction	+
	A6 – Normes (confiance-réciprocité) / capital social	L'existence de normes partagées de réciprocité/confiance et de capital social entre les usagers diminue les coûts de transaction	+
	A7 – Connaissance du SES	Une connaissance partagée des attributs pertinents du SES diminue les coûts de transaction	+
	A8 – Importance de la ressource	Une importance plus grande de la ressource augmente les bénéfices	+

Source : Amblard (2019) adapté de Ostrom (2009)

Enfin, une variable identifiée comme cruciale pour le succès de l'action collective est l'autonomie des usagers dans les situations de choix collectif pour définir et faire appliquer les règles opérationnelles qui encadrent la gestion des ressources (GS6.1). Une telle autonomie est vue comme diminuant les coûts de transaction associés à la définition et l'« enforcement » des règles (Ostrom, 2009 ; Poteete *et al.*, 2010).

\*  
\* \*

Une première contribution des travaux correspond au développement d'un cadre analytique croisant cadre SES et théorie des coûts de transaction pour l'analyse de l'action collective agro-environnementale. Le cadre SES est mobilisé pour structurer l'identification des variables jouant sur l'action collective tandis que la théorie des coûts de transaction permet la caractérisation des liens de causalité entre ces variables et l'action collective (Amblard, 2019). La section suivante présente les résultats de l'application du cadre analytique croisant théorie des coûts de transaction et cadre SES à l'action collective pour le contrôle des pollutions diffuses d'origine agricole (section 2.2).

## **2.2. Les facteurs jouant sur l'action collective pour la production d'un bien public environnemental**

L'identification des facteurs jouant sur l'émergence et la pérennisation de la coopération pour le contrôle des pollutions diffuses a reposé sur l'analyse comparative de six cas de démarches de protection de captages d'eau potable en France (Allier, Virieu-sur-Bourbre, Oursbelille, Arcier, Ammertzwiler, Val-de-Reuil) (Amblard, 2019). Ces études de cas ont été également mobilisées pour l'analyse des systèmes de gouvernance des démarches collectives (Amblard et Mann, 2021) et l'analyse comparative de deux démarches de protection d'une ressource en eau de bonne qualité (Val-de-Reuil et Volvic) (Chervier *et al.*, 2022). L'analyse, qualitative, est basée sur une collecte de données dans le cadre d'entretiens auprès des acteurs locaux impliqués dans la coopération ainsi que des acteurs de la mise en œuvre des politiques agro-environnementales et de gestion de l'eau aux échelles nationale et des bassins versants. L'analyse comparative de deux cas d'étude, les opérations Ferti-Mieux en France et les Coopératives Environnementales aux Pays-Bas, sur la base d'une revue de littérature, a également contribué à l'identification des freins et des leviers à l'action collective impliquant les agriculteurs pour le contrôle des pollutions diffuses (Amblard, 2021).

Les études de cas approfondies ont été développées sur la base d'une triangulation des sources de données (documents, entretiens) (Yin, 1994). La méthode du « process-tracing », basée sur l'analyse de séquences temporelles, a été utilisée comme outil complémentaire pour caractériser les relations de causalité entre les variables explicatives et expliquées (Steinberg, 2007 ; Poteete *et al.*, 2010 ; Collier, 2011). Les résultats des études de cas individuelles ont été ensuite mis en perspective en mobilisant la technique de « pattern matching » (Yin, 1994). L'impact des variables explicatives sur la variable

expliquée a été comparé dans les différents cas pour évaluer dans quelle mesure le motif empirique observé corroborait ou non les hypothèses.

Les résultats des applications du cadre croisant théorie des coûts de transaction et cadre SES mettent en évidence que les caractéristiques de la ressource en eau (section 2.2.1), des acteurs impliqués (section 2.2.2), du contexte économique et politique (section 2.2.3) et des modes de gouvernance de la coopération (section 2.2.4) interagissent dans leur influence sur l'action collective pour le contrôle des pollutions diffuses.

### 2.2.1. Les caractéristiques de la ressource en eau

Les résultats montrent qu'une incertitude concernant la délimitation des aires d'alimentation de captage (RS2) (Tableau 3), en raison d'un manque de connaissance des systèmes hydrogéologiques et/ou de la complexité des dynamiques des systèmes, constitue une contrainte à la définition des actions pertinentes à mettre en œuvre pour limiter les pollutions diffuses d'origine agricole (Amblard et Mann, 2021 ; Chervier *et al.*, 2022). La taille de l'aire d'alimentation de captage (RS3) affecte également le développement de l'action collective. En lien avec le nombre d'exploitations (A1) (Tableau 4), une taille plus importante de l'aire d'alimentation de captage signifie des coûts de transaction associés à la définition et la mise en œuvre des programmes d'action plus élevés (Amblard, 2019; 2021).

Tableau 3 : Les caractéristiques de la ressource en eau identifiées comme contraignant/favorisant l'action collective

<b>Variable de 1<sup>er</sup> rang</b>	<b>Variation de 2<sup>nd</sup> rang</b>	<b>Impact sur les bénéfices/coûts et coûts de transaction de l'action collective</b>	<b>Impact sur l'action collective</b>
Systèmes de ressource (RS)	RS2 – Clarté de la délimitation de l'aire d'alimentation de captage	Une délimitation claire de l'aire d'alimentation de captage diminue les coûts de transaction	+
	RS3 – Taille de l'aire d'alimentation de captage	Une aire d'alimentation de captage de grande taille augmente les coûts de transaction	-
	RS5 – Niveau de dégradation de la ressource	Un niveau élevé de dégradation de la ressource augmente les bénéfices	+
	RS7 – Prédicibilité des dynamiques du système	Un degré élevé de prédictibilité des dynamiques du système diminue les coûts de transaction	+

Source : Amblard (2019; 2021) ; Amblard et Mann (2021) ; Chervier *et al.* (2022)

Parmi les autres variables caractérisant la ressource en eau, un niveau élevé de dégradation de la ressource (RS5) ressort comme un facteur incitant les producteurs d'eau et acteurs agricoles à coopérer, résultat en ligne avec la littérature sur l'action collective pour la gestion de l'eau (Benson *et al.*, 2013).

Dans les situations où la pollution de l'eau est sévère, les bénéfices de la coopération sont perçus par les acteurs comme supérieurs aux coûts associés (Amblard, 2019). L'étude comparative de deux cas de gestion préventive du risque de pollutions diffuses lorsque la ressource est de bonne qualité met en évidence que le développement de la coopération repose alors sur une dépendance économique forte des producteurs d'eau à la ressource, renforcée par l'absence d'alternatives techniques à une démarche préventive tels que des traitements de l'eau ou une substitution de la ressource (Chervier *et al.*, 2022).

Les systèmes hydrogéologiques diffèrent en termes de complexité et de temps de réponse aux mesures ciblant les pollutions diffuses. La prédictibilité des dynamiques du système (RS7) influence les coûts de définition des actions et d'évaluation de leur impact sur la qualité de l'eau. Dans les situations où le fonctionnement des aquifères est complexe et les milieux sont faiblement réactifs, un niveau d'incertitude élevé sur l'impact des mesures mises en œuvre augmente les coûts de transaction. De plus, l'absence d'effets visibles des actions sur la qualité de l'eau peut réduire la motivation des agriculteurs à s'engager dans l'action collective. A l'inverse, des temps de réponse court et une prédictibilité élevée des dynamiques du système hydrogéologique réduisent les coûts de définition et d'évaluation de l'impact des actions et favorisent l'implication des agriculteurs dans l'action collective (Amblard, 2019; 2021 ; Amblard et Mann, 2021).

### *2.2.2. Les caractéristiques des acteurs*

L'engagement des collectivités gestionnaires des captages dans la coopération avec les acteurs agricoles apparaît motivé par le coût des approches alternatives à l'approche préventive pour améliorer la qualité de l'eau (A8.1.1) (Tableau 4). Les collectivités sont plus susceptibles de coopérer lorsque les options techniques pour réduire les taux de polluants dans l'eau, telles que les options de traitement ou de mélange et dilution de l'eau, ne sont pas envisageables ou très coûteuses. L'implication des collectivités dans l'action collective dépend également de leurs préférences environnementales (A8.2.1), c'est-à-dire de leurs préférences pour l'adoption d'une approche préventive pour résoudre le problème des pollutions diffuses (Amblard, 2019).

Les ressources humaines et financières dont disposent les collectivités gestionnaires des captages (A2.1) jouent fortement sur leur implication dans la coopération avec les acteurs agricoles. Les petites collectivités peuvent être plus particulièrement contraintes par les ressources disponibles. Les options techniques telles que le traitement de l'eau étant jusqu'à récemment privilégiées pour limiter les taux de polluants en France (Becerra et Roussary, 2008), les collectivités ne disposent généralement pas des compétences nécessaires à la mise en œuvre de démarches préventives impliquant les acteurs agricoles, ce qui constitue également une contrainte à la coopération (Amblard, 2019).

Tableau 4 : Les caractéristiques des acteurs identifiées comme contraignant/favorisant l'action collective

Variable de 1 <sup>er</sup> rang	Variables de 2 <sup>nd</sup> , 3 <sup>ème</sup> et 4 <sup>ème</sup> rang	Impact sur les bénéfices/coûts et coûts de transaction de l'action collective	Impact sur l'action collective
Acteurs (A)	A1 – Nombre d'exploitations agricoles	Un grand nombre d'exploitations agricoles augmente les coûts de transaction	-
	A2 – Attributs socioéconomiques		
	A2.1 – Ressources des collectivités gestionnaires	Un niveau élevé de ressources humaines et financières diminue les coûts	+
	A2.2 – Systèmes agricoles		
	A2.2.1 – Type de systèmes agricoles	La présence de systèmes agricoles intensifs augmente les coûts	-
	A2.2.2 – Hétérogénéité des systèmes agricoles	L'hétérogénéité des systèmes agricoles affecte les bénéfices et les coûts de transaction	-/+
	A5 – Implication de leaders agricoles	L'implication de leaders agricoles diminue les coûts de transaction	+
	A6 – Normes (confiance-réciprocité) / capital social	L'existence de normes partagées de réciprocité et de confiance entre les collectivités et les acteurs agricoles diminue les coûts de transaction	+
	A7 – Connaissance du SES	Une connaissance partagée du système hydrogéologique diminue les coûts de transaction	+
	A8 – Importance de la ressource	Une importance plus grande de la ressource augmente les bénéfices	+
	A8.1 – Importance économique de la ressource		
	A8.1.1 Importance économique de la ressource pour les collectivités	Des coûts élevés des approches alternatives de limitation des pollutions augmentent les bénéfices	+
	A8.2 – Préférences environnementales		
A8.2.1 Préférences environnementales des collectivités	Une attitude favorable à la protection de l'environnement augmente les bénéfices	+	
A8.2.2 Préférences environnementales des agriculteurs	Une attitude favorable à la protection de l'environnement augmente les bénéfices	+	

Source : Amblard (2019; 2021) ; Chervier et al. (2022)

La participation des agriculteurs dans l'action collective va dépendre de leur système de production (A2.2.1) dont l'évolution vers un système de production favorable à la qualité de l'eau est plus ou moins coûteux. La participation des agriculteurs apparaît également motivée par leur attitude vis-à-vis de la protection de l'environnement (préférences environnementales) (A8.2.2), en particulier envers la

protection de la ressource en eau à la source (Amblard, 2019 ; Chervier *et al.*, 2022). La sensibilité environnementale des agriculteurs apparaît renforcée par leur implication antérieure dans des programmes agro-environnementaux ou leur engagement dans des filières reposant sur des cahiers des charges intégrant des mesures de protection de l'environnement (Amblard, 2019; 2021).

La disponibilité de connaissances scientifiques ou expertes (A7) sur les systèmes hydrogéologiques et les interactions entre les activités anthropiques et la qualité de l'eau affecte la capacité des acteurs à identifier les sources de pollution, les zones à cibler dans les bassins versants et les actions pertinentes pour limiter les pollutions diffuses. La réalisation et la mobilisation d'études hydrogéologiques et d'évaluations des sources de pollution facilite l'identification des mesures à mettre en œuvre (Amblard, 2019 ; Chervier *et al.*, 2022). De plus, le partage des résultats de ces études avec les agriculteurs améliore leur propre compréhension de l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau, réduisant ainsi les coûts de collecte et de traitement de l'information associés à leur participation à l'action collective (Amblard, 2019).

La littérature sur les coûts de transaction associés aux politiques environnementales identifie l'hétérogénéité des acteurs comme un facteur augmentant les coûts de définition et de négociation des mesures (McCann, 2013). Les travaux réalisés montrent que l'homogénéité des exploitations agricoles dans les bassins versants (A2.2.2) diminuent effectivement les coûts de définition des mesures mises en place pour limiter les pollutions diffuses. Cependant, l'homogénéité des systèmes de production agricoles augmente également les coûts liés à la diffusion de pratiques ou systèmes alternatifs dans les contextes où des systèmes agricoles intensifs dominant. Par ailleurs, certaines formes de coopération peuvent bénéficier de complémentarités entre des systèmes agricoles hétérogènes. Par exemple, la réalisation d'échanges fonciers visant la mise en herbe de parcelles dans les aires d'alimentation de captages est favorisée par la diversité des systèmes d'élevage en termes de préférences pour les surfaces arables et les surfaces en herbe (systèmes de production laitiers versus viande). Ainsi, l'impact de la diversité des exploitations sur l'action collective implique des arbitrages entre bénéfices et coûts de transaction, qui dépendent du type de système agricole dominant et du type de coopération (Amblard, 2019).

L'analyse met en évidence le rôle de la confiance et du capital social (A6) dans la réduction des coûts de négociation et des coûts de contrôle et de mise en application (« enforcement ») des mesures. Les liens préexistants entre collectivités gestionnaires des captages et acteurs agricoles favorisent la coopération (Amblard, 2019). Ces liens peuvent s'être développés au travers d'interactions sociales locales (par exemple, du fait de l'implication de certains agriculteurs dans les conseils municipaux) ou de la mise en œuvre de programmes antérieurs visant l'amélioration de la qualité de l'eau (par exemple, des opérations Ferti-Mieux ou Agri-Mieux). L'absence d'interaction préalable entre les collectivités et les agriculteurs apparaît comme une contrainte au développement de l'action collective. L'implication de leaders agricoles dans l'action collective (A5) favorise la participation des agriculteurs. Ces leaders

peuvent jouer un rôle d'intermédiaire entre les acteurs institutionnels et les agriculteurs, limitant ainsi les coûts de collecte de l'information pour les deux parties (Amblard, 2019; 2021).

### 2.2.3. *Le contexte économique et institutionnel*

L'existence de marchés valorisant les changements de pratiques agricoles et la mise en œuvre de politiques de soutien à l'action collective sont identifiés comme deux facteurs déterminant fortement l'émergence et la durabilité de la coopération agro-environnementale (Amblard, 2019; 2021) (Tableau 5).

Tableau 5 : Les caractéristiques du contexte identifiées comme contraignant/favorisant l'action collective

Variable de 1 <sup>er</sup> rang	Variation de 2 <sup>nd</sup> , 3 <sup>ème</sup> et 4 <sup>ème</sup> rang	Impact sur les bénéfices/coûts et coûts de transaction de l'action collective	Impact sur l'action collective
Contexte social, économique et politique (S)	S4 – Autres systèmes de gouvernance <i>S4.1 – Systèmes de gouvernance à plus grande échelle</i> S4.1.1 – Soutien des agences publiques et collectivités	Un soutien des agences publiques et collectivités à plus grande échelle diminue les coûts	+
	S4.1.2 – Perspective réglementaire	Une perspective réglementaire augmente les bénéfices Une perspective réglementaire augmente les coûts de transaction	-/+
	S5 – Marchés <i>S5.1 – Conditions de marché pour les produits agricoles</i>	Des conditions de marché favorables aux changements de pratiques agricoles augmentent les bénéfices	+

Source : Amblard (2019; 2021)

Dans un contexte où les collectivités peuvent disposer de ressources limitées, un soutien externe des agences publiques (S4.1.1) aux différentes échelles (départementale, régionale, bassin versant, nationale) favorise l'engagement des collectivités dans l'action collective (Tableau 5). Ce soutien inclut l'apport de ressources financières, de conseil technique ou encore l'animation de réseaux favorisant la diffusion d'information et le partage d'expérience (Amblard, 2019). Les conditions de marché pour les produits agricoles (S5.1) influencent les coûts et bénéfices économiques associés avec les changements de pratiques agricoles. La présence, dans les territoires, d'opérateurs économiques offrant des débouchés aux cultures bas-intrants ou produits issus de l'agriculture biologique favorise l'implication des agriculteurs dans l'action collective (Amblard, 2019; 2021).

Plusieurs études soulignent l'effet positif de la perspective de mise en œuvre d'une réglementation sur l'engagement des agriculteurs dans l'action collective (Abildtrup *et al.*, 2012 ; Grolleau et McCann, 2012). A la différence de ces travaux, l'analyse ne met pas évidence d'impact clair de la perspective de mise en œuvre de mesures réglementaires (S4.1.2) sur la participation des agriculteurs à l'action collective. La mise en œuvre des plans d'action ciblant les pollutions diffuses repose sur une participation volontaire des acteurs concernés, notamment les agriculteurs. Cependant, le choix peut être fait d'engager une démarche ZSCE (Zone Soumise à Contraintes Environnementales). Dans ce cas, si les objectifs prévus ne sont pas atteints après trois ans de mise en œuvre volontaire, les préfets peuvent rendre obligatoire certaines mesures du plan d'action. Dans certaines situations, la mobilisation de la procédure ZSCE apparaît effectivement renforcer la volonté de coopération des agriculteurs pour éviter la mise en œuvre de mesures obligatoires. Dans d'autres cas, le choix de recourir à la procédure ZSCE est perçu au contraire comme défavorable à l'action collective car augmentant les coûts induits par une possible confrontation avec les agriculteurs (Amblard, 2019).

#### 2.2.4. *Les modes de gouvernance de l'action collective*

Les modes de gouvernance de l'action collective correspondent aux contrats encadrant la mise en œuvre des actions ciblant les pollutions diffuses dans les aires d'alimentation de captages (section 2.1.2). Les travaux montrent que les actions sont principalement mises en œuvre dans le cadre des contrats agro-environnementaux cofinancés par l'Union Européenne et les Agences de l'Eau. Les projets agro-environnementaux sont généralement portés par des organisations agricoles (chambres d'agriculture, groupements d'agriculture biologique, coopératives) qui jouent un rôle d'intermédiaire entre les collectivités gestionnaires des captages et les agriculteurs. Les acteurs locaux choisissent les mesures à mettre en œuvre, cependant la gamme des mesures et les compensations financières associées sont définies aux niveaux régional et national. D'autres modes de gouvernance correspondent à une plus grande implication des collectivités en coopération directe avec les agriculteurs : contrats de type « paiements pour services environnementaux » (PSE), baux ruraux environnementaux et contrats d'achat de produits agricoles. Ces arrangements sont peu fréquents dans le contexte français (Amblard, 2019).

Les contrats de type PSE sont établis par des collectivités avec des agriculteurs pour la mise en œuvre de mesures agro-environnementales en échange de compensations financières. Le choix des mesures et du niveau des compensations résulte d'une négociation entre collectivité et agriculteurs. Le niveau de compensation est encadré par le cadre réglementaire européen des aides d'État. En dessous de 20 000 € sur trois ans, l'aide versée par une collectivité peut s'inscrire dans le régime des aides de minimis. Une notification à la Commission Européenne est nécessaire lorsque le montant de l'aide financière envisagée est supérieur à ce seuil (Commission Européenne, 2019).



En 2020, un cadre national pour la mise en place de PSE a été notifié à la Commission européenne par le Ministère de la Transition Ecologique (Ministère de la Transition Ecologique, 2020). Des appels à projets PSE dans les aires d'alimentation de captage ou bassins versants sont ouverts aux collectivités gestionnaires. Une fois les projets PSE sélectionnés par les Agences de l'Eau, des contrats individuels de cinq ans sont établis entre les collectivités et les agriculteurs. Une compensation financière annuelle est versée aux agriculteurs en fonction des résultats environnementaux au niveau de l'exploitation. Un « bonus collectif » (niveaux plus élevés de compensation financière) peut être inclus dans le projet PSE pour inciter les agriculteurs à participer afin d'atteindre le niveau de participation requis pour un impact environnemental.

Les baux ruraux environnementaux sont établis entre des collectivités, propriétaires de terres dans les aires d'alimentation de captage, et des agriculteurs. Ce type de contrat prévoit l'inclusion de clauses environnementales en contrepartie desquelles l'agriculteur peut bénéficier de loyers modérés. Le choix et le contenu des clauses environnementales ainsi que le montant du loyer font l'objet d'une négociation entre les collectivités et les exploitants. Le choix des clauses environnementales est encadré par le Code rural, qui comprend une liste de mesures possibles. La durée des contrats est également fixée à au moins 9 ans (article L.411-5 du Code rural et de la pêche maritime).

Enfin, le dernier mode de gouvernance encadrant la coopération entre les collectivités gestionnaires des captages et les agriculteurs sont les contrats d'achat de produits agricoles issus de systèmes de production favorables à la qualité de la ressource en eau. Les collectivités peuvent appuyer le développement d'agriculture biologique en développant l'approvisionnement en restauration collective ou mettre en place des projets de chauffage collectif permettant la valorisation de cultures économes en intrants (miscanthus, switchgrass). Le cadre réglementaire des marchés publics ne permet pas de cibler les agriculteurs dans une zone donnée telle qu'une aire d'alimentation de captage. La loi EGalim et la loi Climat et Résilience ont introduit les critères « coûts imputés aux externalités environnementales liées au produit pendant son cycle de vie », « performances en matière de protection de l'environnement » et « performances en matière de développement des approvisionnements directs » qui peuvent être utilisés pour favoriser les candidatures des agriculteurs ayant des terres dans les aires d'alimentation de captages pour l'approvisionnement en restauration collective (Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire, 2022).

En fonction du type de système agricole et des conditions de marché des produits agricoles, les incitations fournies par les différents contrats (GS5.1) affectent la participation des agriculteurs à l'action collective (Tableau 6). Lorsque les compensations associées aux différents contrats ne compensent pas les coûts liés aux changements de pratiques, la participation des agriculteurs est plus faible. L'adéquation entre les incitations et les caractéristiques des systèmes agricoles et agroalimentaires locaux apparaît donc cruciale pour la participation des agriculteurs (Amblard, 2019; 2021 ; Chervier et al., 2022).

La plus grande autonomie des acteurs locaux (GS6.1) dans la définition des termes des contrats établis entre collectivités et agriculteurs (PSE, baux ruraux environnementaux, contrats d'achat de produits agricoles issus de systèmes biologiques ou bas-intrants), comparativement aux mesures agro-environnementales mises en œuvre dans le cadre de la politique européenne de développement rural, a un effet positif sur la coopération, en permettant une meilleure adaptation des incitations au contexte agricole et environnemental local. Cependant, une plus grande autonomie dans la conception des contrats s'accompagne de coûts de transaction plus élevés qui peuvent être prohibitifs dans les grands bassins versants et/ou dans les situations où les ressources des collectivités sont limitées (Amblard, 2019 ; Amblard et Mann, 2021).

Tableau 6 : Les caractéristiques des modes de gouvernance identifiées comme contraignant/favorisant l'action collective

<b>Variable de 1<sup>er</sup> rang</b>	<b>Variables de 2<sup>nd</sup> et 3<sup>ème</sup> rang</b>	<b>Impact sur les bénéfiques/coûts et coûts de transaction de l'action collective</b>	<b>Impact sur l'action collective</b>
Systèmes de gouvernance (GS)	GS5 – Règles opérationnelles <i>GS5.1 – Incitations des contrats</i>	Une compensation financière adéquate diminue les coûts	+
	GS6 – Règles de choix collectif  <i>GS6.1 – Autonomie dans les situations de choix collectif</i>	L'autonomie des acteurs locaux augmente les bénéfiques et les coûts de transaction	-/+
	GS8 – Règles de contrôle et de sanction  <i>GS8.1 – Système de contrôle des pratiques agricoles</i>	La mise en place d'un système de contrôle des produits agricoles diminue les coûts de transaction	+

Source : Amblard (2019; 2021) ; Amblard et Mann (2021) ; Chervier et al. (2022)

La mise en place d'un système de contrôle des pratiques agricoles (GS8.1) limite le risque de comportement opportuniste des agriculteurs. Le niveau des coûts de contrôle supportés par les collectivités varie selon le type de mesure choisi, certaines mesures (par exemple, la mise en place de miscanthus ou la mise en herbe de prairies) ne nécessitant qu'un contrôle visuel peu coûteux, à la différence d'autres mesures telle qu'une réduction dans l'utilisation d'intrants. Les collectivités peuvent également bénéficier de synergies avec les contrôles mis en place dans le cadre d'autres dispositifs tels que les mesures agro-environnementales ou la labellisation en agriculture biologique (Amblard, 2019 ; Amblard et Mann, 2021).

\*

\*\*

Le croisement de la théorie des coûts de transaction et du cadre SES s'est avéré fructueux pour identifier les conditions de développement de l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau.

Tous les facteurs considérés comme cruciaux pour l'action collective associant les usagers d'une ressource commune (Ostrom, 2009) (Tableau 2) ont également été identifiés comme jouant un rôle dans l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau en France, à l'exception de la variable « mobilité de la ressource ». Des recherches antérieures ont mis en évidence la différence dans les coûts associés à la gestion de l'eau dans les situations de gestion d'eaux de surface versus d'eaux souterraines (Schlager *et al.*, 1994 ; Brouwer, 2003). L'impact spécifique de cette variable n'a pas pu être mis en évidence dans les travaux menés, les cas empiriques sélectionnés ne variant pas sur cette dimension : toutes les démarches de protection concernent des masses d'eau souterraines.

Les résultats mettent également en évidence le rôle important d'autres variables du cadre SES dans le succès de l'action collective pour la protection de la ressource en eau potable (Annexe 1). Premièrement, les attributs socio-économiques des collectivités gestionnaires des captages et des agriculteurs affectent fortement les bénéfices et les coûts associés à leur implication dans une action collective. En outre, les caractéristiques des contextes économique et politique jouent un rôle important dans la coopération pour le contrôle des pollutions diffuses dans les aires d'alimentation de captages. L'importance des facteurs liés au contexte économique renvoie à la nature de bien public du contrôle des pollutions diffuses agricoles. Les exploitants agricoles ayant peu d'incitations économiques directes à changer leurs pratiques, leur implication dans l'action collective dépend en grande partie des incitations économiques externes. Dans un contexte où le niveau des ressources financières et humaines des collectivités gestionnaires peut être limité, leur engagement dépend fortement des politiques de soutien mises en place à différentes échelles (Amblard, 2019; 2021).

Au travers de l'identification des facteurs influençant l'action collective pour le contrôle des pollutions diffuses, les travaux contribuent aux développements récents des recherches qui visent à étendre le champ d'application du cadre SES, initialement conçu pour l'analyse de la gestion des ressources communes, aux biens et services environnementaux présentant des caractéristiques de bien public tels que l'amélioration de la qualité de l'eau (Bennett et Gosnell, 2015).

### **2.3. Les déterminants de la participation des agriculteurs à l'action collective**

Les démarches collectives de protection de la ressource en eau reposent sur la participation volontaire des agriculteurs. Comprendre les déterminants de la participation des agriculteurs est donc crucial pour identifier les conditions d'efficacité des démarches collectives.

L'analyse qualitative des facteurs jouant sur l'action collective entre collectivités gestionnaires des captages d'eau potable et acteurs agricoles pour le contrôle des pollutions diffuses a mis en évidence que la participation des agriculteurs aux démarches collectives dépendait de leurs caractéristiques socio-

économiques (type de système de production ; capital social) et comportementales (préférences environnementales) (Amblard, 2019; 2021) (section 2.2). Des travaux ultérieurs ont visé à caractériser le rôle spécifique des facteurs socio-économiques et comportementaux dans la participation des agriculteurs aux démarches collectives de protection des captages (Bourceret *et al.*, 2022 ; Amblard *et al.*, 2023 ; Bourceret *et al.*, 2023). Alors qu'une littérature importante s'est développée sur les déterminants de la participation des agriculteurs à des contrats individuels tels que les contrats agro-environnementaux co-financés par l'Union Européenne, seules quelques études ont exploré les facteurs influençant l'adoption de mesures par les agriculteurs dans le cadre de démarches collectives de gestion de l'eau (Lubell, 2004 ; Marshall, 2004; 2009 ; Campbell *et al.*, 2011). Un premier volet des travaux a cherché à mettre en évidence le rôle des caractéristiques des exploitations agricoles, du profil et des réseaux des exploitants agricoles dans leur engagement dans les démarches collectives de protection de la ressource en eau (section 2.3.1). Un deuxième volet des travaux s'intéresse à l'impact des caractéristiques comportementales des agriculteurs sur leur participation aux démarches collectives (section 2.3.2).

### 2.3.1. *Les déterminants socio-économiques de la participation à l'action collective*

L'identification des facteurs jouant sur la participation des agriculteurs à l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau repose sur l'étude de deux cas de démarches de protection de captages prioritaires « Grenelle » : les captages prioritaires de l'Allier et le captage prioritaire d'Héricourt-en-Caux (Seine-Maritime). Une analyse économétrique des données recueillies auprès de 120 agriculteurs participants et non participants aux démarches de protection a été réalisée. Des entretiens semi-directifs avec les acteurs impliqués dans la gouvernance des deux processus collaboratifs ont servi à la fois au cadrage de l'analyse statistique (choix des modèles, définition des variables expliquées et explicatives) et à l'interprétation des résultats (Amblard *et al.*, 2023).

#### 2.3.1.1. Une approche en termes de coûts de transaction

L'hypothèse faite est que la décision des agriculteurs de participer à l'action collective dépend des bénéfices, des coûts et des coûts de transaction associés à leur participation (section 2.1.1).

Pour identifier les facteurs susceptibles d'influencer le niveau des bénéfices et des coûts associés à l'action collective et donc la participation des agriculteurs aux démarches collectives, la littérature sur les déterminants de la participation des agriculteurs aux contrats agro-environnementaux est mobilisée, notamment les travaux adoptant une approche en termes de coûts de transaction (Falconer, 2000 ; Ducos *et al.*, 2009 ; Espinosa-Goded *et al.*, 2013 ; Mettepenningen *et al.*, 2013 ; Pascucci *et al.*, 2013 ; McCann et Claassen, 2016 ; Coggan *et al.*, 2021). Deux lignes principales peuvent être distinguées. Une partie des études cherche à mesurer le niveau des coûts de transaction associés à la participation des agriculteurs et à identifier les causes de leur ampleur (McCann, 2009 ; Mettepenningen et Van Huylenbroeck, 2009 ; Coggan *et al.*, 2015). D'autres recherches visent à évaluer les facteurs jouant sur

la participation des agriculteurs tout en prenant en compte les coûts de transaction dans l'analyse (Ducos *et al.*, 2009 ; Espinosa-Goded *et al.*, 2013 ; Pascucci *et al.*, 2013). L'analyse des déterminants de la participation des agriculteurs à l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau s'inscrit dans la seconde approche.

La littérature montre que la participation des agriculteurs est influencée par les caractéristiques des exploitations agricoles (Uthes et Matzdorf, 2013 ; Lastra-Bravo *et al.*, 2015). Plusieurs études mettent en évidence qu'une taille plus importante des exploitations favorise l'adoption de mesures agro-environnementales, notamment en raison de la présence de coûts fixes, tels que des coûts d'investissement (Marshall, 2009 ; Espinosa-Goded *et al.*, 2013). Les coûts fixes incluent également des coûts de transaction, plus particulièrement des coûts d'accès à l'information sur les contrats agro-environnementaux (Ducos *et al.*, 2009 ; McCann, 2009 ; Espinosa-Goded *et al.*, 2013 ; Coggan *et al.*, 2015). L'orientation des systèmes de production (élevage ou grandes cultures) affecte également la probabilité de contractualisation, les prairies étant considérées comme plus favorables à la protection de l'environnement (Peerlings et Polman, 2009 ; Uthes et Matzdorf, 2013). La disponibilité d'équipements pour une meilleure gestion de la fertilisation et des traitements phytosanitaires ainsi que l'accès à du travail familial et non-familial favorisent la participation des agriculteurs aux programmes agro-environnementaux (Uthes et Matzdorf, 2013 ; Lastra-Bravo *et al.*, 2015). Les tâches administratives induites par la contractualisation agro-environnementale peuvent constituer une contrainte sur la participation des agriculteurs, en fonction du travail familial et non-familial disponible (Defrancesco *et al.*, 2008 ; Ruto et Garrod, 2009). Des revenus agricoles plus élevés et l'accès à des revenus non-agricoles influencent également positivement l'adoption de mesures agro-environnementales (Knowler et Bradshaw, 2007 ; Lastra-Bravo *et al.*, 2015).

Les profils des agriculteurs sont également identifiés comme influençant l'adoption de mesures agro-environnementales. La majorité des études montre que l'âge des agriculteurs diminue la probabilité de leur participation à des programmes environnementaux, ce qui pourrait s'expliquer par une moindre sensibilité des agriculteurs les plus âgés aux questions environnementales et un horizon temporel plus court pour la prise de décision (Baumgart-Getz *et al.*, 2012 ; Burton, 2014 ; Weber et McCann, 2015). Plusieurs études montrent également qu'un niveau d'éducation plus élevé des agriculteurs est associé à leur participation accrue aux contrats agro-environnementaux (Giovanopoulou *et al.*, 2011 ; Prokopy *et al.*, 2019). Cette variable pourrait refléter une meilleure capacité à gérer l'information liée à la contractualisation et les incertitudes techniques, réduisant ainsi les coûts de transaction et les coûts associés aux changements de pratiques (Ducos *et al.*, 2009). Une attitude favorable à la protection de la nature et de l'environnement est associée à une forte probabilité de participation aux programmes agro-environnementaux (Defrancesco *et al.*, 2008 ; Giovanopoulou *et al.*, 2011). La participation des agriculteurs apparaît également comme positivement influencée par leur expérience antérieure de participation à des programmes environnementaux, susceptible de réduire les coûts de transaction

(Coggan *et al.*, 2015 ; McCann et Claassen, 2016 ; Shahab *et al.*, 2019). Ducos *et al.* (2009) montrent que l'expérience des agriculteurs affecte de manière significative la participation aux mesures mais pas la superficie contractualisée, révélant l'importance des coûts de transaction fixes.

Enfin, le rôle des réseaux a récemment été souligné comme crucial dans les décisions des agriculteurs de s'engager dans les contrats agro-environnementaux (Dessart *et al.*, 2019 ; Yoder *et al.*, 2019 ; Brown *et al.*, 2021). D'une part, l'implication des agriculteurs dans des réseaux agricoles peut conduire à une meilleure compréhension des politiques et programmes agro-environnementaux, réduisant les coûts de collecte et de traitement de l'information associés à la contractualisation (Ducos *et al.*, 2009 ; Pascucci *et al.*, 2013 ; Shahab *et al.*, 2019). D'autre part, l'implication des agriculteurs dans des réseaux professionnels peut être liée à un effet de groupe ou une adhésion à des normes sociales spécifiques, affectant positivement ou négativement la décision de participer aux programmes agro-environnementaux (Schomers *et al.*, 2015 ; Mills *et al.*, 2017 ; Inman *et al.*, 2018). Les analyses de l'effet de l'implication des agriculteurs dans des réseaux non-agricoles sont plus rares. Peerlings et Polman (2009) et Stallman et James (2015) montrent que la participation des agriculteurs à des organisations non-agricoles (par exemple, des clubs sportifs ou des organisations communautaires) influence positivement leur implication dans des démarches agro-environnementales. Selon les auteurs, les agriculteurs impliqués dans des activités non-agricoles sont plus susceptibles de ressentir un sentiment de responsabilité sociale.

#### 2.3.1.2. Le rôle des caractéristiques des exploitations, des profils et des réseaux des agriculteurs

Les résultats de l'analyse économétrique mettent en évidence que les caractéristiques des exploitations, les profils des exploitants ainsi que leurs réseaux influencent effectivement leur décision de participer aux démarches collectives de protection des captages d'eau potable (Amblard *et al.*, 2023). La plupart des résultats sont en ligne avec la littérature sur la participation des agriculteurs aux programmes agro-environnementaux et, plus particulièrement, avec les études adoptant une approche en termes de coûts de transaction (Falconer, 2000 ; Ducos *et al.*, 2009 ; Mettepenningen *et al.*, 2009 ; Espinosa-Goded *et al.*, 2013 ; Coggan *et al.*, 2015 ; McCann et Claassen, 2016).

Les résultats montrent que les grandes exploitations disposant de plus d'équipement, de revenus plus élevés et d'un accès à des revenus non-agricoles sont plus susceptibles de s'engager dans l'action collective. Les coûts liés à l'investissement dans l'équipement nécessaire à l'adoption de pratiques agricoles favorables à la qualité de l'eau semblent limiter la participation des agriculteurs aux démarches collectives. L'impact positif des revenus agricoles et de l'accès à des revenus non-agricoles suggère que les avantages économiques associés à la participation (par exemple, les subventions à l'investissement ou les compensations monétaires) ne compensent pas les coûts ou les pertes de profit associés.

A la différence de la plupart des études (Burton, 2014), l'analyse révèle que les agriculteurs les plus jeunes et ayant un niveau d'éducation plus élevé ont une probabilité plus faible de participer à l'action

collective. Plusieurs hypothèses peuvent être proposées pour expliquer ce résultat. Les jeunes agriculteurs peuvent manquer de temps, d'expérience et/ou de ressources financières pour s'engager dans l'action collective. Les entretiens avec les acteurs impliqués dans la gouvernance des démarches collectives suggèrent que la moindre participation des jeunes agriculteurs pourrait être due à une contrainte financière liée au remboursement des emprunts contractés pour leur installation dans l'activité agricole. Les jeunes agriculteurs étant également les agriculteurs ayant le niveau d'éducation le plus élevé dans l'échantillon, cela pourrait également expliquer l'influence négative du niveau d'éducation sur la participation des agriculteurs. Alors qu'une participation antérieure à des programmes agro-environnementaux n'a aucun impact sur la participation à l'action collective, les agriculteurs ayant un niveau élevé de sensibilité environnementale ont une probabilité plus importante de participer.

L'analyse contribue également à la compréhension de l'influence des réseaux agricoles et non-agricoles sur la participation des agriculteurs à l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau. La littérature identifie deux principaux mécanismes par lesquels les réseaux sociaux influencent la participation des agriculteurs aux programmes environnementaux : l'accès à l'information (Ducos *et al.*, 2009) et les normes sociales (Schomers *et al.*, 2015). Il apparaît que la diversité des réseaux agricoles et non-agricoles des agriculteurs affecte positivement la probabilité de leur participation à l'action collective. De plus, l'affiliation des agriculteurs à des organisations d'orientations différentes (par exemple, des syndicats d'agriculteurs à orientation productive versus des associations en faveur de la transition agroécologique) est positivement corrélée à la participation. Ces résultats suggèrent que l'impact des réseaux d'agriculteurs reflète l'influence des coûts d'information plutôt que celle de normes sociales. L'appartenance à des organisations diverses favorise l'accès à l'information, diminuant ainsi les coûts de collecte et de traitement de l'information supportés par les agriculteurs.

Conformément aux recherches antérieures (Ducos *et al.*, 2009 ; McCann, 2009 ; Espinosa-Goded *et al.*, 2013), la participation des petites exploitations semble limitée par des coûts fixes. L'impact du taux de participation plus faible des petites exploitations sur l'efficacité environnementale des démarches collectives dépend de leur potentiel, par rapport aux grandes exploitations, à contribuer à l'amélioration de la qualité de l'eau. Ce potentiel peut être plus élevé, par exemple si ces petites exploitations sont localisées dans les zones des aires d'alimentation de captage les plus vulnérables aux pollutions diffuses. Dans ce cas, un soutien spécifique à la participation des petites exploitations pourrait améliorer l'impact environnemental des démarches.

### 2.3.2. *L'impact des caractéristiques comportementales des agriculteurs*

L'analyse de l'impact des caractéristiques comportementales des agriculteurs sur la participation des agriculteurs aux démarches collectives de protection de captages d'eau potable a reposé sur le développement d'un modèle multi-agents dans le cadre d'un travail doctoral réalisé par Amélie Bourceret (Bourceret, 2021).

### 2.3.2.1. Un modèle socio-écologique basé sur la théorie du comportement planifié

Le modèle est basé sur le cadre SES (section 2.1.2). Le système de ressource considéré est une masse d'eau souterraine dans laquelle l'eau utilisée pour la production d'eau potable (unité de ressource) est prélevée. Le système social est composé des acteurs, les agriculteurs, et d'un système de gouvernance correspondant à un programme de protection visant à limiter les pollutions diffuses d'origine agricole. Le programme inclut une mesure de compensation financière des changements de pratiques et une mesure de formation. Le niveau de compensation financière comme l'intensité de la mesure de formation peuvent varier (Bourceret *et al.*, 2022).

La décision des agriculteurs de participer à la démarche de protection du captage (considérée comme équivalente à la décision d'adopter des pratiques bas-intrants favorables à la qualité de l'eau) est formalisée sur la base de la théorie du comportement planifié (Ajzen, 1991). Cette théorie en psychologie sociale a été fréquemment mobilisée pour comprendre la décision des agriculteurs de s'engager dans des programmes agro-environnementaux et d'adopter des pratiques agricoles durables (Falconer, 2000 ; Mettepenningen *et al.*, 2013 ; Delaroche, 2020). Dans ce cadre, l'intention d'adopter un comportement, considérée comme un prédicteur de l'adoption du comportement, dépend de trois facteurs : l'attitude vis-à-vis du comportement (la désirabilité du comportement et de ses conséquences), la norme subjective (l'influence des opinions d'autrui sur le comportement) et le niveau de contrôle perçu (la perception de la capacité individuelle à adopter le comportement).

Dans le modèle, l'attitude est définie comme le jugement des agriculteurs sur la désirabilité de l'adoption des pratiques bas-intrants et des conséquences de ce changement. L'attitude comprend une composante financière et une composante environnementale. La composante financière est représentée par la différence entre les marges brutes des pratiques bas-intrants et conventionnelles. Cette différence peut être affectée par le versement d'une compensation financière dont le montant varie en fonction du programme de protection. La composante environnementale de l'attitude correspond au jugement des agriculteurs sur la désirabilité environnementale des pratiques bas-intrants, c'est-à-dire sur leur impact sur la qualité de la ressource en eau. Les préférences financières et environnementales des agriculteurs sont définies respectivement comme les poids de la composante financière et de la composante environnementale dans leur attitude vis-à-vis des pratiques bas-intrants (Bourceret *et al.*, 2022).

La norme subjective est la perception qu'ont les agriculteurs de ce que les autres personnes importantes pour eux (les agriculteurs membres de leur réseau) pensent qu'ils devraient ou ne devraient pas faire. L'hypothèse faite est que les agriculteurs considèrent que ce que pensent les personnes importantes pour eux est équivalent à ce qu'elles font (norme descriptive) (Le Coent *et al.*, 2021). Ainsi, la norme subjective est égale à la part des membres du réseau des agriculteurs qui ont adopté des pratiques bas-intrants (Bourceret *et al.*, 2022).



Le contrôle perçu est la perception des difficultés liées à l'adoption de pratiques bas-intrants. Dans le modèle, le contrôle perçu est représenté comme l'ensemble initial des expériences passées, connaissances et qualifications des agriculteurs, enrichi par les nouvelles connaissances acquises au travers de la participation au programme de protection (Bourceret *et al.*, 2022).

L'intention d'adoption des pratiques agricoles bas-intrants est modélisée comme une fonction linéaire des trois facteurs (attitude, norme subjective et niveau de contrôle perçu) dont l'importance relative varie en fonction de leurs poids respectif. Les poids des facteurs sont supposés les mêmes pour l'ensemble des agriculteurs dans une aire d'alimentation de captage. Le comportement est adopté lorsque l'intention est supérieure à un seuil donné (Bourceret *et al.*, 2022).

#### 2.3.2.2. Des interactions entre gouvernance et caractéristiques comportementales

Les simulations réalisées montrent que l'importance relative des caractéristiques comportementales des agriculteurs (attitude, norme subjective et niveau de contrôle perçu) a un impact important sur l'adoption de pratiques favorables à la qualité de l'eau. Un poids plus important de la norme subjective dans l'intention d'adoption a notamment un effet négatif sur le changement de pratiques lorsque la part initiale d'agriculteurs ayant des pratiques en faveur de la qualité de l'eau est faible et un effet positif lorsque la part initiale d'agriculteurs ayant des pratiques en faveur de la qualité de l'eau est élevée (Bourceret *et al.*, 2021; 2022).

Les résultats mettent également en évidence les interactions entre l'influence de la gouvernance des démarches et des caractéristiques comportementales sur les changements de pratique. Considérant le programme de protection combinant une mesure d'incitation financière et une mesure de formation, les simulations montrent que, quelle que soit l'importance relative des trois facteurs, des niveaux plus élevés de compensation financière et de formation ont un effet positif sur la part des agriculteurs changeant leurs pratiques. Cependant, l'ampleur de cet effet dépend des caractéristiques comportementales des agriculteurs. Un poids plus important de l'attitude vis-à-vis de la dimension financière des pratiques augmente l'impact de la compensation financière tandis qu'un poids plus important du niveau de contrôle perçu augmente l'impact de l'intensité de la mesure de formation (Bourceret *et al.*, 2022).

Enfin, les travaux soulignent l'intérêt des mesures d'information comme levier d'adoption de pratiques favorables à la qualité de l'eau. Sous l'hypothèse que l'information sur le niveau de pollution de l'eau et ses conséquences modifie le composant environnemental de l'attitude vis-à-vis des changements de pratiques, la part des agriculteurs adoptant des pratiques en faveur de la qualité de l'eau augmente lorsque la part des agriculteurs concernés par la mesure d'information augmente. L'impact de la mesure d'information est d'autant plus important que les préférences environnementales des agriculteurs (définies comme le poids du composant environnemental dans l'attitude) sont élevées (Bourceret *et al.*, 2023).

\*

\*\*

Les travaux réalisés contribuent à l'identification des facteurs influençant la participation des agriculteurs aux démarches collectives de contrôle des pollutions diffuses. L'impact des démarches collectives sur la qualité de la ressource en eau, et donc leur efficacité, dépend du niveau de participation des agriculteurs. S'il existe une littérature abondante sur les facteurs socio-économiques influençant la participation des agriculteurs dans des contrats agro-environnementaux individuels, seules quelques études ont analysé les déterminants de l'implication des agriculteurs dans les démarches collectives de gestion de l'eau (Lubell, 2004 ; Marshall, 2004; 2009). Les recherches montrent que les exploitations agricoles participant aux démarches collectives sont plus grandes et plus rentables, dotées de plus d'équipements et ayant accès à des revenus non-agricoles. De plus, l'implication des agriculteurs dans les réseaux agricoles et non-agricoles a une influence positive sur leur participation. Ces résultats suggèrent que des coûts importants, incluant des coûts de transaction, sont associés à la participation des agriculteurs à l'action collective. Un soutien ciblé aux petites exploitations agricoles contraintes financièrement et aux agriculteurs les moins connectés pourrait renforcer l'efficacité des démarches collectives de contrôle des pollutions diffuses (Amblard *et al.*, 2023). Les recherches ont également exploré l'influence des caractéristiques comportementales des agriculteurs (préférences financière et environnementale, sensibilité aux normes sociales et perception de la capacité à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement) sur la participation des agriculteurs. Les interactions entre gouvernance des démarches de protection et caractéristiques comportementales dans leur effet sur la participation sont plus particulièrement mises en évidence. Ces résultats suggèrent qu'adapter localement les modes de gouvernance des démarches collectives (choix de mesures incitatives et/ou de formation, intégration de mesures d'information sur la pollution de la ressource en eau) aux caractéristiques comportementales des agriculteurs pourrait constituer un levier pour favoriser leur implication et les changements de pratiques agricoles en faveur de la qualité de la ressource en eau. Cette adaptation nécessite néanmoins d'investir dans la production de connaissances sur les caractéristiques comportementales des agriculteurs, ce qui constitue un coût devant être pris en compte dans le coût global des démarches (Bourceret *et al.*, 2022; 2023).

#### **2.4. Le rôle de l'intervention publique dans l'action collective**

L'analyse des facteurs jouant sur l'action collective impliquant les agriculteurs pour le contrôle des pollutions diffuses d'origine agricole a mis en évidence le rôle important joué par l'intervention publique dans l'émergence et la pérennisation de la coopération (Amblard, 2019; 2021) (section 2.2). Les travaux initiaux dans le champ de la théorie des ressources communes considéraient l'action collective comme une alternative à l'intervention publique ou à la propriété privée pour la gestion des ressources naturelles. Le rôle de l'État dans la reconnaissance des droits des usagers à s'organiser pour la gestion des ressources locales était également souligné (Ostrom, 1990). Au-delà de ce rôle spécifique de l'État, de nombreuses études ont depuis identifié un éventail plus large d'interventions publiques favorisant le développement

de l'action collective à l'échelle locale (Lemos et Agrawal, 2006 ; Mansbridge, 2014). Cette section s'intéresse aux différents rôles joués par l'intervention publique dans l'émergence et la pérennisation de l'action collective associant les usagers d'une ressource. Elle présente les résultats d'une réflexion collaborative menée sur le rôle de l'intervention publique dans l'action collective locale dans le domaine de la gestion de l'eau en Europe. L'analyse met plus particulièrement en lien la nature des interactions stratégiques entre les acteurs impliqués, le type d'instruments de politique publique mobilisés et les mécanismes sous-jacents à l'action collective (Villamayor-Tomas *et al.*, 2019).

#### 2.4.1. *Cadre conceptuel*

L'hypothèse faite est que les modalités de l'intervention publique dépendent du type de situation d'action en jeu. Trois types de situations d'action sont distinguées (Tableau 7). Dans les situations de coordination, l'action collective est limitée par le manque d'information ou de compréhension partagée des bénéfices de la coopération et du comportement attendu des usagers. Ces derniers ont un intérêt individuel à participer à l'action collective ; cependant les coûts d'accès à l'information sur les stratégies des autres usagers et les coûts de développement d'une compréhension partagée sont très élevés. L'apport d'information permet l'émergence de l'action collective, sans que les incitations respectives des acteurs ne soient modifiées (Ostrom, 1998). Dans les situations de dilemme du prisonnier, la structure des incitations est telle que des acteurs rationnels choisissent les stratégies conduisant à des résultats non coopératifs et sous-optimaux. Dans ce cas, les incitations des acteurs doivent être modifiées de manière durable (Madani, 2010). Le troisième type de situations d'action correspond aux conflits prenant la forme d'un jeu à somme nulle. Dans ces situations, les gains d'une partie des usagers sont la contrepartie des pertes des autres usagers (Hanemann et Dyckman, 2009). Dans de nombreux cas, les gains ou les pertes affectent des acteurs extérieurs à la situation d'action. Dans ces situations d'externalité, les usagers de la ressource n'ont pas, par défaut, d'incitation à changer leur comportement (Villamayor-Tomas *et al.*, 2014).

Les politiques publiques peuvent faciliter l'action collective via une diversité de types d'instruments. Les incitations des usagers à coopérer peuvent être modifiées via des instruments économiques (taxes, subventions) ou réglementaires (normes de pollution, quotas). La perspective de mise en œuvre d'une réglementation est également identifiée comme favorisant l'engagement des usagers dans l'action collective dans la mesure où cet engagement leur permet d'éviter les coûts potentiellement associés aux mesures réglementaires (Anthony et Campbell, 2011 ; Mansbridge, 2014 ; Villamayor-Tomas *et al.*, 2014). Les politiques publiques peuvent également soutenir la coopération via la fourniture de ressources financières, humaines et techniques (Koontz, 2006 ; Campbell *et al.*, 2011 ; Mansbridge, 2014). Des instruments organisationnels et informationnels peuvent être également mobilisés (Grafton, 2000 ; Anthony et Campbell, 2011). Les instruments organisationnels incluent par exemple la mise en place de plateformes permettant la communication entre les usagers. L'Etat peut constituer une source

d'information neutre (par exemple, au travers du développement de systèmes de suivi de l'état qualitatif ou quantitatif de la ressource) (Mansbridge, 2014) ou influencer le cadrage de la situation de manière à encourager la participation des usagers à l'action collective (par exemple, sur la base de campagnes de sensibilisation (Anthony et Campbell, 2011).

Les mécanismes qui sous-tendent l'engagement des usagers dans l'action collective incluent la réduction de l'incertitude sur le comportement coopératif des autres usagers, la diminution des coûts de transaction associés à l'action collective ainsi que la modification des incitations, c'est-à-dire des bénéfices et des coûts associés à la coopération, ou de leur perception (Ostrom, 2010 ; Poteete *et al.*, 2010). L'incertitude et les coûts de transaction associés à l'action collective peuvent être réduits par la mobilisation d'instruments informationnels ou organisationnels. Les incitations à coopérer peuvent être modifiées via des instruments économiques et réglementaires, incluant par exemple la mise en place de taxes et subventions ou de quotas et de zones de protection. Enfin, un changement dans la perception des incitations peut être favorisé par la mise en œuvre d'instruments de cadrage.

La mise en relation des instruments mobilisés pour faciliter l'action collective et des types de situations d'action suggèrent que des situations de coordination peuvent être résolues par des instruments réduisant l'incertitude et les coûts de transaction (instruments informationnels et organisationnels) tandis que les situations de dilemme du prisonnier et de jeu à somme nulle/externalité nécessitent la mise en œuvre d'instruments modifiant les incitations ou leur perception au long cours (instruments de cadrage, réglementaires et économiques) (Tableau 7).

Tableau 7 : Lien entre types d'instruments de politique publique et types de situations d'actions

<b>Type d'instrument de politique publique</b>	<b>Mécanisme d'action collective</b>	<b>Situation d'action</b>
Instrument organisationnels Instrument informationnels	Réduction des coûts de transaction Réduction de l'incertitude	Coordination
Instrument de cadrage Instrument réglementaires Instrument économiques	Changement des incitations (ou de leur perception)	Dilemme du prisonnier Jeu à somme nulle/externalité

Source : adapté de Villamayor-Tomas *et al.* (2019)

#### 2.4.2. *Une analyse comparative de cas d'action collective pour la gestion de l'eau en Europe*

Ce cadre conceptuel a été confronté à quatre cas d'action collective dans le domaine de la gestion de l'eau en Europe. Dans ce contexte, la gestion de l'eau a évolué vers des formes de gouvernance plus décentralisées et collaboratives, mais les politiques publiques mises en œuvre aux niveaux européen, national et infranational jouent toujours un rôle important. Les cas étudiés ont fait l'objet d'une analyse qualitative basée sur des données secondaires (articles scientifiques et techniques, rapports d'évaluation) (Villamayor-Tomas *et al.*, 2019).

Le premier cas correspond à la gestion de systèmes de drainage (incluant la mise en place de pratiques de drainage durables et l'entretien d'infrastructures partagées) par des agriculteurs dans la région de Schraden dans le Land de Brandebourg en Allemagne (Schleyer, 2012). L'action collective repose sur des associations de drainage impliquant les agriculteurs, les municipalités et les propriétaires fonciers. L'action collective a été soutenue au niveau régional par la définition de règles de choix collectif (règles de fonctionnement des associations), l'obligation de participation et de contribution financière pour les municipalités et agriculteurs concernés et le versement de subventions aux infrastructures partagées. Un système de contrôle des pratiques de drainage et de l'entretien des infrastructures par les municipalités a été également mis en place. Enfin, des mesures agro-environnementales ont été mises en œuvre afin d'inciter les agriculteurs à adopter des pratiques de drainage favorables à la protection des habitats naturels aquatiques.

Le deuxième cas correspond à la mise en place de pratiques moins polluantes par les agriculteurs dans le cadre des opérations Ferti-Mieux en France (Amblard, 2021). Ces opérations locales ont été initiées au début des années 1990 par le Ministère de l'Agriculture avec l'objectif d'améliorer la gestion de l'utilisation de l'azote à l'échelle des bassins versants. Les opérations Ferti-Mieux ont été soutenues au niveau national par la définition des règles de choix collectif sous-tendant l'action collective (organisation et règles de fonctionnement des opérations), la mise à disposition de moyens financiers et techniques et la création d'un système de label reposant sur un système de contrôle des pratiques agricoles. La participation des agriculteurs a également été encouragée par la perspective de mise en œuvre d'une intervention réglementaire au cas où les objectifs de contrôle de la pollution ne seraient pas atteints par une action collective volontaire. Aux niveaux régional et local, les opérations ont également bénéficié de la mise à disposition de ressources financières et techniques. Le soutien public au niveau national est apparu comme crucial, car la plupart des opérations ont été stoppées suite à l'arrêt du programme national en 2001, à l'exception des opérations dans le bassin versant Rhin-Meuse où l'Agence de l'Eau a pris le relais du soutien et du suivi du programme.

Le troisième cas correspond à la définition de plans de gestion de l'eau dans le bassin versant de la rivière Pinios en Grèce (Dimadama et Zikos, 2010). Alors que la mise en œuvre formelle de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) n'avait pas abouti dans le bassin versant, conduisant à des conflits entre usagers de la

ressource, un forum informel d'échange d'informations et de prise de décision a été initié par les autorités locales dans la zone métropolitaine de Volos. Le forum a été financé et organisé par un projet de recherche européen et un soutien administratif a été fourni par une agence publique locale. Les autorités locales et le service public de gestion de l'eau se sont engagés à endosser les décisions prises par le forum. Ce processus d'action collective informel a conduit à la prise de décisions quant à la gestion de la ressource et à la résolution des conflits existants et les échanges entre les parties prenantes se sont maintenus au-delà de l'existence du forum.

Le dernier cas correspond à un conflit concernant un projet de barrage dans le bassin versant de Matarrana en Aragon (Espagne) (Casajús Murillo, 2012). Ce conflit impliquait les communautés locales vivant en amont du bassin versant et les agriculteurs irrigants localisés en aval. Au niveau régional, la Commission de l'eau, un nouveau forum de résolution des conflits liés à l'eau, a été créé, avec la mise en place de règles de choix collectif et la mise à disposition de financements. L'agence nationale de l'eau s'est engagée à entériner tout accord consensuel conclu au sein de cette commission. Bien que les agriculteurs aient initialement disposé d'un pouvoir de lobbying important auprès du gouvernement central, la réalisation d'une évaluation d'impact environnemental négative pour le projet de barrage a rééquilibré les pouvoirs de négociation respectifs des agriculteurs et des communautés amont. Les délibérations collectives au sein de la Commission ont conduit à l'atteinte d'un consensus sur un projet alternatif de petits réservoirs satisfaisant les intérêts des deux parties.

#### *2.4.3. Les liens entre type de situation d'action et instruments de politique publique*

L'application du cadre d'analyse aux cas d'étude a permis un premier « test » du lien entre le type de situation d'action et le type d'instrument de politique publique mobilisé pour favoriser l'action collective décentralisée. Le cas de la gestion des systèmes de drainage (Allemagne) implique trois situations d'action (Tableau 8). Les agriculteurs ayant un même intérêt individuel au fonctionnement du système de drainage, ils font face à une situation de coordination. La création des associations et la définition des règles de choix collectif favorisent la communication et l'échange d'information nécessaire à leur coopération. L'action collective pour l'entretien des infrastructures partagées est contrainte par la possibilité de comportement opportuniste (« free-riding ») de la part des agriculteurs (situation de dilemme de prisonnier). Les mesures réglementaires mises en place ainsi que les subventions à l'entretien des infrastructures ont contribué à modifier la structure des incitations des agriculteurs. Enfin, un jeu à somme nulle oppose les agriculteurs à d'autres acteurs (propriétaires fonciers, municipalités) dont les préférences vont vers des pratiques de drainage favorisant la protection des écosystèmes aquatiques. La mise en œuvre de mesures agro-environnementales a permis de restructurer les incitations des agriculteurs vis-à-vis de pratiques de drainage favorables à l'environnement.

Tableau 8 : Synthèse des études de cas d'action collective – Allemagne et France

<b>Cas</b>	<b>Instruments</b>	<b>Mécanisme</b>	<b>Situation d'action</b>	<b>Action collective</b>
Gestion de drainage (Allemagne)	Création des associations, de leur mission et de leurs règles (Organisation)	Réduction des coûts de transaction et de l'incertitude	Coordination	
	Obligation de participation pour les municipalités et agriculteurs/contribution au financement Mise en place d'un système de contrôle (Réglementaire) Subventions pour l'entretien des infrastructures (Economique)	Changement des incitations	Dilemme du prisonnier	Entretien et gestion de systèmes de drainage
	Subventions agro-environnementales (Economique)	Changement des incitations	Somme nulle	
Contrôle de pollution (France)	Organisation du programme Ferti-Mieux (Organisation)	Réduction des coûts de transaction et de l'incertitude	Externalité	Définition et mise en œuvre de plans de gestion de l'azote
	Mise en place d'un label (Economique) Perspective réglementaire (Réglementaire)	Changement des incitations		

Source : adapté de Villamayor-Tomas et al. (2019)

Dans le cas des opérations Ferti-Mieux (France), les agriculteurs ont un intérêt limité à changer leurs pratiques, en raison de la nature d'externalité à caractère de bien public de l'amélioration de la qualité de l'eau (Tableau 8). Des changements dans la structure des incitations des agriculteurs à coopérer ont été induits par la création d'un label et d'un système de contrôle et par la perspective de renforcement de la réglementation. Dans ce cas également, la coordination entre agriculteurs a été favorisée par la mise à disposition de règles encadrant l'action collective et de moyens financiers et techniques.

Le cas des processus de planification locale de l'eau dans la zone métropolitaine de Volos implique une situation de coordination dans laquelle l'échange d'informations est la principale contrainte à la collaboration et une situation de jeu à somme nulle dans laquelle des conflits opposent des parties prenantes (Tableau 9). La mise en place d'un forum d'échange et de règles de délibération et de prise de décision a permis le développement de la communication entre acteurs. L'endossement des décisions prises par le forum par les autorités publiques a encouragé les parties prenantes à participer à la délibération collective.

Tableau 9 : Synthèse des études de cas d'action collective – Grèce et Espagne

Cas	Instruments	Mécanisme	Situation d'action	Action collective
Planification participative (Grèce)	Création d'un forum d'échange et de règles de choix collectif (Organisation)	Réduction des coûts de transaction et de l'incertitude	Coordination	Résolution de conflit et planification
	Endossement des décisions du forum par les autorités publiques locales (Réglementaire)	Changement des incitations	Somme nulle	
Conflit lié à la construction d'un barrage (Espagne)	Création de la Commission de l'eau et de règles de choix collectif (Organisation)	Réduction des coûts de transaction et de l'incertitude		Prise de décision collective sur un projet de construction de barrage
	Evaluation d'impact environnemental (Information)		Somme nulle	
	Endossement des décisions du forum par les autorités publiques locales (Réglementaire)	Changement des incitations		

Source : adapté de (Villamayor-Tomas et al., 2019)

Enfin, dans le cas du projet de barrage dans le bassin versant de Matarrana, le conflit entre les agriculteurs et les communautés locales (jeu à somme nulle) a été réglé via la création d'une plateforme de communication et de négociation (la Commission de l'Eau) dont les décisions étaient entérinées par le gouvernement régional (Tableau 9).

Les résultats indiquent que l'action collective peut impliquer plusieurs types de situations d'action : c'est le cas de la gestion des systèmes de drainage en Allemagne et de la planification participative en Grèce. Les deux cas impliquent des situations de jeu à somme nulle qui sont néanmoins secondaires aux situations d'action de dilemme du prisonnier et de coordination. L'existence de situations d'action interdépendantes pose la question de l'impact des interventions publiques sur ces situations. Par exemple, dans le cas de gestion de systèmes de drainage, les politiques visant à résoudre le problème de coordination entre agriculteurs via des plans de gestion ne prenant pas en compte les intérêts des municipalités et autres usagers auraient pu conduire à une aggravation du problème de jeu à somme nulle impliquant les agriculteurs et les autres acteurs.

Dans tous les cas, le développement de l'action collective résulte de la mobilisation de plusieurs instruments de politique publique, de même type ou de types différents. Cela souligne l'intérêt d'une



analyse des instruments de politique environnementale dans une perspective configurationnelle plutôt que de les considérer comme des alternatives.

Dans les cas d'action collective caractérisés par la présence de situations de dilemme du prisonnier ou de jeu à somme nulle/externalité, la coopération repose comme attendu sur la mobilisation d'instruments économiques ou réglementaires. La mobilisation d'instruments organisationnels et informationnels n'est cependant pas exclusivement associée aux situations de coordination et semble nécessaire au développement de la coopération dans tous les cas, ce qui souligne l'importance de la réduction de l'incertitude et des coûts de transaction associés à l'action collective, quel que soit le type d'interaction stratégique en jeu.

\*  
\* \*

Les recherches récentes dans le champ de la théorie des ressources communes mettent en avant le rôle joué par l'Etat dans l'action collective pour la gestion des ressources locales. L'analyse comparative de quatre cas de gestion de la ressource en eau dans le contexte européen a permis d'explorer les liens entre type de situation d'action, mécanisme sous-tendant le développement de l'action collective et type d'instrument de politique publique mobilisé. Les résultats mettent en évidence la diversité des modalités de l'intervention publique dans le développement de l'action collective décentralisée. Ils mettent également en lumière la complexité des interactions entre les multiples instruments de politique publique mobilisés et des situations d'action collective pouvant impliquer plusieurs types d'interactions stratégiques. Ces travaux soulignent l'intérêt de l'analyse des formes de gouvernance hybrides, au-delà des catégories du marché, de l'intervention publique et de l'action collective décentralisée.

### **3. PROJET DE RECHERCHE**

---

Dans la continuité des travaux menés, le projet de recherche porte sur la gouvernance de la qualité de l'eau dans les territoires ruraux. Les recherches ont montré que, sous certaines conditions, l'action collective constituait un outil complémentaire de mise en œuvre des politiques incitatives et réglementaires visant à limiter les pollutions diffuses agricoles (Amblard, 2019; 2021). Elles ont également mis en évidence le rôle crucial joué par l'intervention publique dans le développement et la pérennisation de l'action collective pour la gestion de la ressource en eau (Amblard, 2019 ; Villamayor-Tomas *et al.*, 2019). Dans la suite de ces travaux, le projet de recherche s'intéresse plus particulièrement au développement et aux conditions de performance des formes de gouvernance hybrides associant marché, action collective et/ou intervention publique (Lemos et Agrawal, 2006 ; Ménard, 2011 ; Villamayor-Tomas *et al.*, 2019). Les formes hybrides incluent les « policy mix » associant différents types d'instruments de politique publique pour atteindre un objectif spécifique (Wilts et O'Brien, 2019).

L'objectif est d'évaluer le potentiel des nouvelles formes de gouvernance hybrides pour la fourniture durable de services écosystémiques dans les agroécosystèmes.

Ces formes de gouvernance émergentes incluent les alliances et les réseaux d'acteurs qui reposent sur une action collective, tels que les partenariats privés ou public-privé. Le développement de ces approches collaboratives reflète le mouvement de décentralisation de la gestion des ressources naturelles avec une participation accrue des acteurs privés, associatifs et des citoyens (Lemos et Agrawal, 2006 ; Driessen *et al.*, 2012). Les nouvelles formes de gouvernance incluent également les instruments basés sur le marché tels que les paiements pour services environnementaux, mobilisés par exemple pour la séquestration du carbone, la protection de la ressource en eau et la conservation de la biodiversité (Muradian et Rival, 2012). Malgré une plus grande implication des acteurs privés, plusieurs travaux montrent que l'État joue toujours un rôle important dans la gouvernance environnementale. L'action collective associant localement les usagers des ressources naturelles apparaît ainsi reposer sur une diversité d'interventions publiques (Baron *et al.*, 2011 ; Villamayor-Tomas *et al.*, 2019). De même, des instruments tels que les paiements pour services environnementaux sont rarement de purs arrangements de marché et dépendent le plus souvent de manière cruciale de l'État (Vatn, 2018). En raison du caractère de bien public ou de ressource commune de la plupart des services écosystémiques, le fonctionnement des dispositifs de marché est en effet susceptible d'être contraint par des coûts de transaction élevés (Muradian et Rival, 2012 ; Vatn, 2018). Plus généralement, les recherches récentes ont mis en évidence le caractère « hybride » des formes émergentes de gouvernance environnementale, combinant des caractéristiques des idéaux-types que sont le marché, l'intervention publique et l'action collective (Pahl-Wostl, 2019 ; Blackstock *et al.*, 2021).

Jusqu'à présent, la gouvernance hybride a été analysée dans la littérature selon une diversité de perspectives sur ce qui constitue le caractère hybride des modes de gouvernance. Les travaux viseront donc à clarifier le concept de gouvernance hybride et à articuler les différentes perspectives mises en avant dans la littérature (section 3.1). De plus, la performance effective et les conditions de la performance des modes de gouvernance hybrides demeurent mal connues. L'objectif central du projet est d'identifier les facteurs influençant le développement et la performance environnementale, économique et sociale des modes de gouvernance hybride (section 3.2). Le cadre analytique croisant théorie des coûts de transaction et cadre SES développé précédemment (Amblard, 2019) sera mobilisé pour l'analyse des bénéfices et des coûts associés aux différentes formes hybrides. Un travail d'adaptation et d'opérationnalisation du cadre SES sera réalisé afin d'intégrer une perspective dynamique et multi-niveaux (section 3.3) et de renforcer la prise en compte des facteurs écologiques (section 3.4) dans l'analyse.

### 3.1. La clarification du concept de gouvernance hybride

Une partie des travaux sur la gouvernance hybride s'inscrivent dans une perspective néo-institutionnelle et mobilisent le concept de « structures de gouvernance hybrides » développé par Williamson (1991) dans le cas des marchés de biens privés. Les formes hybrides sont définies comme des formes intermédiaires entre marché et hiérarchie. Même si les parties impliquées dans les formes hybrides conservent leur autonomie de décision, leur niveau de coordination est plus élevé que dans le cas du marché. Les structures de gouvernance hybrides incluent par exemple les coopératives, les alliances inter-organisationnelles ou les normes de qualité (Ménard, 2011; 2022). Selon Williamson (1991), le marché, les formes hybrides et la hiérarchie présentent des propriétés distinctes. Les différentes structures de gouvernance mobilisent des instruments différents : les incitations pour le marché et les contrôles administratifs pour la hiérarchie. Le marché est considéré comme performant en présence d'aléas qui nécessitent une adaptation reposant sur l'autonomie des agents. La hiérarchie est considérée comme performante lorsque l'adaptation nécessite une coopération entre les parties prenantes de la transaction. C'est notamment le cas lorsque le niveau de spécificité des actifs est important et crée une dépendance bilatérale entre les parties. En raison de leurs propriétés différentes, les structures de gouvernance sont considérées comme adaptées à différents types de situations (Williamson, 1991).

Différentes typologies des modes de gouvernance environnementale co-existent dans la littérature mobilisant une perspective néo-institutionnelle. Bougherara *et al.* (2009) font une distinction entre le marché, les formes hybrides et l'intervention publique (instruments de marché ou réglementaires). Le marché spot repose sur le signal prix et une prise de décision décentralisée par des agents poursuivant leur propre intérêt. Les formes hybrides correspondent à des accords ou conventions selon lesquels les agents s'engagent volontairement à mettre en œuvre des actions pour fournir (ou diminuer) un bien (mal) environnemental (par exemple, des paiements pour services environnementaux). La hiérarchie correspond à l'intervention publique qui se traduit par la mise en place d'un nouveau système de droits de propriété sur la base d'instruments de marché (taxes-subsidations) ou de réglementations (Bougherara *et al.*, 2009; 2012). D'autres auteurs distinguent la création de marchés par les autorités publiques (par exemple, les marchés carbone) de l'action exclusivement publique (par exemple, les parcs nationaux). Entre ces deux modes polaires, les formes hybrides incluent les contrats public-privé (par exemple, les contrats agro-environnementaux) et les autres formes de partenariat faisant intervenir des organisations intermédiaires telles que des associations ou des coopératives (Van Huylenbroeck *et al.*, 2009).

D'autres approches dans le champ de l'analyse institutionnelle de la gouvernance environnementale considèrent différentes dimensions pour définir les modes de gouvernance hybrides : (i) le type d'acteurs impliqués et leur rôle respectif dans la gouvernance (acteurs publics/État, acteurs privés, société civile/communautés) (Lemos et Agrawal, 2006 ; Driessen *et al.*, 2012 ; Baron et Bonnassieux, 2013), (ii) le type d'instruments mobilisés (réglementaires, économiques, volontaires) (Blackstock *et al.*, 2021) et/ou (iii) le style de gouvernance (hiérarchique, réseau, marché) (Pahl-Wostl, 2019). Les styles de

gouvernance sont caractérisés par des différences dans le degré de formalité des règles institutionnelles et le rôle des différents types d'acteurs impliqués. La hiérarchie, dans laquelle l'Etat joue un rôle central, est basée sur des processus impliquant des règles formelles et des sanctions. Les réseaux sont caractérisés par l'implication des associations et de la société civile dont les interactions sont encadrées par des institutions informelles. Le marché, encadré par une combinaison d'institutions formelles et informelles, met en lien des entreprises privées dont la coordination est assurée par le mécanisme du prix (Pahl-Wostl, 2019). Les styles de gouvernance diffèrent dans la manière dont les fonctions de gouvernance (telles que la production de connaissances, la résolution des conflits, le suivi et l'évaluation) sont assurées ainsi que dans ce qui constitue la légitimité et la représentativité de la gouvernance (Pahl-Wostl, 2019).

Un concept en lien avec la gouvernance hybride est celui de « policy mix ». Ce concept est apparu dans la littérature sur les politiques économiques dans les années 1960 (Flanagan *et al.*, 2011). Depuis les années 1990, l'analyse en termes de « policy mix » s'est développée dans les travaux sur la conservation de la biodiversité (Young, 2002), les politiques de lutte contre la pollution atmosphérique et le changement climatique (Sorrell et Sijm, 2003), l'efficacité de la gestion des ressources (Wilts et O'Brien, 2019) et la durabilité (Kivimaa et Kern, 2016).

Les « policy mix » sont définis comme combinant différents types d'instruments de politique publique afin d'atteindre un objectif spécifique (Wilts et O'Brien, 2019). La reconnaissance du fait que la plupart des politiques combinent en réalité plusieurs instruments a conduit à une évolution de l'analyse des politiques d'un focus sur des instruments uniques, souvent orienté vers un choix de l'instrument le plus efficace, à une analyse des combinaisons de types d'instruments. Certains auteurs font une distinction entre les catégories classiques d'instruments de type réglementaire, économique et informationnel (Rogge et Reichardt, 2016). D'autres chercheurs soulignent que les types d'instruments peuvent être classés le long d'un continuum qui s'étend de la réglementation à des interventions publiques plus indirectes visant à faciliter l'autorégulation par les acteurs (Barton *et al.*, 2017). Rogge et Reichardt (2016) suggèrent d'étendre le concept de « policy mix » pour inclure non seulement le type d'instrument, mais également les caractéristiques de la stratégie politique (c'est-à-dire les objectifs des politiques et les plans élaborés pour les atteindre) et les processus politiques (la définition et mise en œuvre des politiques). En outre, les « policy mix » peuvent être caractérisées par le domaine politique, le niveau de gouvernance, ainsi que les espaces et les temporalités considérés (Rogge et Reichardt, 2016).

À l'instar de la gouvernance hybride, le concept de « policy mix » fait donc l'objet d'interprétations différentes dans la littérature (Howlett et Rayner, 2007 ; Howlett et del Rio, 2015). L'objectif des travaux sera de synthétiser et d'articuler les différentes dimensions mobilisées pour définir ces concepts dans la littérature afin de proposer une typologie des formes de gouvernance hybrides (Amblard et Mann, 2024).

### **3.2. L'identification des conditions de performance des modes de gouvernance hybrides**

Les différents modes de gouvernance environnementale présentent des avantages et des limites mis en avant par la littérature. L'Etat dispose d'une capacité à agir sur la base de son pouvoir coercitif (Lemos et Agrawal, 2006). Il peut plus particulièrement jouer un rôle important dans la gouvernance des ressources lorsqu'une coordination au-delà des échelles locales est nécessaire, en mobilisant ses ressources et son autorité pour planifier, coordonner et mettre en œuvre des politiques à des échelles plus larges (Rana et Chhatre, 2017). Cependant, la gestion publique des ressources peut être affectée par des problématiques de corruption ou de capture réglementaire (Acheson, 2006 ; Lambin *et al.*, 2014). Les coûts d'opportunité privés non compensés induits par le respect des politiques réglementaires peuvent être élevés et difficilement soutenables politiquement par les gouvernements (Lambin *et al.*, 2014). Par ailleurs, la non-prise en compte des caractéristiques écologiques et sociales locales ainsi que des connaissances et expériences des usagers peuvent limiter l'efficacité d'une gestion centralisée (Acheson, 2006 ; Lemos et Agrawal, 2006). La mobilisation des instruments de marché vise l'internalisation par les marchés et les acteurs des externalités et des coûts liés aux dommages environnementaux. Ce mode de gouvernance repose sur les intérêts individuels, les acteurs étant conceptualisés comme des agents économiques rationnels (Lemos et Agrawal, 2006). L'efficacité de ce type de gouvernance peut être néanmoins limitée par la diminution des motivations intrinsèques des acteurs vis-à-vis de la protection de l'environnement (« crowding-out effect ») (Lambin *et al.*, 2014). De plus, les impacts distributifs de certains instruments (par exemple, écotaxes) posent des questions en termes d'équité (Lemos et Agrawal, 2006). Les modes de gouvernance fondés sur les communautés ou l'action collective décentralisée ont le potentiel d'impliquer l'ensemble des acteurs concernés par la gestion des ressources (Rana et Chhatre, 2017). L'action collective permet de tirer parti des connaissances détenues par les différents acteurs et usagers sur les écosystèmes et sur l'impact des activités sur leur fonctionnement (Lemos et Agrawal, 2006). Par rapport aux agences publiques, les collectifs peuvent être avantagés par un accès facilité à l'information et par la possibilité de recourir à des mécanismes alternatifs d'« enforcement » tels que la confiance ou la réputation (Franks, 2011). Cependant, l'action collective locale peut faire l'objet de phénomènes de capture par des individus ou des groupes influents (Rana et Chhatre, 2017). Des relations de pouvoir déséquilibrées et un déficit de responsabilité dans la prise de décision peuvent également contraindre les processus d'action collective (Lemos et Agrawal, 2006).

L'émergence des formes hybrides de gouvernance environnementale repose sur le constat qu'aucun mode de gouvernance ou acteur n'est à même de résoudre des problèmes environnementaux qui impliquent de multiples dimensions, échelles et interdépendances (Lemos et Agrawal, 2006 ; Rana et Chhatre, 2017). Cependant, peu de travaux ont porté sur les bénéfices et les coûts associés aux différents modes de gouvernance hybrides (Driessen *et al.*, 2012 ; Pahl-Wostl, 2019). Les formes hybrides ont le potentiel de combiner les avantages des différents modes de gouvernance, cependant des contradictions

et des incompatibilités entre les différents instruments mobilisés peuvent limiter les synergies attendues (Pahl-Wostl, 2019). Il s'agit donc d'évaluer la performance effective des formes hybrides et d'identifier quelles sont les facteurs écologiques, socio-économiques et institutionnels qui influencent cette performance.

Les travaux porteront plus particulièrement sur des formes de gouvernance hybrides encadrant la gestion de la qualité de la ressource en eau dans les territoires ruraux. Les cas étudiés seront sélectionnés sur la base de la typologie des formes de gouvernance hybrides afin de représenter la diversité des types de gouvernance hybride. Les cas pressentis incluent des modes de gouvernance innovants tels que les paiements pour services environnementaux (PSE) mis en œuvre pour la protection des captages d'eau potable, les GIEE (Groupements d'Intérêt Economique et Environnemental) ou encore les démarches collectives de valorisation économique des productions agricoles favorables à la qualité de la ressource en eau (Berthet *et al.*, 2021 ; Sattler *et al.*, 2023). Ces travaux seront menés dans une démarche plus large de comparaison, en collaboration avec des collègues français et européens, de cas de formes hybrides encadrant la fourniture de différents services écosystémiques (protection de la biodiversité, protection de la santé humaine, services culturels...) dans différents contextes européens. Cette approche comparative permettra de mettre en évidence l'incidence du type de service écosystémique et du contexte institutionnel à l'échelle nationale dans le développement et la performance des formes de gouvernance hybrides.

### **3.3. L'intégration d'une perspective dynamique et multi-niveaux**

Alors que l'analyse institutionnelle basée sur le cadre SES a contribué largement à l'identification des modes de gouvernance conduisant à une gestion durable des ressources, les processus d'émergence et de transformation de la gouvernance environnementale sont encore peu analysés (Cole *et al.*, 2019 ; Cumming *et al.*, 2020 ; Epstein *et al.*, 2020). Cela appelle l'adoption d'une perspective dynamique pour l'analyse du développement des modes de gouvernance hybrides en tenant compte des boucles de rétroaction, des influences historiques et des mécanismes de dépendance de sentier (North, 1990). Un autre défi est la prise en compte des multiples échelles pertinentes dans l'analyse de la gouvernance environnementale (Baron *et al.*, 2011 ; Cumming *et al.*, 2020). Étant donné que les dynamiques économiques, sociales et institutionnelles à différentes échelles peuvent influencer l'impact de la gouvernance sur la gestion des ressources, l'intégration des interactions entre les échelles dans l'analyse est nécessaire. Parmi les facteurs favorisant ou contraignant l'émergence et la performance de modes de gouvernance hybrides, un accent analytique particulier sera mis sur le rôle des institutions. Les travaux antérieurs ont montré le rôle joué par le contexte institutionnel de l'action collective agro-environnementale (Amblard, 2021). Les facteurs liés aux institutions formelles et informelles et leurs interactions aux différentes échelles seront identifiés, et en particulier, les facteurs institutionnels

influençant la stabilité ou l'évolution des dispositifs de gouvernance (North, 1990 ; Young, 2002 ; Ostrom, 2005).

Le concept de « situations d'action adjacentes » (McGinnis, 2011 ; Kimmich *et al.*, 2023) sera mobilisé pour prendre en compte les interactions institutionnelles à différentes échelles (Figure 4). Les situations d'action constituent l'unité de base de l'analyse du cadre SES. Elles sont le lieu des interactions entre acteurs telles que la prise de décision concernant le prélèvement d'une ressource, le partage d'information, l'action collective ou des conflits. Ces interactions ont des impacts (« outcomes ») écologiques, économiques et sociaux (section 2.1.2). Deux situations d'action sont définies comme adjacentes lorsque les résultats d'une situation d'action contribuent à la définition des règles encadrant la deuxième situation d'action (McGinnis, 2011). Dans le cadre SES, les systèmes de gouvernance sont conceptualisés comme des ensembles de règles multi-niveaux (section 2.1.2). Les règles opérationnelles affectent les décisions des acteurs quant à la gestion directe de la ressource. Les règles de choix collectif encadrent les situations de choix collectif où les règles opérationnelles sont définies, et les règles constitutionnelles affectent les situations constitutionnelles où les règles de choix collectif sont élaborées (Ostrom, 2007). Le concept de « situations d'action adjacentes » permet d'intégrer dans l'analyse non seulement les interactions entre situations d'action au même niveau de gouvernance mais également entre les différents niveaux de gouvernance (Figure 4).

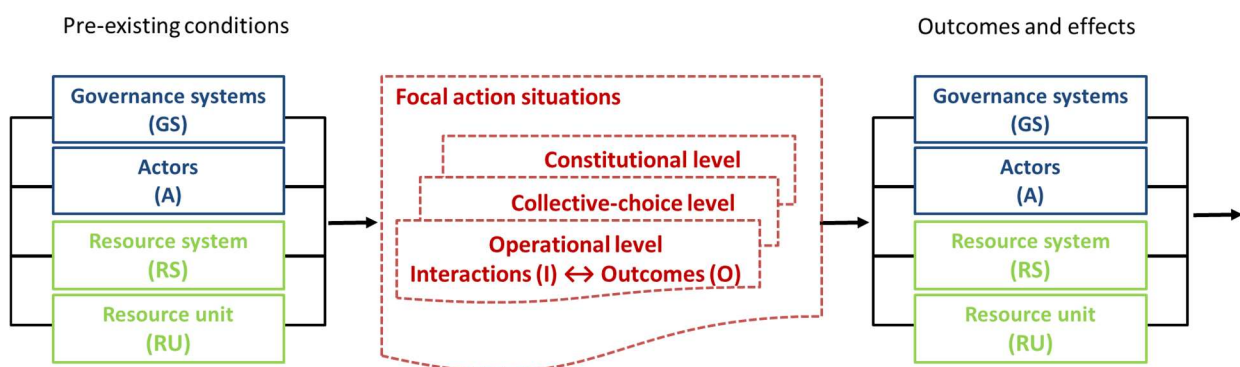


Figure 4 : Une adaptation du cadre SES pour l'intégration d'une dimension dynamique et la prise en compte des interactions entre niveaux de gouvernance (adapté de Cole *et al.* (2019))

Le cadre SES est un cadre dynamique dans le sens où les interactions analysées sont influencées par les variables caractérisant les systèmes écologiques et sociaux et ces interactions ont en retour une influence sur ces variables (Figure 1). La représentation proposée par Cole *et al.* (2019) permet de mettre en avant les processus dynamiques à l'œuvre dans l'évolution des SES en distinguant les conditions antérieures aux situations d'action et les effets des situations d'action sur ces variables contextuelles (Figure 4). L'opérationnalisation du cadre SES dans une perspective dynamique reposera sur l'identification de séquences temporelles distinctes. Ces séquences seront définies en lien avec les évolutions majeures dans la définition et la mise en œuvre des modes de gouvernance hybrides analysés ou d'autres changements écologiques ou sociaux marquants si cela est pertinent pour l'analyse (Cole *et al.*, 2019).

### 3.4. La prise en compte des interactions entre système écologique et système social

Malgré l'ambition du cadre SES de favoriser le dialogue interdisciplinaire, l'intégration de dynamiques écologiques dans les applications du cadre demeure peu fréquente (Epstein *et al.*, 2013 ; Vogt *et al.*, 2015 ; Schlüter *et al.*, 2019). Le projet de recherche visera, dans une perspective pluridisciplinaire sciences sociales-sciences environnementales, à intégrer le rôle des facteurs écologiques, des processus biophysiques et de leurs interactions avec les processus sociaux dans l'analyse de la gouvernance. Plusieurs auteurs ont proposé de modifier le cadre SES par la prise en compte de nouvelles variables caractérisant le système écologique et ses sous-systèmes (« Système de ressource », « Unité de ressource ») afin d'appréhender plus finement le rôle des dynamiques écologiques (Epstein *et al.*, 2013 ; Vogt *et al.*, 2015) (Annexe 2). Une autre piste proposée pour l'intégration des processus écologiques dans l'analyse est la distinction entre plusieurs types de situations d'action. En effet, la situation d'action focale au cœur du cadre SES développé par E. Ostrom correspond à des interactions sociales qui sont donc considérées comme déterminantes pour expliquer les évolutions des SES par rapport aux processus écologiques. Vogt *et al.* (2015) font une distinction entre « situations d'action sociales » et « situations d'action écologiques ». Les situations d'action sociales, influencées par les variables caractérisant le système social et ses sous-systèmes « Acteurs » et « Système de Gouvernance », impactent des situations d'action écologiques, elles-mêmes influencées par les variables caractérisant le système écologique et ses sous-systèmes « Système de ressource » et « Unités de ressource ». Les interactions au sein des situations d'action sociales induisent des conséquences sociales tandis que les interactions au sein des situations d'action écologiques produisent des impacts écologiques. Schlüter *et al.* (2019) distinguent « situations d'action sociales », « situations d'action écologiques » et « situations d'action socio-écologiques ». Les situations d'action sociales renvoient aux interactions entre acteurs humains qui produisent des effets sociaux (effets d'apprentissage, diffusion d'information, création de nouvelles règles...). Les situations d'action socio-écologiques capturent les relations et interactions entre entités humaines et non-humaines (par exemple, les actions de prélèvement d'une ressource ou de pollution) tandis que les situations d'action écologiques représentent les interactions entre les différents composants des écosystèmes (par exemple, des relations de compétition entre espèces ou des interactions entre végétation et sols).

Dans la suite de ces recherches, un cadre SES adapté sera mobilisé (Figure 5). A la différence des travaux mentionnés qui distinguent plusieurs types de situations d'action, sociales d'une part et écologiques d'autre part, ce cadre adapté inclut une situation d'action focale intégrant à la fois interactions sociales et processus écologiques dans la coproduction d'évolutions écologiques, économiques et sociales. Cette formalisation permet de mettre au même niveau le rôle des processus sociaux et écologiques dans l'analyse, de les considérer en interaction et de prendre en compte l'influence de l'ensemble des variables caractérisant les sous-systèmes écologiques et sociaux sur ces processus.



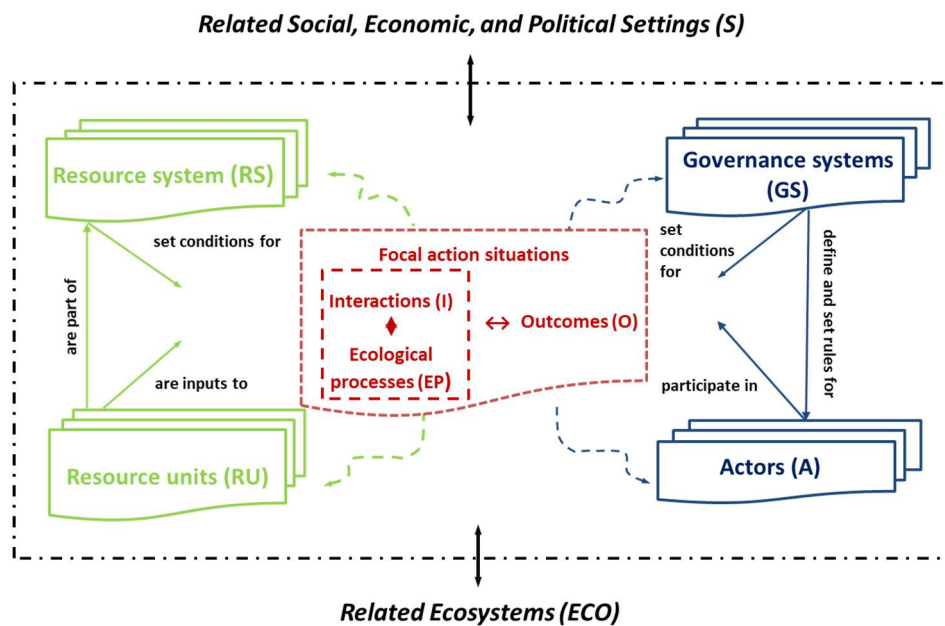


Figure 5 : Une adaptation du cadre SES pour la prise en compte des interactions entre système écologique et système social

D'un point de vue méthodologique, le projet sera mis en œuvre en croisant approches en économie institutionnelles et approches en écologie sur la base de collaborations. La modélisation multi-agent sera mobilisée avec l'objectif de mieux comprendre les interactions et boucles de rétroaction entre les systèmes écologiques et sociaux, sur la base d'une formalisation des dynamiques sociales et écologiques pertinentes.

\*  
\*\*

Le projet de recherche proposé s'intéresse au développement et à la performance des modes de gouvernance hybrides. Le caractère hybride des modes de gouvernance fait l'objet de définitions multiples dans la littérature, appelant une clarification du concept. Par ailleurs, les formes hybrides sont considérées comme potentiellement plus efficaces pour résoudre des problèmes environnementaux complexes dans la mesure où elles combinent les avantages respectifs des idéaux-types de gouvernance (Lemos et Agrawal, 2006). La performance effective des modes de gouvernance hybrides et les conditions de leur performance demeurent néanmoins mal connues (Driessen *et al.*, 2012 ; Pahl-Wostl, 2019). Les recherches menées viseront donc à : (i) développer une typologie des formes de gouvernance hybrides en prenant en compte et en articulant les différentes dimensions mises en avant dans la littérature et (ii) identifier les bénéfices et coûts associés aux différents types de formes hybrides ainsi que les conditions de leur efficacité et de leur efficience. Le cadre analytique développé précédemment sera adapté afin d'intégrer une perspective dynamique et multi-niveaux dans l'analyse des formes de gouvernance hybrides. Une attention sera également portée à la prise en compte du rôle des dynamiques écologiques, dans une perspective pluridisciplinaire sciences sociales-sciences environnementales.

## 4. CONCLUSION

---

Les travaux menés avaient pour objectif d'identifier les barrières et les leviers à la mise en œuvre de démarches collectives impliquant acteurs de la gestion de l'eau et acteurs agricoles pour limiter les pollutions diffuses d'origine agricole. Les recherches montrent que les bénéfices et les coûts associés à l'action collective dépendent de l'interaction entre les caractéristiques de la ressource en eau, des acteurs impliqués, des modes de gouvernance de la coopération et du contexte économique et institutionnel (Amblard, 2019; 2021). Ces résultats indiquent que les dynamiques de coopération sont influencées à la fois par des facteurs liés aux territoires (ressource en eau, acteurs impliqués) et des facteurs supra-territoriaux tels que les conditions de marché pour les produits agricoles ou le contexte institutionnel à l'échelle nationale et des bassins versants (Amblard *et al.*, 2018).

L'efficacité des démarches collectives de protection de la ressource en eau, c'est-à-dire leur impact environnemental, dépend de la participation des agriculteurs. Les recherches montrent que la participation des agriculteurs aux démarches collectives est affectée par un ensemble de déterminants socio-économiques et comportementaux. A côté des facteurs économiques qui apparaissent comme cruciaux, l'influence des réseaux et normes sociales ainsi que des attitudes des agriculteurs vis-à-vis de l'environnement est plus particulièrement mise en avant (Bourceret *et al.*, 2022 ; Amblard *et al.*, 2023 ; Bourceret *et al.*, 2023).

Plusieurs contributions théoriques des travaux menés peuvent être soulignées. Un cadre conceptuel croisant cadre des Systèmes Socio-Ecologiques (SES) et théorie des coûts de transaction a été développé pour l'analyse de l'action collective agro-environnementale. Alors que le cadre SES est mobilisé pour structurer l'identification des facteurs influençant l'action collective, la théorie des coûts de transaction permet la caractérisation des liens de causalité entre les variables explicatives et expliquées (Amblard, 2019). Dans la lignée des travaux prenant en compte le rôle des coûts de transaction associés à la gouvernance et aux politiques environnementales (McCann, 2013 ; Coggan *et al.*, 2015 ; McCann et Claassen, 2016), les recherches contribuent également à l'identification des coûts de transaction associés à l'action collective et des facteurs influençant le niveau de ces coûts. La mobilisation du cadre SES sur la question du contrôle des pollutions diffuses d'origine agricole, cas d'externalité présentant des caractéristiques de bien public, s'inscrit dans les développements récents visant à élargir le champ d'application du cadre au-delà de la gestion des ressources communes (Partelow, 2018 ; Yoder *et al.*, 2022). Le caractère de bien public du contrôle des pollutions diffuses par les agriculteurs explique pour partie l'importance des incitations de marché. En effet, les agriculteurs ne supportent qu'en partie les coûts liés à la pollution et ne bénéficient que partiellement des améliorations de la qualité de la ressource. En l'absence d'incitations économiques directes au changement de pratiques par les agriculteurs, le succès de l'action collective dépend dans une large mesure des incitations économiques externes (Amblard, 2019). Enfin, les recherches menées contribuent à l'analyse des formes hybrides de gouvernance combinant action publique et action collective. Les travaux montrent ainsi le rôle crucial joué par l'intervention publique dans l'action

collective locale, notamment dans la diminution de l'incertitude et des coûts de transaction associés à l'action collective (Amblard, 2019 ; Villamayor-Tomas *et al.*, 2019).

D'un point de vue méthodologique, les apports de la mobilisation d'approches qualitatives, statistiques et de modélisation se sont avérés complémentaires. L'analyse comparative d'un petit nombre d'études de cas a reposé sur le recueil et le traitement d'un ensemble de données plus riche qu'il n'aurait été possible de collecter et de traiter sur un échantillon plus large. Cette analyse qualitative approfondie a permis de caractériser les liens de causalité et de mettre en évidence les interdépendances entre les facteurs affectant l'action collective. L'analyse statistique a permis de généraliser les résultats qualitatifs concernant les facteurs jouant sur la participation des agriculteurs aux démarches collectives de protection des captages. Enfin, le développement d'un modèle agent et la réalisation de simulations ont permis le test d'hypothèses quant au rôle de variables comportementales sur la participation des agriculteurs qu'il aurait été coûteux, voire impossible, de tester sur des données réelles. La mobilisation de ces différents outils méthodologiques confirme l'intérêt d'une approche mixte pour améliorer la robustesse des recherches et corroborer les résultats obtenus sur la base des différentes méthodes.

En termes de politiques publiques, les résultats mettent en évidence l'intérêt de la combinaison de mesures réglementaires, économiques et informationnelles pour favoriser la participation des acteurs à l'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau (Amblard, 2019 ; Amblard *et al.*, 2023). Les bénéfices et coûts associés à l'action collective pour les agriculteurs dépendent des interactions entre les caractéristiques de leur système de production, les conditions de marché pour les produits agricoles et les incitations économiques des contrats encadrant les changements de pratique. En particulier, l'adéquation entre les incitations fournies par les contrats et les caractéristiques des systèmes agricoles et agro-alimentaires locaux apparaît cruciale pour favoriser la participation des agriculteurs. Le rôle des profils des agriculteurs et de leur implication dans des réseaux agricoles et non-agricoles suggère également qu'une adaptation des mesures aux caractéristiques des exploitants localement pourrait améliorer l'efficacité des démarches. Les recherches soulignent l'influence positive d'une autonomie des acteurs locaux dans la définition des contrats pour adapter les incitations aux contextes agro-environnementaux locaux, dans la mesure où les coûts de transaction associés sont compensés par un soutien public (Amblard *et al.*, 2023).

Les travaux récents sur la gouvernance environnementale mettent en avant le caractère hybride des modes de gouvernance qui combinent intervention publique, action collective et/ou marché. Le cadre conceptuel croisant cadre SES et théorie des coûts de transaction sera mobilisé pour analyser le développement et la performance des nouvelles formes de gouvernance hybrides, qui demeurent mal connus. En amont de ces investigations empiriques, un travail conceptuel sur la notion de gouvernance hybride et les différentes dimensions qu'elle recouvre sera mené à bien. Les recherches futures viseront également à contribuer aux développements de l'analyse institutionnelle basée sur le cadre SES en intégrant une perspective dynamique et en renforçant la prise en compte des processus écologiques dans l'analyse.

## 5. PARCOURS ET TRAVAUX

Cette partie présente les éléments structurants de ma trajectoire de recherche, évoquant notamment les travaux qui n'ont pas été présentés de manière détaillée dans ce mémoire (section 5.1). Les différentes activités et travaux menés sont listés dans la section 5.2.

### 5.1. Parcours

#### 5.1.1. Activités de recherche

Ingénieur agronome de formation, j'ai complété mon cursus par un DEA et un doctorat en économie du développement agricole. Les travaux de recherche conduits en DEA et en thèse ont été menés au sein de l'UMR MOISA (Marchés, Organisations, Institutions et Stratégies d'Acteurs), à Montpellier. Ces travaux portaient sur l'émergence de nouvelles formes d'organisation agricoles et le développement de marchés fonciers en Roumanie, dans un contexte de transition économique (Amblard, 2006 ; Amblard et Colin, 2006; 2009). Dans le cadre de ces recherches, j'ai mobilisé les approches théoriques relevant du champ de l'économie néo-institutionnelle et plus particulièrement la théorie des coûts de transaction (Figure 6).

	2002	2006	2011	2013	2018	2022
		Doctorat	Séjour de recherche Ostrom workshop			
<b>Laboratoires</b>	UMR MOISA Montpellier	UMR Métafort Clermont-Ferrand		UMR Territoires Clermont-Ferrand		
<b>Thématiques</b>	Foncier agricole	Bois-énergie Paysage Pollutions diffuses		Pollutions diffuses/qualité de l'eau		
<b>Cadres théoriques</b>	Théorie des contrats Théorie des coûts de transaction	Economie des services Théorie des coûts de transaction		Théorie des ressources communes Cadre des Systèmes Socio-Ecologiques Théorie des coûts de transaction		
<b>Projets de recherche /financement</b>	Allocation de recherche	Projet européen Seamless Projet Paysage et Développement Durable Projet PSDR Benefits		Projets ONEMA-AFB (2013-2015 ; 2016-2018)		Projet ANR VIRGO
<b>Enseignement-formation</b>		Economie institutionnelle (3 heures) Agriculture en transition dans les PECO (6 heures)			Economie institutionnelle Politiques publiques (20 heures)	
<b>Animation scientifique</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>▪Economie</li> <li>▪Action collective</li> </ul> UMR Métafort		Politiques publiques TR DTAM- Irstea		<ul style="list-style-type: none"> <li>▪Economie</li> <li>Dpt. ACT</li> <li>▪Pôle de recherches sur l'eau</li> </ul>

Figure 6 : Eléments structurants de la trajectoire de recherche

Mes activités en tant que chargée de recherche au Cemagref (devenu Irstea puis INRAE) de Clermont-Ferrand ont débuté en janvier 2007. Au sein de l'UMR Métafort (Mutations des activités, des espaces et des formes d'organisation dans les territoires ruraux) devenue UMR Territoires, j'ai développé des recherches mobilisant le cadre théorique de l'économie néo-institutionnelle sur la question de la gestion des biens et services environnementaux dans les espaces ruraux. Mes travaux se sont développés plus particulièrement autour de deux axes :

(1) Un premier axe portait sur l'analyse des modes de coordination entre acteurs impliqués dans la gestion des biens et services environnementaux. Il s'agissait d'identifier les déterminants du choix des arrangements institutionnels existants ou en émergence dans les zones rurales autour de la gestion de ces biens et services présentant des caractéristiques à l'origine de problèmes de coordination spécifiques.

Les travaux sur cet axe ont été menés sur deux thématiques : l'offre de paysage et le développement de la filière bois-énergie. Les recherches menées sur l'organisation de l'offre de paysage dans les espaces ruraux ont été conduites dans le cadre du projet « Les nouveaux enjeux économiques des actions paysagères : éléments pour une nouvelle orientation de l'économie du paysage » (programme « Paysage et développement durable », Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (2007-2010)).

La question de l'organisation de l'offre de paysage dans les zones rurales a été traitée sur la base d'un croisement entre économie des services et économie néo-institutionnelle. Le cadre conceptuel ainsi défini a été appliqué empiriquement au cas de l'entretien de la voirie locale dans le Puy-de-Dôme. Les résultats obtenus mettent en évidence l'intérêt du croisement des champs de l'économie des services et de la théorie des coûts de transaction pour l'analyse de l'offre de paysage (Amblard et Déprés, 2011 ; Rambonilaza *et al.*, 2013). L'économie des services permet d'identifier les acteurs impliqués ainsi que leur rôle dans la fourniture des services d'entretien du paysage. L'économie néo-institutionnelle offre un cadre d'analyse des modes de coordination choisis par les acteurs pour la réalisation des opérations d'entretien. L'application de ce cadre d'analyse à la fourniture des services d'entretien de la voirie locale a permis de mettre en évidence le développement de nouvelles configurations organisationnelles pour la fourniture des services d'entretien, en lien avec le développement des usages récréatifs et touristiques dans les territoires ruraux et l'évolution des compétences des collectivités territoriales (Blasquie-Revol *et al.*, 2017). Les choix organisationnels des collectivités territoriales apparaissent guidés par les gains de coûts de production associés à l'externalisation lorsque des économies d'échelle existent. En revanche, les coûts de transaction n'apparaissent pas comme un facteur jouant sur le choix entre gestion du service directe ou déléguée (Amblard et Déprés, 2011).

Les recherches sur le développement du bois-énergie ont été menées dans le cadre du projet « Valorisation des ressources locales du Haut-Allier Margeride sous forme de bois-énergie » (Pôle d'Excellence Rurale (PER) Haut-Allier Margeride « Valorisation énergétique des bio-ressources »

(2008-2009) et le projet « Bois-énergie pour l'environnement et la filière dans les territoires » (BENEFITS) (programme PSDR (Pour et Sur le Développement Régional) Auvergne 2008-2011).

Dans ces deux projets, la question de l'émergence d'une filière et de ses implications pour le développement territorial a été appréhendée au travers de l'analyse de l'organisation des chaînes d'approvisionnement. Par rapport à une analyse de filière classique, l'approche en termes de chaînes d'approvisionnement permet d'appréhender finement les stratégies des opérateurs et leur coordination (Amblard *et al.*, 2012 ; Chauvin *et al.*, 2012). Plus particulièrement, je me suis intéressée à l'organisation des transactions au sein des chaînes d'approvisionnement afin d'établir dans quelle mesure les modes d'organisation observés dans cette filière émergente permettent de limiter les coûts associés aux transactions. Les coûts d'accès à l'information sur les opérateurs et les caractéristiques de l'offre de combustible (volume, qualité) apparaissent effectivement comme des déterminants des choix organisationnels des acteurs au sein des chaînes d'approvisionnement en bois-énergie. L'analyse met en évidence le rôle de la confiance et de la réputation comme mécanismes permettant de limiter ces coûts (Amblard *et al.*, 2012).

(2) Le deuxième axe portait sur la prise en compte du rôle des institutions dans l'évaluation des politiques agricoles, rurales et environnementales. L'analyse s'est appuyée sur la construction de la méthode PICA (Procedure for Institutional Compatibility Assessment) au sein du projet européen SEAMLESS (System for Environmental and Agricultural Modelling; Linking European Science and Society) (EU FP7 2007-2009). Ce projet avait pour objectif de construire un outil d'évaluation ex-ante de l'impact des politiques agricoles, rurales et environnementales sur le développement durable. Dans ce cadre, la méthode PICA visait à évaluer dans quelle mesure une politique publique pouvait atteindre ses objectifs dans un contexte institutionnel donné (Theesfeld *et al.*, 2010). En 2007 et 2008, la méthode PICA a été testée empiriquement au travers de son application à la mise en œuvre de la Directive Nitrates dans deux régions françaises, Auvergne et Midi-Pyrénées.

L'application de la méthode PICA apporte un éclairage sur les contraintes institutionnelles pesant sur la mise en œuvre de la Directive Nitrates dans les zones d'étude, ce qui met en évidence l'intérêt de la procédure comme outil d'aide à la décision publique. D'un point de vue méthodologique, les applications empiriques de la méthode PICA ont permis de valider la capacité de la méthode à identifier *ex-ante* les facteurs institutionnels affectant la mise en œuvre d'une politique. Elles ont également permis d'évaluer dans quelle mesure la méthode permettait la prise en compte des différences ou des similitudes entre des contextes institutionnels distincts, au niveau départemental et au niveau régional (Amblard et Mann, 2011).

De septembre 2010 à juin 2011, j'ai effectué une mobilité longue au sein du "Ostrom Workshop", à l'Université d'Indiana, aux Etats-Unis, laboratoire alors co-dirigé par Elinor Ostrom. Ce séjour m'a permis d'élargir mes compétences en économie institutionnelle au cadre conceptuel développé par E. Ostrom et ses collègues pour l'étude de la gestion des ressources naturelles et des politiques

environnementales. Il a été également l'occasion de développer un projet de recherche portant sur la gestion de la qualité de l'eau dans les zones rurales européennes et plus particulièrement le contrôle des pollutions diffuses d'origine agricole. Ce projet de recherche, dont les résultats sont présentés dans ce mémoire, a été mis en œuvre dans le cadre de deux projets financés par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) (devenu Agence française pour la biodiversité (AFB) puis Office français de la biodiversité (OFB)) et le projet ANR VIRGO.

Le projet « *La coopération entre producteurs d'eau potable et acteurs agricoles pour la gestion de la qualité de l'eau dans les aires d'alimentation de captage* » (Convention Irstea-ONEMA, 2013-2015) avait pour objectif d'identifier les facteurs favorisant ou contraignant l'action collective associant acteurs publics ou privés du secteur de l'eau potable et acteurs agricoles (organisations agricoles, agriculteurs) pour le contrôle des pollutions diffuses d'origine agricole (Amblard, 2019 ; Amblard et Mann, 2021 ; Chervier *et al.*, 2022). Le deuxième projet « *La participation des exploitants agricoles aux démarches de protection des aires d'alimentation de captage : contraintes et opportunités* » (Convention Irstea-AFB, 2016-2018) portait sur la question des déterminants de la participation des exploitants agricoles à l'action collective (Amblard *et al.*, 2023). Le projet ANR VIRGO visait à proposer des modèles opérationnels pour la gestion durable des systèmes socio-écologiques, sur la base des cadres IAD et SES. La thèse d'Amélie Bourceret « Gestion de la qualité de la ressource en eau potable dans un système socio-écologique : développement d'un modèle multi-agents à partir d'analyse institutionnelle », co-encadrée avec Jean-Denis Mathias (INRAE, LISC), s'est déroulée dans ce cadre (Bourceret, 2021 ; Bourceret *et al.*, 2022; 2023).

### 5.1.2. *Activités d'expertise/appui aux politiques publiques*

Outre la valorisation scientifique des recherches, les résultats des travaux menés ont également fait l'objet d'une valorisation à destination des acteurs publics et socio-professionnels. Ces actions de valorisation incluent la rédaction de rapports d'expertise, d'ouvrages de transfert et d'articles dans des revues techniques. Les connaissances produites sont également valorisées au travers de la participation, à titre d'expert invité, dans des séminaires et ateliers organisés par différentes structures à l'échelle nationale (Ministères de l'agriculture et de l'écologie, OFB, Centre de ressources sur les captages, Astee (Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement)) et à l'échelle européenne (conférence EURO-RIOB du Groupe des Organismes de Bassin Européens pour l'application des Directives sur l'Eau). Enfin, les activités d'expertise et d'appui incluent la co-organisation de journées techniques à destination des acteurs (journée technique Irstea-ONEMA « La mise en place de démarches de protection des captages. Comment favoriser la coopération entre producteurs d'eau potable et acteurs agricoles ? » en 2016 ; journée d'échanges Conservatoires d'espaces naturels (CEN)-UMR Territoires « Les paiements pour services environnementaux : état des lieux et perspectives pour les CEN » en 2019).

### 5.1.3. *Participation à la formation/enseignement*

L'implication dans la formation inclut l'encadrement d'étudiants en master et en thèse, la participation à des comités de pilotage de thèse et la réalisation d'interventions dans les formations locales de niveau master au sein de l'Université Clermont Auvergne (UCA) et VetAgro Sup. L'ouverture en 2018 d'un nouveau parcours Master ETT (Economie et Transitions Territoriales) à l'École d'Economie de l'UCA a été l'opportunité de contribuer à la conception du projet pédagogique, notamment par la construction d'un module centré sur les apports de l'économie institutionnelle à l'analyse des questions de transition et de développement durable des territoires, en collaboration avec Christine Léger-Bosch (INRAE, UMR Territoires), Colas Chervier et Chloé Tankam (CIRAD, UPR Forêts et Sociétés). En lien avec les recherches menées sur la gouvernance et les politiques environnementales, ma participation à l'enseignement a été renforcée avec une implication significative (20 heures) dans les modules « Economie Institutionnelle » et « Analyse et évaluation des politiques publiques » du parcours ETT.

### 5.1.4. *Animation scientifique*

L'animation scientifique à différentes échelles (UMR Métafort/Territoires, département Territoires Irstea/ACT INRAE, site de Clermont-Ferrand) tient une place importante dans mon activité. Au sein de l'UMR Métafort, j'ai organisé les séminaires EIDER (Economie, Institutions et Développement des Espaces Ruraux) entre 2009 et 2013. Ces séminaires ont lieu à un rythme mensuel et incluent la présentation de leurs travaux par les chercheurs et doctorants de l'équipe ainsi que des interventions de chercheurs extérieurs. J'ai également contribué, avec Karim Berthomé (AgroParisTech, UMR Territoires), Marie Houdart (INRAE, UMR Territoires) et Sylvie Lardon (INRAE, UMR Territoires), à une animation transversale sur le rôle de l'action collective dans les transformations des territoires ruraux et péri-urbains. Cette animation a donné lieu à la publication d'un article sur les liens entre action collective et territoires qui synthétise et met en perspective les travaux de recherche menés sur l'action collective au sein de l'UMR Métafort (Amblard *et al.*, 2018).

Dans le département Territoires d'Irstea, j'ai co-animé l'axe scientifique « Construction sociale et efficacité de l'action publique territoriale et environnementale » avec Caitriona Carter (UR ETTIS Bordeaux), Arnaud Cosson (LESSEM Grenoble) et Frédéric Zahm (UR ETTIS Bordeaux) (2014-2017). L'animation a reposé sur l'organisations de séminaires d'échange rassemblant des chercheurs de l'UMR Territoires (Clermont-Ferrand), de l'UR ETTIS INRAE (Bordeaux) et du LESSEM (Grenoble) et des chercheurs et enseignants-chercheurs extérieurs. Cette animation sur les politiques publiques a été poursuivie et finalisée par la valorisation des échanges sous la forme d'un numéro spécial de la revue *Environmental Science and Policy* « Implementing environmental Europe: non-linearity, nature and institutions » coédité avec Caitriona Carter (INRAE, UR ETTIS) (Amblard et Carter, 2022).



Depuis 2021, je co-anime le groupe disciplinaire en économie du département ACT d'INRAE avec Yves Schaeffer (LESSEM) et Frédéric Wallet (UMR AGIR). Cette animation inclut l'organisation de séminaires d'échanges annuels et une réflexion sur les spécificités et le positionnement des recherches en économie menées dans le département ACT. J'ai également été sollicitée en 2022 par le Comité d'animation et de suivi de la politique scientifique du site de Clermont-Ferrand (CAP 3S) pour co-animer, avec Delphine Latour et Ousmane Traoré (UCA, LMGE) la structuration d'un pôle académique sur l'eau. L'objectif de ce pôle, financé par l'I-Site CAP2025 de Clermont-Ferrand, est de valoriser les synergies et complémentarités entre les recherches menées en sciences de l'environnement, sciences de la santé et sciences sociales sur la thématique de l'eau dans les différents laboratoires du site. Les activités menées dans ce cadre incluent l'organisation de journées d'animation, la sélection et le suivi d'actions de recherche collaboratives et pluridisciplinaires et le développement des liens et partenariats entre chercheurs et acteurs locaux concernés par la gestion de la ressource en eau.

## 5.2. Curriculum Vitae

### EXPERIENCE PROFESSIONNELLE

- |              |   |
|--------------|---|
| 2007-présent | Chargée de recherche, INRAE, UMR Territoires.   |
| 2010-2011    | Chercheur-visiteur au « Ostrom Workshop », Université d'Indiana, Bloomington, Etats-Unis.                                 |
| 2002-2006    | Assistante de recherche, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier (Institut Agro de Montpellier), UMR MOISA. |

### FORMATION

- |      |   |
|------|---|
| 2006 | <p>Doctorat en économie agricole. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier.</p> <p><i>Thèse</i> : Les pratiques contractuelles foncières dans une économie en transition. Le cas d'Alba, Roumanie.</p> <p><i>Jury</i> : Jean-Philippe Colin (directeur de thèse), Denis Requier-Desjardins, Johann Swinnen (rapporteurs), Jean-Marie Boisson, Claude Ménard, Etienne Montaigne (examineurs).</p> |
| 2001 | Diplôme d'Etudes Approfondies en économie du développement agricole, agro-alimentaire et rural. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier.  |
| 2001 | Diplôme d'ingénieur agronome. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier.  |

### PROJETS DE RECHERCHE

- |           |   |
|-----------|---|
| 2023-2024 | Caractérisation et analyse des perceptions de la ressource en eau (CAPRE) – Pôle de recherches sur l'Eau I-Site CAP 20-25 – <u>Coordination</u> : Sylvie Huet (INRAE, LISC) et Corinne Rochette (UCA, CLERMA)   |
| 2016-2022 | Utilisation de la théorie de la viabilité pour une gestion robuste et adaptative des systèmes d'infrastructures couplés dans le cadre de l'analyse institutionnelle IAD (VIRGO) – Agence Nationale de la Recherche (ANR) - <u>Coordination</u> : Jean-Denis Mathias (INRAE, LISC) |

- 2016-2018 La participation des exploitants agricoles à la protection des aires d'alimentation de captage : contraintes et opportunités (EXPAC) – Agence française pour la biodiversité (AFB) – Coordination : **Laurence Amblard (INRAE, Territoires)**
- 2013-2015 La coopération entre producteurs d'eau potable et acteurs agricoles pour le contrôle des pollutions diffuses (COOP) – Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) – Coordination : **Laurence Amblard (INRAE, Territoires)**
- 2008-2011 Le bois-énergie pour l'environnement et la filière dans les territoires (BENEFITS) – Programme sur et pour le développement régional (PSDR) – Coordination : **Laurence Amblard (INRAE, Territoires)** et Christophe Chauvin (INRAE, LESSEM Grenoble)
- 2008-2009 Le développement du bois-énergie en Haut-Allier Margeride – Pôle d'Excellence Rurale (PER) Haut-Allier Margeride – Coordination : Marie Taverne (INRAE, Territoires)
- 2007-2010 Les nouveaux enjeux économiques des actions paysagères : éléments pour une nouvelle orientation de l'économie du paysage, Programme « Paysage et développement durable » – Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable – Coordination : Tina Rambonilaza (INRAE, CESAER Dijon)
- 2007-2009 Projet « System for Environmental and Agricultural Modelling; Linking European Science and Society (SEAMLESS) » – EU FP 6 – Coordination: Martin van Ittersum (Université de Wageningen)

#### ORGANISATION DE CONFERENCES

- 2023 Comité scientifique Forum innovation 2023 - Innover pour une gestion concertée et durable de l'eau - 13 et 14 novembre 2023, Montpellier
- 2017 Comité scientifique colloque « Gestion patrimoniale des infrastructures : savoirs et savoirs faire », 9 mars 2017, Irstea Bordeaux
- 2012 Comité scientifique 2ème conférence internationale sur l'environnement et la gestion des ressources naturelles dans les pays en développement et en transition, CERDI- Université d'Auvergne

#### ACTIVITES D'ENSEIGNEMENT

- Depuis 2018 *Gouvernance et politiques environnementales : apports de l'économie néo-institutionnelle*  
(20 heures)  
Master Economie du développement – Economie et Transitions Territoriales, UCA
- 2010-2019 *L'agriculture en transition dans les pays d'Europe Centrale et Orientale*  
(6 heures)  
Master Economie du développement - Développement Durable, UCA
- Depuis 2019 *L'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau : une approche socio-écologique* (2 heures)  
Master Transformations des Systèmes Forestiers  
Université d'Eberswalde, Allemagne
- Depuis 2008 *L'action collective pour la gestion de la qualité de l'eau : une approche socio-écologique* (2 heures)  
Option Agriculture Environnement Santé Territoires (AEST)  
VetAgro Sup Clermont

## TRAVAUX ET PUBLICATIONS

### Articles scientifiques dans revues à comité de lecture

- [1] Amblard, L., Guiffant, N., Bussière, C., 2023. The drivers of farmers' participation in collaborative water management: a French perspective. *International Journal of the Commons*, 17(1): 411-430. <https://doi.org/10.5334/ijc.1279>.
- [2] Bourceret, A., Amblard, L., Mathias, J.-D., 2023. How do farmers' environmental preferences influence the efficiency of information instruments for water quality management? Evidence from a social-ecological agent-based model. *Ecological modelling*, 478: 110300. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110300>.
- [3] Amblard, L., Carter, C., 2022. Implementing environmental Europe: Non-linearity, nature and institutions. *Environmental Science and Policy* 136: 442–446. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.07.011>.
- [4] Bourceret, A., Amblard, L., Mathias, J.-D., 2022. Adapting the governance of social–ecological systems to behavioural dynamics: An agent-based model for water quality management using the theory of planned behaviour. *Ecological Economics* 194: 107338. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107338>.
- [5] Chervier, C., Amblard, L., Déprés, C., 2022. The conditions of emergence of cooperation to prevent the risk of diffuse pollution from agriculture: a case study comparison from France. *Journal of Environmental Planning and Management* 65:1, 62-83, <https://doi.org/10.1080/09640568.2021.1877643>.
- [6] Amblard, L., 2021. Collective action as a tool for agri-environmental policy implementation. The case of diffuse pollution control in European rural areas. *Journal of Environmental Management* 280: 111845. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111845>.
- [7] Amblard, L., Mann, C., 2021. Understanding collective action for the achievement of EU water policy objectives in agricultural landscapes: Insights from the Institutional Design Principles and Integrated Landscape Management approaches. *Environmental Science and Policy* 125: 76-86. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.08.015>.
- [8] Bourceret, A., Amblard, L., Mathias, J.-D., 2021. Governance in social-ecological agent-based models: a review. *Ecology and Society* 26(2):38. <https://doi.org/10.5751/ES-12440-260238>.
- [9] Amblard, L., 2019. Collective action for water quality management in agriculture: The case of drinking water source protection in France, *Global Environmental Change* 58: 101970, <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.101970>.
- [10] Villamayor-Tomas, S., Thiel, A., Amblard, L., Zikos, D., Blanco, E., 2019, Diagnosing the role of the state for local collective action: Types of action situations and policy instruments, *Environmental Science and Policy* 97, 44-57. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.03.009>.
- [11] Amblard, L., Berthomé, K., Houdart, M., Lardon, S., 2018. L'action collective dans les territoires. Questions structurantes et fronts de recherche. *Géographie Economie Société* 20 (2) : 71-90. <https://doi.org/10.3166/ges.20.2017.0032>.
- [12] Blaquet-Revol, H., Amblard, L., Aznar, O., Déprés, C., 2017. Organisation de l'entretien de la voirie locale dans les territoires ruraux. Le cas de trois communes du Puy-de-Dôme. *Economie Rurale* 360 : 3-22. <https://doi.org/10.4000/economierurale.5247>.
- [13] Amblard, L., Mann, C., 2011. Ex-ante institutional compatibility assessment of policy options - methodological insights from a case study of the Nitrate Directive in Auvergne. *Journal of Environmental Planning and Management* 54 (5): 661-684. <https://doi.org/10.1080/09640568.2010.527128>.
- [14] Amblard, L., Colin, J.-Ph., 2009. Reverse Tenancy in Romania: Actors' rationales and equity outcomes. *Land Use Policy* 26 (1): 828-836. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.10.008>.
- [15] Amblard, L., Colin, J.-Ph., 2006. Dimension organisationnelle et pratiques contractuelles foncières. Les sociétés agricoles en Roumanie. *Economie Rurale* 293 : 55-71. <https://doi.org/10.4000/economierurale.794>.

- [16] Amblard L., Simon F., Colin J.-Ph., 2002. The impact of institutional change on organisational practices in Romanian agriculture: the case of Alba, Transylvania. *Journal of East-West Economics and Business* V (1): 89-108.

### Chapitres d'ouvrage

- [17] Bourceret, A., Amblard, L., Mathias, J.-D., 2021. Analyzing water quality management through a social-ecological model using the theory of planned behavior. In: Ahrweiler P., Neumann M. (eds) *Advances in Social Simulation. ESSA 2019. Springer Proceedings in Complexity*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-61503-1\\_34](https://doi.org/10.1007/978-3-030-61503-1_34).
- [18] Rambonilaza, T., Amblard, L., Revol, H., 2015. From landscape offers to landscape production: the economics of rural paths. In: Luginbuhl, Y., Howard, P., Terrasson, D. (Eds), *Landscape and sustainable development: the French perspective*, Ashgate, Farnham, GBR, 63-73.
- [19] Rambonilaza, T., Amblard, L., Revol, H., 2013. De l'offre de paysage à la production paysagère : l'économie des chemins ruraux. In : Luginbuhl, Y., Terrasson, D. (Eds.), *Paysage et développement durable*, QUAE, Paris, 77-88.
- [20] Amblard, L., Déprés, C., 2011. La filière paysage en milieu rural. Une analyse de l'organisation des services d'entretien à dimension paysagère. In Oueslati, W. (Ed.), *Analyses économiques du paysage*, QUAE, Paris, 117-130.
- [21] Amblard L., Colin J.-Ph., Simon F., 2003. Changement institutionnel et pratiques organisationnelles et contractuelles : la réorganisation foncière en Roumanie In : *Bouleversements fonciers en Méditerranée*, Paris : Karthala- CIHEAM, 293-316.

### Activités éditoriales

- [22] Amblard, L., Carter, C. (eds.), 2022. Implementing environmental Europe: non-linearity, nature and institutions. Numéro spécial *Environmental Science and Policy*. <https://www.sciencedirect.com/journal/environmental-science-and-policy/special-issues>.
- [23] Boisson J.-M., Miclet G., Rastoin J.-L., Amblard L. (dir.), 2005. *Recherches doctorales en économie et gestion agricole, agroalimentaire et rurale*. Actes des Journées européennes des thèses en économie et gestion agricole, agroalimentaire et rurale, Montpellier, France.

### Autres publications

- [24] Amblard, L., Loupsans, D., 2016. Comment favoriser la coopération entre producteurs d'eau potable et acteurs agricoles dans la mise en place des démarches de protection des aires d'alimentation de captages ? ONEMA, Collection Comprendre Pour Agir, 24 pages.
- [25] Amblard L., Salles, D., Boschet, C., Renaud, E., Cremona, C., Curt, C., Wittner, C., 2016. Configurations organisationnelles et gouvernance des infrastructures - Enseignements pour la gestion patrimoniale des infrastructures. *Sciences Eaux et Territoires* 20 : 40 - 45.
- [26] Amblard, L., Taverne, M., Guerra, F., 2012. Organisation d'une filière bois-énergie en Auvergne, In : Sardat, N., Aissani, L. (eds.) *Quelle énergie durable pour demain ?* Irstea, Nancy, 40-41.
- [27] Amblard, L., Taverne, M., Guerra, F., 2012. L'organisation d'une filière d'énergie renouvelable : l'organisation de l'approvisionnement en bois-énergie en Auvergne. *Droit de l'environnement* 37-40.
- [28] Amblard, L., Taverne, M., Guerra, F., Calentier, B., Garsault, A., Chazal, M.P., 2012. La filière bois-énergie en Auvergne : une typologie des chaînes d'approvisionnement. *Revue d'Auvergne* 126 : 109-124.
- [29] Chauvin, C., Amblard, L., Fuhr, M., Tabourdeau, A., Taverne, M., Valenzisi, M., 2012. Valorisation d'une ressource territoriale : le bois-énergie en Auvergne. *Revue d'Auvergne* 126 : 85-108.
- [30] Amblard, L., Aznar, O., Mann, C., 2008. La méthode PICA ou comment évaluer la cohérence des politiques publiques avec leur contexte de mise en œuvre, *Ingénieries-EAT* 5 : 79-82.

## Rapports scientifiques et expertises

- [30] Amblard, L., Martin, K., Mauhé, N., Guiffant, N., 2018. La participation des exploitants agricoles aux démarches de protection des captages – contraintes et opportunités. Rapport final. AFB-IRSTEA 2016-2018, 122 pages.
- [31] Amblard, L., Reynal, V., 2015a. La coopération entre producteurs d'eau potable et acteurs agricoles en France. Les arrangements coopératifs pour la gestion de la qualité de l'eau dans les aires d'alimentation de captage. Rapport final- partie 1. ONEMA-IRSTEA 2013-2015, 61 pages.
- [32] Amblard, L., Reynal, V., 2015b. La coopération entre producteurs d'eau potable et acteurs agricoles en France. Les conditions d'émergence et de pérennisation de l'action collective. Rapport final-partie 2. ONEMA-IRSTEA 2013-2015, 137 pages.
- [33] Amblard, L., Taverne, M., 2011. Les chaînes d'approvisionnement : enseignements des travaux réalisés en Auvergne, In : GINISTY, C. (Coord.) : Installation du démonstrateur de Bure-Syndièse. Chaînes d'approvisionnement et aspects environnementaux. Rapport pour le Commissariat à l'Energie Atomique (CEA), p. 13-23.
- [34] Amblard, L., Taverne, M., Guerra, F., 2010. La filière bois-énergie en Auvergne : une typologie des chaînes d'approvisionnement. Rapport de recherche. PSDR BENEFITS, 70 pages.
- [35] Amblard, L., Aznar, O., Déprés, C., Mann, C., Revol, H., Vollet, D., Dissart, J.C., Oueslati, W., Salanié, J., Enengel, B., Penker, M., Rambonilaza, T. (coord.), 2010. Les nouveaux enjeux économiques des actions paysagères, éléments pour une nouvelle orientation de l'économie du paysage. Rapport final. Programme « Paysage et Développement Durable », 136 pages.
- [36] Amblard, L., Pastaud, M., 2009. L'organisation de l'approvisionnement en plaquettes forestières en Haut-Allier Margeride : une analyse des contrats au sein des chaînes d'approvisionnement. Rapport final. Projet « Valorisation des ressources locales du Haut-Allier-Margeride sous forme de bois-énergie », PER « Valorisation énergétique des bio-ressources », 40 pages.
- [37] Taverne, M., Amblard, L., Guerra, F., 2008. Analyse des chaînes d'approvisionnement en bois-énergie en termes d'organisation sur le territoire du Haut-Allier / Margeride. Rapport de recherche. Projet « Valorisation des ressources locales du Haut-Allier-Margeride sous forme de bois-énergie », PER « Valorisation énergétique des bio-ressources », 32 pages.
- [38] Amblard L., Mann C., Lemeilleur S., Théron O., Schleyer C., Theesfeld I., Hagedorn, K., 2009. Application of the Procedure for Institutional Compatibility Assessment (PICA) to the implementation of the EU Nitrate Directive in Midi-Pyrénées. Evaluation and suggestions for further improvement and integration into the final version of Seamless-IF. PD 6.6.6.1, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract n° 010036-2, 77 pages.
- [39] Amblard, L., Aznar, O., Mann, C., Schleyer C., Theesfeld, I., Hagedorn, K., 2008. Evaluation and suggestions for improvement of the Procedure for Institutional Compatibility Assessment (PICA) and integration of PICA into the third prototype of SEAMLESS-IF. PD6.5.5.2, SEAMLESS integrated project, EU 6<sup>th</sup> Framework Programme, contract n° 010036-2, 135 pages.
- [40] Schleyer C., Theesfeld, I., Hagedorn, K., Amblard, L., Aznar, O., Mann, C., 2007. First evaluation and suggestion for improvement of the Procedure for Institutional Compatibility Assessment (PICA) and suggestions for its integration into the third prototype of SEAMLESS-IF. PD6.5.5.1, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract n° 010036-2, 68 pages.

## Mémoires et thèses

- [41] Amblard L., 2006, Les pratiques contractuelles foncières dans une économie en transition. Le cas du département d'Alba en Roumanie, Thèse de Doctorat en Economie, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier.
- [42] Amblard L., 2001, Changement institutionnel et nouvelles formes d'organisation : le cas du foncier en Roumanie, Mémoire de DEA en Economie du Développement Agricole, Agro-alimentaire et Rural, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier.

## Communications

**Conférences académiques :** Conférence virtuelle de l'International Association for the Study of the Commons (IASC) « Water Commons », 19/05/21-21/05/21 ; Sixième Workshop du Ostrom Workshop « Governance: Past, Present, and Future », 19/06/19 – 21/06/2019, Bloomington, Etats-Unis ; XVI<sup>e</sup> conférence biennale de l'IASC « Practicing the Commons », 10/07/2017 - 14/07/2017, Utrecht, Pays-Bas ; XV<sup>e</sup> conférence biennale de l'IASC, 25/05/2015 - 29/05/2015, Edmonton, Canada ; Cinquième Workshop du Ostrom Workshop, 18/06/2014 - 21/06/2014, Bloomington, Etats-Unis ; 10<sup>e</sup> conférence de la European Society for Ecological Economics (ESEE) « Ecological Economics and Institutional Dynamics », 18/06/2013 - 21/06/2013, Lille, France ; Conference « Design and Dynamics of Institutions for Collective Action », 29/11/2012-01/12/2012, Utrecht, Pays-Bas ; Symposium « Les chemins du développement territorial », 19/06/2012-21/06/2012, Clermont-Ferrand, France ; Conference “Cooperative Responses to Global Challenges”, 21/03/2012-23/03/2012, Berlin, Allemagne ; 5<sup>e</sup> journées de recherches en sciences sociales INRA-SFER-CIRAD, 08/12/2011-09/12/2011, Dijon, France ; Colloque « Les énergies renouvelables », 30/09/2011, Faculté de Droit et de Science Politique de Clermont-Ferrand, France ; Rencontre européenne de l'IASC 14/09/2011-17/09/2011, Plovdiv, Bulgarie ; 14<sup>e</sup> conférence de l'International Society for New Institutional Economics (ISNIE) 17/06/2010-19/06/2010, Stirling, Grande-Bretagne ; Conférence « Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP) » 10/03/2009-12/03/2009, Egmond aan Zee, Pays-Bas ; 3<sup>e</sup> Workshop sur l'Economie du Paysage 29/05/2008-30/05/2008, Versailles, France ; Conférence internationale “Impact Assessment of Land Use Changes” 06/04/2008-09/04/2008, Berlin, Allemagne ; Conférence « Les frontières de la question foncière : Enchâssement social des droits et politiques publiques » 17/05/2006-19/05/2006, Montpellier, France ; 9<sup>e</sup> conférence annuelle de l'ISNIE 22/09/2005-24/09/2005, Barcelone, Espagne ; 79<sup>e</sup> conférence annuelle de l'Agricultural Economics Society (AES) 04/04/2005-06/04/2005, Nottingham, Grande-Bretagne ; Symposium international « Institutional and Organizational Dynamics in the Post-socialism Transformation » 25/01/2002-26/01/2002, Amiens, France.

**Séminaires de recherche :** Séminaire d'économie écologique “Gouvernance territoriale de la transition écologique” – LESSEM Grenoble 19/05/22 ; Séminaire du numéro spécial de la revue *Environmental Science and Policy* « Implementing environmental Europe: non-linearity, nature and institutions » 24/05/19, Paris, France ; Séminaire du numéro spécial de la revue *Journal of Environmental Management* “Beyond the government-market-communities trichotomy: Conditions and instruments for cooperative, coercive and competitive interactions in natural resource and agri-environmental governance” 12/03/19-13/03/19, Duisburg, Allemagne ; Séminaire Economie INRA-Irstea 12/11/19-13/11/19, Montpellier, France ; Journée d'échanges Irstea-TR DTAM « Ecologisation des pratiques et territorialisation des activités » 05/10/16, Villeurbanne, France ; Métaprogramme EcoServ INRA “Enhancing ecosystem services in agroecosystems: the role of socio-ecological approaches” 29/04/2016-29/04/2016, Paris, France ; Séminaire de l'UMR GESTE 05/02/2015, Strasbourg, France ; Séminaire SHEAU – UMR G-Eau 09/10/2014, Montpellier, France ; Séminaire « Governance, steering and coordination: Exploring political economy approaches » 28/11/2013, Université de Westminster, Londres, Grande-Bretagne ; Séminaire du Workshop in Political Theory and Policy Analysis, 26/01/2011, Université d'Indiana, Etats-Unis ; Séminaire UMR AGIR 07/07/2008, Toulouse, France ; Workshop « Energie, valorisation de la biomasse et développement territorial », 09/01/2008, Antony, France.

**Séminaires d'appui aux politiques publiques :** Journée d'échanges techniques « Dynamiques agricoles : développer des démarches pour préserver la qualité de l'eau potable », 30/03/22, Montreuil, France ; Journée d'échanges CEN-UMR Territoires « Les paiements pour services environnementaux : état des lieux et perspectives pour les conservatoires d'espaces naturels », 04/06/19, VetAgro Sup, Lempdes, France ; Journée technique Irstea-ONEMA « La mise en place de démarches de protection des captages. Comment favoriser la coopération entre producteurs d'eau potable et acteurs agricoles ? » 09/12/2016, Vincennes, France ; Workshop on diffuse pollution sources Europe-INBO 21/10/2015 - 21/10/2015, Thessalonique, Grèce ; Groupe Technique ONEMA « Protection des captages vis-à-vis des pollutions diffuses », 02/07/2015, 09/04/13, Vincennes, France ; Conférence « De la santé animale et végétale à la santé humaine: problématiques scientifiques et action publique », 25/11/2013-26/11/2013, VetAgro Sup, Lyon, France ; Séminaire MAAP-SSP-CEP « Outils d'évaluation », Ministère de l'Agriculture, 14/01/2010, Paris, France ; Séminaire INRA-Cemagref-MAP-MEEDDAT, Ministère de l'Agriculture, 02/09/2009, Paris, France.

## EVALUATION D'ARTICLES POUR DES REVUES A COMITE DE LECTURE

**Revues** : Agricultural Economics, Cahiers Agricultures, Ecological Economics, Ecology & Society, Economie Rurale, Géographie Economie et Société, International Journal of the Commons, Journal of Agricultural Economics, Journal of Environmental Management, Journal of Environmental Planning and Management, Land Use Policy, Management International, Options méditerranéennes, Vertigo.

## ACTIVITES D'ENCADREMENT

### Encadrement de thèses

2018-2021 Amélie Bourceret – Gestion de la qualité de la ressource en eau potable dans un système socio-écologique : développement d'un modèle multi-agents à partir d'analyse institutionnelle  
Co-directeur : Jean-Denis Mathias (INRAE, LISC)

### Participation à comités de pilotage de thèses

2022- Pauline Ibgui – Analyse des différentes voies d'accompagnement de l'installation-transmission d'exploitations agricoles : quels effets sur la pérennité des structures et les modalités de transitions ?  
Encadrants : Christine Léger-Bosch (INRAE, UMR Territoires) et Dominique Vollet (Institut Agro Rennes-Angers, UMR Territoires)

2016-2019 Mojtaba Houballah - Modeling multi-functional forest management through a social-ecological system framework-based analysis  
Encadrants : Jean-Denis Mathias (INRAE, LISC) et Thomas Cordonnier (INRAE, LESSEM)

### Encadrement de mémoires

2016 Kevin Martin – La participation des agriculteurs aux démarches de protection des captages d'eau potable. Le cas des captages prioritaires de l'Allier.  
Etablissement : Vetagro Sup Clermont

2014 David Liotard – La mise en œuvre des MAET à enjeu eau dans le bassin versant le Veyre.  
Co-encadrant : Annyssa Andriambelona  
Etablissement : Lasalle Beauvais

2014 Margot Mosrin, Lucile Roche, Claire Vidié – Les arrangements coopératifs pour la gestion de la qualité de l'eau dans l'Allier.  
Etablissement : VetAgro Sup Clermont

2010 Laureline Bes de Berc – La gouvernance des chaînes d'approvisionnement en bois-énergie en Auvergne.  
Co-encadrant : Marie Taverne  
Etablissement : VetAgro Sup Clermont

2009 Maxime Pataud – L'organisation de l'approvisionnement en bois-énergie dans le Haut-Allier Margeride.  
Etablissement : VetAgroSup Clermont

2007 Julie Grandprat – Rôle des relations sociales sur le développement des activités touristiques au sein des espaces ruraux.  
Co-encadrant : Stéphanie Truchet  
Etablissement : Université Toulouse Jean Jaurès/ENFA

## **Participation à jurys de soutenance de master**

- 2023 Swan Buguet – Etude d’opportunité du projet « Qualité de l’eau, qualité de l’assiette » sur le territoire du Brivadois (43), dans le cadre du contrat territorial Affluents Brivadois de l’Allier. Option AEST (Agriculture, Environnement, Santé et Territoires), VetAgro Sup.
- 2022 Caroline Maumus - Territorialiser une politique publique évolutive pour la gestion des hydrosystèmes : rôle, limites et perspectives d’un établissement public de coopération locale. Le cas des espaces de mobilité. Mastère spécialisé ACTERRA, AgroParisTech.
- 2021 Elise Krief – Les infrastructures agro-écologiques dans les stratégies d’adaptation au dérèglement climatique. Le cas des haies dans une intercommunalité périurbaine du Puy-de-Dôme. Master 2 Gestion des Territoires et Développement Local, parcours Dynamique Territoriale, Agriculture et Aménagement Rural, AgroParisTech.
- 2020 Ludivine Loizet - Les études aire d'alimentation des captages pour maintenir et reconquérir la bonne qualité des eaux à des fins d'approvisionnement en eau potable : enseignements tirés de deux études en cours dans le département du Gard. Option AEST, VetAgro Sup.
- 2020 Léonie Leverger - Évaluation des Mesures Agro-Environnementales et Climatiques mises en œuvre entre 2015 et 2020 sur les prés salés de la baie du Mont-Saint- Michel et des havres de la côte ouest du Cotentin. Option AEST, VetAgro Sup.
- 2013 Yannick Bayle – Quelles perspectives d’implication de l’agence de l’eau Loire Bretagne dans l’émergence des filières agricoles favorables à la préservation de la ressource en eau ? Option IDT (Ingénierie du Développement Territorial), VetAgro Sup.

## **RESPONSABILITES COLLECTIVES ET MISSIONS D’INTERET GENERAL**

### **Responsabilités collectives**

- Depuis 2023 Co-animatrice du Pôle de Recherches sur l’Eau – I-Site CAP 20-25 Clermont-Ferrand, avec Delphine Latour (LMGE) et Ousmane Traoré (LMGE)
- Depuis 2021 Co-animatrice du groupe disciplinaire « Economie » – département ACT INRAE, avec Yves Schaeffer (LESSEM Grenoble) et Frédéric Wallet (UMR AGIR Toulouse)
- 2014-2017 Co-animatrice de l’axe scientifique « Construction sociale et efficacité de l’action publique territoriale et environnementale – département Territoires Irstea, avec Caitriona Carter (UR ETTIS Bordeaux), Arnaud Cosson (LESSEM Grenoble) et Frédéric Zahm (UR ETTIS Bordeaux)
- 2009-2013 Animatrice des séminaires EIDER (Economie, Institutions et Développement des Espaces Ruraux) – UMR Territoires

### **Participation A Jurys/instances d’Evaluation**

- 2021 Membre du jury concours externe Ingénieur d’Etude (IE) en statistiques-économétrie, INRAE UMR Territoires
- 2016-2019 Représentante du personnel aux Instances d’Evaluation du département Territoires Irstea
- 2010-2015 Membre du jury de sélection professionnelle des Ingénieurs de Recherche Hors-Classe (IR-HC) INRA



## 6. BIBLIOGRAPHIE

---

- Abildtrup, J., Jensen, F., Dubgaard, A., 2012. Does the Coase theorem hold in real markets? An application to the negotiations between waterworks and farmers in Denmark. *Journal of environmental management* 93 (1): 169-176. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.35.081705.123238>.
- Acheson, J. M., 2006. Institutional failure in resource management. *Annual Review of Anthropology* 35: 117-134. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.35.081705.123238>.
- Agrawal, A., 2001. Common Property Institutions and Sustainable Governance of Resources. *World Development* 29 (10): 1649-1672. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(01\)00063-8](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(01)00063-8).
- Agrawal, A., 2003. Sustainable Governance of Common-Pool Resources: Context, Methods, and Politics. *Annual Review of Anthropology* 32 (1): 243-262. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.32.061002.093112>.
- Ajzen, I., 1991. The theory of planned behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes* 50 (2): 179-211. [https://doi.org/10.1016/0749-5978\(91\)90020-T](https://doi.org/10.1016/0749-5978(91)90020-T).
- Amblard, L., 2006. Les pratiques contractuelles foncières dans une économie en transition. Le cas du département d'Alba en Roumanie. Thèse de doctorat,
- Amblard, L., 2019. Collective action for water quality management in agriculture: The case of drinking water source protection in France. *Global Environmental Change* 58: 101970. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.101970>.
- Amblard, L., 2021. Collective action as a tool for agri-environmental policy implementation. The case of diffuse pollution control in European rural areas. *Journal of Environmental Management* 280: 111845. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111845>.
- Amblard, L., Berthomé, G.-E.-K., Houdart, M., Lardon, S., 2018. L'action collective dans les territoires. Questions structurantes et fronts de recherche. *Géographie, économie, société* 20 (2): 227-246. <https://doi.org/10.3166/ges.20.2017.0032>.
- Amblard, L., Carter, C., 2022. Implementing environmental Europe: Non-linearity, nature and institutions. *Environmental Science & Policy* 136: 442-446. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.07.011>.
- Amblard, L., Colin, J.-P., 2006. Dimension organisationnelle et pratiques contractuelles foncières. Les sociétés agricoles en Roumanie. *Économie rurale* 293 (3): 55-71. <https://doi.org/10.4000/economierurale.794>.
- Amblard, L., Colin, J.-P., 2009. Reverse tenancy in Romania: Actors' rationales and equity outcomes. *Land Use Policy* 26 (3): 828-836. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.10.008>.
- Amblard, L., Déprés, C., 2011. La filière paysage en milieu rural. In: W. Oueslati. *Analyses économiques du paysage* Editions Quae: 117-130.
- Amblard, L., Guiffant, N., Bussière, C., 2023. The drivers of farmers' participation in collaborative water management: A French perspective. *International Journal of the Commons* 17 (1): 411-430. <https://doi.org/10.5334/ijc.1279>.
- Amblard, L., Mann, C., 2011. Ex-ante institutional compatibility assessment of policy options: methodological insights from a case study on the Nitrate Directive in Auvergne, France. *Journal of Environmental Planning and Management* 54 (5): 661-684. <https://doi.org/10.1080/09640568.2010.527128>.

- Amblard, L., Mann, C., 2021. Understanding collective action for the achievement of EU water policy objectives in agricultural landscapes: Insights from the Institutional Design Principles and Integrated Landscape Management approaches. *Environmental Science & Policy* 125: 76-86. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.08.015>.
- Amblard, L., Mann, C., 2024. Hybrid modes of governance for ecosystem services provision: a typology.
- Amblard, L., Taverne, M., Guerra, F., 2012. L'organisation d'une filière d'énergie renouvelable : l'organisation de l'approvisionnement en bois-énergie en Auvergne. *Droit de l'environnement Hors-série*: 37-40.
- Amblard, L., Taverne, M., Guerra, F., Calentier, B., Garsault, A., Chazal, M., 2012. La filière bois-énergie en Auvergne: une typologie des chaînes d'approvisionnement. *Revue d'Auvergne* 126: 109-124.
- Anthony, D. L., Campbell, J. L., 2011. States, social capital and cooperation: looking back on 'Governing the Commons'. *International Journal of the Commons*: <https://doi.org/10.18352/ijc.250>.
- Ban, N. C., Evans, L. S., Nenadovic, M., Schoon, M., 2015. Interplay of multiple goods, ecosystem services, and property rights in large social-ecological marine protected areas. *Ecology and Society* 20 (4): <https://doi.org/10.5751/ES-07857-200402>.
- Baron, C., Bonnassieux, A., 2013. Gouvernance hybride, participation et accès à l'eau potable Le cas des associations d'usagers de l'eau (AUE) au Burkina Faso. *Annales de géographie* 693 (5): 525-548. <https://doi.org/10.3917/ag.693.0525>.
- Baron, C., Petit, O., Romagny, B., 2011. Le courant des «Common-Pool Resources»: un bilan critique. In *Pouvoirs, sociétés et nature au sud de la Méditerranée*. 29-52.
- Barton, D. N., Ring, I., Rusch, G. M., 2017. Policy Mixes: Aligning instruments for biodiversity conservation and ecosystem service provision. *Environmental Policy and Governance* 27 (5): 397-403. <https://doi.org/10.1002/et.1779>.
- Basurto, X., Gelcich, S., Ostrom, E., 2013. The social-ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries. *Global Environmental Change* 23 (6): 1366-1380. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.08.001>.
- Baumgart-Getz, A., Prokopy, L. S., Floress, K., 2012. Why farmers adopt best management practice in the United States: A meta-analysis of the adoption literature. *Journal of Environmental Management* 96 (1): 17-25. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.006>.
- Baumol, W. J., Oates, W. E., 1988. *The theory of environmental policy*. Cambridge university press.
- Becerra, S., Roussary, A., 2008. Gérer la vulnérabilité de l'eau potable: une action publique désengagée? *Natures Sciences Sociétés* 16 (3): 220-231. <https://doi.org/10.1051/nss:2008050>.
- Bennett, D. E., Gosnell, H., 2015. Integrating multiple perspectives on payments for ecosystem services through a social-ecological systems framework. *Ecological Economics* 116: 172-181. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.04.019>.
- Benson, D., Jordan, A., Cook, H., Smith, L., 2013. Collaborative environmental governance: Are watershed partnerships swimming or are they sinking? *Land Use Policy* 30 (1): 748-757. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.05.016>.
- Berthet, A., Vincent, A., Fleury, P., 2021. Water quality issues and agriculture: An international review of innovative policy schemes. *Land Use Policy* 109: 105654. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105654>.

Biggs, R., Clements, H., de Vos, A., Folke, C., Manyani, A., Maciejewski, K., Martín-López, B., Preiser, R., Selomane, O., Schlüter, M., 2022. What are social-ecological systems and social-ecological systems research? In *The Routledge Handbook of Research Methods for Social-Ecological Systems*. Routledge: 3-26.

Birner, R., Wittmer, H., 2004. On the ‘efficient boundaries of the state’: the contribution of transaction-costs economics to the analysis of decentralization and devolution in natural resource management. *Environment and Planning C: Government and Policy* 22 (5): 667-685. <https://doi.org/10.1068/c03101s>.

Blackstock, K. L., Novo, P., Byg, A., Creaney, R., Juarez Bourke, A., Maxwell, J. L., Tindale, S. J., Waylen, K. A., 2021. Policy instruments for environmental public goods: Interdependencies and hybridity. *Land Use Policy* 107: 104709. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104709>.

Blasquie-Revol, H., Amblard, L., Aznar, O., Déprés, C., 2017. Organisation de l’entretien de la voirie locale dans les territoires ruraux. Le cas de trois communes du Puy-de-Dôme. *Économie rurale* 360 (4): 3-22. <https://doi.org/10.4000/economierurale.5247>.

Bommelaer, O., Devaux, J., 2011. Coûts des principales pollutions agricoles de l’eau. *Études et documents. Commissariat Général au Développement Durable*. 52: 28 pages.

Bougherara, D., Grolleau, G., Mzoughi, N., 2009. The ‘make or buy’ decision in private environmental transactions. *European Journal of Law and Economics* 27 (1): 79-99. <https://10.1007/s10657-008-9080-8>.

Bougherara, D., Grolleau, G., Mzoughi, N., 2012. How can Transaction Cost Economics Help Regulators Choose Between Environmental Policy Instruments? In: R. O. Zerbe, J. B. Kirkwood. *Research in Law and Economics*. Emerald Group Publishing Limited: 105-128.

Bourceret, A., Amblard, L., Mathias, J.-D., 2021. *Analysing Water Quality Management Through a Social-Ecological Model Using the Theory of Planned Behaviour*. *Advances in Social Simulation*, Cham, Springer International Publishing.

Bourceret, A., Amblard, L., Mathias, J.-D., 2022. Adapting the governance of social–ecological systems to behavioural dynamics: An agent-based model for water quality management using the theory of planned behaviour. *Ecological Economics* 194: 107338. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107338>.

Bourceret, A., Amblard, L., Mathias, J.-D., 2023. How do farmers’ environmental preferences influence the efficiency of information instruments for water quality management? Evidence from a social-ecological agent-based model. *Ecological Modelling* 478: 110300. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110300>.

Bourceret, A. I., 2021. *Gestion de la qualité de la ressource en eau potable dans un système socio-écologique: développement d’un modèle multi-agents à partir d’analyse institutionnelle*. Université Clermont Auvergne.

Briner, S., Elkin, C., Huber, R., 2013. Evaluating the relative impact of climate and economic changes on forest and agricultural ecosystem services in mountain regions. *Journal of Environmental Management* 129: 414-422. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.018>.

Brouwer, F., 2003. Occurrence of Co-operative Agreements. In: F. Brouwer, I. Heinz, T. Zabel. *Governance of water-related conflicts in agriculture. New directions in agri-environmental and water policies in the EU*. Kluwer Academic Publishers: 23-43.

Brouwer, F., Heinz, I., Zabel, T., 2003. *Governance of water-related conflicts in agriculture. New directions in agri-environmental and water policies in the EU*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

- Brown, C., Kovács, E., Herzon, I., Villamayor-Tomas, S., Albizua, A., Galanaki, A., Grammatikopoulou, I., McCracken, D., Olsson, J. A., Zinngrebe, Y., 2021. Simplistic understandings of farmer motivations could undermine the environmental potential of the common agricultural policy. *Land Use Policy* 101: 105136. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105136>.
- Buckley, C., Carney, P., 2013. The potential to reduce the risk of diffuse pollution from agriculture while improving economic performance at farm level. *Environmental Science & Policy* 25: 118-126. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.10.002>.
- Burton, R. J. F., 2014. The influence of farmer demographic characteristics on environmental behaviour: A review. *Journal of Environmental Management* 135: 19-26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.005>.
- Campbell, B. M., Beare, D. J., Bennett, E. M., Hall-Spencer, J. M., Ingram, J. S., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J. A., Shindell, D., 2017. Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and society* 22 (4): <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>.
- Campbell, J. T., Koontz, T. M., Bonnell, J. E., 2011. Does Collaboration Promote Grass-Roots Behavior Change? Farmer Adoption of Best Management Practices in Two Watersheds. *Society & Natural Resources* 24 (11): 1127-1141. <https://doi.org/10.1080/08941920.2010.512358>.
- Casajús Murillo, L., 2012. Nuevos paradigmas en la gestión del agua en España. Crisis de gobernabilidad del agua en Aragón. Los conflictos de Yesa y Matarraña. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Chauvin, C., Amblard, L., Fuhr, M., Tabourdeau, A., Taverne, M., Valenzisi, M., 2012. Valorisation d'une ressource territoriale : le bois-énergie en Auvergne. *Revue d'Auvergne* 126: 85-108.
- Chervier, C., Amblard, L., Déprés, C., 2022. The conditions of emergence of cooperation to prevent the risk of diffuse pollution from agriculture: a case study comparison from France. *Journal of Environmental Planning and Management* 65 (1): 62-83. <https://doi.org/10.1080/09640568.2021.1877643>.
- Chhatre, A., Agrawal, A., 2008. Forest commons and local enforcement. *Proceedings of the national Academy of sciences* 105 (36): 13286-13291. <https://doi.org/10.1073/pnas.0803399105>.
- Coase, R. H., 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3: 1-44. [https://doi.org/10.1057/9780230523210\\_6](https://doi.org/10.1057/9780230523210_6).
- Coggan, A., Thorburn, P., Fielke, S., Hay, R., Smart, J. C. R., 2021. Motivators and barriers to adoption of Improved Land Management Practices. A focus on practice change for water quality improvement in Great Barrier Reef catchments. *Marine Pollution Bulletin* 170: 112628. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112628>.
- Coggan, A., van Grieken, M., Boullier, A., Jardi, X., 2015. Private transaction costs of participation in water quality improvement programs for Australia's Great Barrier Reef: Extent, causes and policy implications. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 59 (4): 499-517. <https://doi.org/10.1111/1467-8489.12077>.
- Coggan, A., Whitten, S. M., Bennett, J., 2010. Influences of transaction costs in environmental policy. *Ecological Economics* 69 (9): 1777-1784. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.04.015>.
- Cole, D. H., Epstein, G., McGinnis, M. D., 2019. The Utility of Combining the IAD and SES Frameworks. *International Journal of the Commons*: <https://doi.org/10.18352/ijc.864>.
- Collier, D., 2011. Understanding Process Tracing. *PS: Political Science & Politics* 44 (4): 823-830. <https://doi.org/10.1017/S1049096511001429>.

Commission Européenne, 2019. Règlement (UE) 2019/316 de la Commission du 21 février 2019 modifiant le règlement (UE) no 1408/2013 relatif à l'application des articles 107 et 108 du traité sur le fonctionnement de l'Union européenne aux aides de minimis dans le secteur de l'agriculture. C. Europeenne. Journal officiel de l'Union Européenne 6.

Cook, H., Benson, D., Inman, A., Jordan, A., Smith, L., 2012. Catchment management groups in England and Wales: extent, roles and influences. *Water and Environment Journal* 26 (1): 47-55. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2011.00262.x>.

Cumming, G. S., Epstein, G., Anderies, J. M., Apetrei, C. I., Baggio, J., Bodin, Ö., Chawla, S., Clements, H. S., Cox, M., Egli, L., Gurney, G. G., Lubell, M., Magliocca, N., Morrison, T. H., Müller, B., Seppelt, R., Schlüter, M., Unnikrishnan, H., Villamayor-Tomas, S., Weible, C. M., 2020. Advancing understanding of natural resource governance: a post-Ostrom research agenda. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 44: 26-34. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.02.005>.

de Groot, R. B. A., Hermans, L. M., 2009. Broadening the picture: Negotiating payment schemes for water-related environmental services in the Netherlands. *Ecological Economics* 68 (11): 2760-2767. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.06.008>.

Defrancesco, E., Gatto, P., Runge, F., Trestini, S., 2008. Factors Affecting Farmers' Participation in Agri-environmental Measures: A Northern Italian Perspective. *Journal of Agricultural Economics* 59 (1): 114-131. <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2007.00134.x>.

Delaroche, M., 2020. Adoption of conservation practices: what have we learned from two decades of social-psychological approaches? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 45: 25-35. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.08.004>.

Dessart, F. J., Barreiro-Hurlé, J., van Bavel, R., 2019. Behavioural factors affecting the adoption of sustainable farming practices: a policy-oriented review. *European Review of Agricultural Economics* 46 (3): 417-471. 10.1093/erae/jbz019.

Dimadama, Z., Zikos, D., 2010. Social Networks as Trojan Horses to Challenge the Dominance of Existing Hierarchies: Knowledge and Learning in the Water Governance of Volos, Greece. *Water Resources Management* 24 (14): 3853-3870. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9637-5>.

Diessen, P. P. J., Dieperink, C., van Laerhoven, F., Runhaar, H. A. C., Vermeulen, W. J. V., 2012. Towards a Conceptual Framework for The Study of Shifts in Modes of Environmental Governance – Experiences From The Netherlands. *Environmental Policy and Governance* 22 (3): 143-160. <https://doi.org/10.1002/et.1580>.

Ducos, G., Dupraz, P., Bonnieux, F., 2009. Agri-environment contract adoption under fixed and variable compliance costs. *Journal of Environmental Planning and Management* 52 (5): 669-687. <https://doi.org/10.1080/09640560902958248>.

Epstein, G., Morrison, T. H., Lien, A., Gurney, G. G., Cole, D. H., Delaroche, M., Villamayor Tomas, S., Ban, N., Cox, M., 2020. Advances in understanding the evolution of institutions in complex social-ecological systems. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 44: 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.06.002>.

Epstein, G., Vogt, J. M., Mincey, S. K., Cox, M., Fischer, B., 2013. Missing ecology: integrating ecological perspectives with the social-ecological system framework. *International Journal of the Commons*: <https://doi.org/10.18352/ijc.371>.

Ernst, B., Chamorro, J., Manríquez, P., Orensanz, J. M. L., Parma, A. M., Porobic, J., Román, C., 2013. Sustainability of the Juan Fernández lobster fishery (Chile) and the perils of generic science-based

prescriptions. *Global Environmental Change* 23 (6): 1381-1392.  
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.08.002>.

Espinosa-Goded, M., Barreiro-Hurlé, J., Dupraz, P., 2013. Identifying additional barriers in the adoption of agri-environmental schemes: The role of fixed costs. *Land Use Policy* 31: 526-535.  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.08.016>.

European Commission, 2019. Fitness check of the Water Framework Directive, Groundwater Directive, Environmental Quality Standards Directive and Floods Directive. Commission staff working document. Brussels: European Commission. 176 pages.

European Commission, 2022. Common agricultural policy for 2023-2027. 28 CAP strategic plans at a glance. 13 pages

European Court of Auditors, 2014. Integration of EU water policy objectives with the CAP: a partial success. Special Report. Luxembourg: European Union 65 pages.

European Environment Agency, 2019. The European environment – state and outlook 2020. Knowledge for transition to a sustainable Europe. Luxembourg: European Union. 496 pages.

European Union, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. European Union. Official Journal of the European Communities. L 327: 1-72.

European Union, 2013. Regulation (EU) n°1305/2013 of the European Parliament and of the Council of 17 december 2013 on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) and repealing Council Regulation (EC) n° 1698/2005. E. Union. Official Journal of the European Union. 62 pages.

Falconer, K., 2000. Farm-level constraints on agri-environmental scheme participation: A transactional perspective. *Journal of Rural Studies* 16 (3): 379-394. [https://doi.org/10.1016/S0743-0167\(99\)00066-2](https://doi.org/10.1016/S0743-0167(99)00066-2).

Falconer, K., 2002. Developing Co-operative Approaches to Agri-environmental Policy: a Transactions Cost Perspective on Farmer Participation in Voluntary Schemes. In: K. Hagedorn. *Environmental Co-operation and Institutional Change, Theories and Policies for European Agriculture*. Edward Elgar: 239-259.

Falconer, K., Dupraz, P., Whitby, M., 2001. An investigation of policy administrative costs using panel data for the English Environmentally Sensitive Areas. *Journal of Agricultural Economics* 52 (1): 83-103.  
<https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2001.tb00911.x>.

Flanagan, K., Uyarra, E., Laranja, M., 2011. The ‘policy mix’ for innovation: rethinking innovation policy in a multi-level, multi-actor context. *Research Policy* 40 (5): 702-713.  
<https://doi.org/10.1016/j.respol.2011.02.005>.

Folke, C., 2007. Social–ecological systems and adaptive governance of the commons. *Ecological Research* 22 (1): 14-15. <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0074-0>.

Franks, J. R., 2011. The collective provision of environmental goods: a discussion of contractual issues. *Journal of Environmental Planning and Management* 54 (5): 637-660.  
<https://doi.org/10.1080/09640568.2010.526380>.

Garrick, D., McCann, L., Pannell, D. J., 2013. Transaction costs and environmental policy: Taking stock, looking forward. *Ecological Economics* 88 (0): 182-184.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.12.022>.

- Giovanopoulou, E., Nastis, S. A., Papanagiotou, E., 2011. Modeling farmer participation in agri-environmental nitrate pollution reducing schemes. *Ecological Economics* 70 (11): 2175-2180. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.06.022>.
- Gómez-Baggethun, E., Muradian, R., 2015. In markets we trust? Setting the boundaries of Market-Based Instruments in ecosystem services governance. *Ecological Economics* 117: 217-224. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.016>.
- Grafton, R. Q., 2000. Governance of the Commons: A Role for the State? *Land Economics* 76 (4): 504-517. <https://doi.org/10.2307/3146949>.
- Grolleau, G., McCann, L. M. J., 2012. Designing watershed programs to pay farmers for water quality services: Case studies of Munich and New York City. *Ecological Economics* 76: 87-94. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.02.006>.
- Hanemann, M., Dyckman, C., 2009. The San Francisco Bay-Delta: A failure of decision-making capacity. *Environmental Science & Policy* 12 (6): 710-725. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.07.004>.
- Head, J. G., 1962. Public goods and public policy. *Public Finance* XVII (3): 197-219.
- Hinkel, J., Cox, M. E., Schlüter, M., Binder, C. R., Falk, T., 2015. A diagnostic procedure for applying the social-ecological systems framework in diverse cases. *Ecology and Society* 20 (1): <https://doi.org/10.5751/ES-07023-200132>.
- Holtermann, S. E., 1972. Externalities and Public Goods. *Economica* 39 (153): 78-87. <https://doi.org/10.2307/2552058>.
- Howlett, M., del Rio, P., 2015. The parameters of policy portfolios: verticality and horizontality in design spaces and their consequences for policy mix formulation. *Environment and Planning C: Government and Policy* 33 (5): 1233-1245. <https://doi.org/10.1177/0263774x15610059>.
- Howlett, M., Rayner, J., 2007. Design Principles for Policy Mixes: Cohesion and Coherence in 'New Governance Arrangements'. *Policy and Society* 26 (4): 1-18. [https://doi.org/10.1016/s1449-4035\(07\)70118-2](https://doi.org/10.1016/s1449-4035(07)70118-2).
- Inman, A., Winter, M., Wheeler, R., Vrain, E., Lovett, A., Collins, A., Jones, I., Johnes, P., Cleasby, W., 2018. An exploration of individual, social and material factors influencing water pollution mitigation behaviours within the farming community. *Land Use Policy* 70: 16-26. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.09.042>.
- Kimmich, C., Baldwin, E., Kellner, E., Oberlack, C., Villamayor-Tomas, S., 2023. Networks of action situations: a systematic review of empirical research. *Sustainability Science* 18 (1): 11-26. <https://doi.org/10.1007/s11625-022-01121-2>.
- Kivimaa, P., Kern, F., 2016. Creative destruction or mere niche support? Innovation policy mixes for sustainability transitions. *Research Policy* 45 (1): 205-217. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2015.09.008>.
- Knowler, D., Bradshaw, B., 2007. Farmers' adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research. *Food Policy* 32 (1): 25-48. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2006.01.003>.
- Kok, M. T. J., Alkemade, R., Bakkenes, M., van Eerd, M., Janse, J., Mandryk, M., Kram, T., Lazarova, T., Meijer, J., van Oorschot, M., Westhoek, H., van der Zagt, R., van der Berg, M., van der Esch, S., Prins, A.-G., van Vuuren, D. P., 2018. Pathways for agriculture and forestry to contribute to terrestrial biodiversity conservation: A global scenario-study. *Biological Conservation* 221: 137-150. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.003>.

- Koontz, T. M., 2006. Collaboration for sustainability? A framework for analyzing government impacts in collaborative-environmental management. *Sustainability: Science, Practice and Policy* 2 (1): 15-24. <https://doi.org/10.1080/15487733.2006.11907974>.
- Lambin, E. F., Meyfroidt, P., Rueda, X., Blackman, A., Börner, J., Cerutti, P. O., Dietsch, T., Jungmann, L., Lamarque, P., Lister, J., Walker, N. F., Wunder, S., 2014. Effectiveness and synergies of policy instruments for land use governance in tropical regions. *Global Environmental Change* 28: 129-140. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.007>.
- Lastra-Bravo, X. B., Hubbard, C., Garrod, G., Tolón-Becerra, A., 2015. What drives farmers' participation in EU agri-environmental schemes?: Results from a qualitative meta-analysis. *Environmental Science & Policy* 54: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.06.002>.
- Le Coent, P., Préget, R., Thoyer, S., 2021. Farmers Follow the Herd: A Theoretical Model on Social Norms and Payments for Environmental Services. *Environmental and Resource Economics* 78 (2): 287-306. <https://doi.org/10.1007/s10640-020-00532-y>.
- Lehmann, P., Schleyer, C., Wätzold, F., Wüstemann, H., 2009. Promoting multifunctionality of agriculture: An economic analysis of new approaches in Germany. *Journal of Environmental Policy and Planning* 11 (4): 315-332. <https://doi.org/10.1080/15239080903033879>.
- Lemos, M. C., Agrawal, A., 2006. Environmental governance. *Annual Review of Environment and Resources* 31 (1): 297-325. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.042605.135621>.
- Loi n°2009-967, 2009. Loi n°2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en oeuvre du Grenelle de l'environnement *Journal Officiel de la République Française*.
- Lubell, M., 2004. Collaborative Watershed Management: A View from the Grassroots. *Policy Studies Journal* 32 (3): 341-361. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0072.2004.00069.x>.
- Lubell, M., Schneider, M., Scholz, J. T., Mete, M., 2002. Watershed partnerships and the emergence of collective action institutions. *American journal of political science*: 148-163. <https://doi.org/10.2307/3088419>.
- Macher, J. T., Richman, B. D., 2008. Transaction Cost Economics: An Assessment of Empirical Research in the Social Sciences. *Business and Politics* 10 (1): 1-63. <https://doi.org/10.2202/1469-3569.1210>.
- Mack, G., Kohler, A., Heitkämper, K., El-Benni, N., 2019. Determinants of the perceived administrative transaction costs caused by the uptake of an agri-environmental program. *Journal of Environmental Planning and Management* 62 (10): 1802-1819. <https://doi.org/10.1080/09640568.2018.1515311>.
- Madani, K., 2010. Game theory and water resources. *Journal of Hydrology* 381 (3): 225-238. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.11.045>.
- Mansbridge, J., 2014. The role of the state in governing the commons. *Environmental Science & Policy* 36: 8-10. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.07.006>.
- Marshall, G. R., 2004. Farmers cooperating in the commons? A study of collective action in salinity management. *Ecological Economics* 51 (3): 271-286. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.06.016>.
- Marshall, G. R., 2009. Polycentricity, reciprocity, and farmer adoption of conservation practices under community-based governance. *Ecological Economics* 68 (5): 1507-1520. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.10.008>.
- McCann, L., 2013. Transaction costs and environmental policy design. *Ecological Economics* 88: 253-262. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.12.012>.



- McCann, L., Claassen, R., 2016. Farmer Transaction Costs of Participating in Federal Conservation Programs: Magnitudes and Determinants. *Land Economics* 92 (2): 256-272. <https://doi.org/10.3368/le.92.2.256>.
- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A., Kuperan, K. V., 2005. Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics* 52 (4): 527-542. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.08.002>.
- McCann, L., Easter, K. W., 1999. Transaction costs of policies to reduce agricultural phosphorous pollution in the Minnesota River. *Land economics*: 402-414. <http://dx.doi.org/10.2307/3147186>.
- McCann, L. M. J., 2009. Transaction Costs of Environmental Policies and Returns to Scale: The Case of Comprehensive Nutrient Management Plans. *Applied Economic Perspectives and Policy* 31 (3): 561-573. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9353.2009.01453.x>.
- McGinnis, M. D., 2011. Networks of Adjacent Action Situations in Polycentric Governance. *Policy Studies Journal* 39 (1): 51-78. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0072.2010.00396.x>.
- McGinnis, M. D., Ostrom, E., 2014. Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society* 19 (2): <https://doi.org/10.5751/ES-06387-190230>.
- Meinzen-Dick, R., 2007. Beyond panaceas in water institutions. *Proceedings of the national Academy of sciences* 104 (39): 15200-15205. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702296104>.
- Meinzen-Dick, R., DiGregorio, M., McCarthy, N., 2004. Methods for studying collective action in rural development. *Agricultural Systems* 82 (3): 197-214. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2004.07.006>.
- Ménard, C., 2004. *L'économie des organisations*. La Découverte.
- Ménard, C., 2011. A new institutional economics perspective on environmental issues. *Environmental Innovation and Societal Transitions* 1 (1): 115-120. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2011.04.002>.
- Ménard, C., 2022. Hybrids: where are we? *Journal of Institutional Economics* 18 (2): 297-312. <https://doi.org/10.1017/S1744137421000230>.
- Ménard, C., Saussier, S., 2003. La délégation de service public, un mode organisationnel efficace? Le cas de la distribution d'eau en France. *Economie publique* 12: 99-129. <https://doi.org/10.4000/economiepublique.360>.
- Mettepenningen, E., Beckmann, V., Eggers, J., 2011. Public transaction costs of agri-environmental schemes and their determinants—Analysing stakeholders' involvement and perceptions. *Ecological Economics* 70 (4): 641-650. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.10.007>.
- Mettepenningen, E., Van Huylenbroeck, G., 2009. Factors influencing private transaction costs related to agri-environmental schemes in Europe. In: F. Brouwer, C. M. van der Heide. *Multifunctional Rural Land Management. Economics and Policies*. Routledge: 169-192.
- Mettepenningen, E., Vandermeulen, V., Delaet, K., Van Huylenbroeck, G., Wailes, E. J., 2013. Investigating the influence of the institutional organisation of agri-environmental schemes on scheme adoption. *Land Use Policy* 33: 20-30. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.004>.
- Mettepenningen, E., Verspecht, A., Van Huylenbroeck, G., 2009. Measuring private transaction costs of European agri-environmental schemes. *Journal of Environmental Planning and Management* 52 (5): 649-667. <https://doi.org/10.1080/09640560902958206>.

- Mills, J., Gaskell, P., Ingram, J., Dwyer, J., Reed, M., Short, C., 2017. Engaging farmers in environmental management through a better understanding of behaviour. *Agriculture and Human Values* 34 (2): 283-299. <https://doi.org/10.1007/s10460-016-9705-4>.
- Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire, 2022. Les 5 points essentiels à connaître sur la loi EGalim en restauration collective. Retrieved 29/09/2023 2023, from <https://ma-cantine.agriculture.gouv.fr/blog/25/>.
- Ministère de l'Ecologie du Développement Durable et de l'Energie, 2013. La conférence environnementale. Deuxième feuille de route pour la transition écologique. 25 pages.
- Ministère de la Transition Ecologique, 2020. Eaux et milieux aquatiques - Les chiffres clés. 128 pages.
- Ministère de la Transition Ecologique, 2020. Guide national. Paiements pour services environnementaux. Mise en application de la mesure 24 du Plan biodiversité. 62.
- Ministère de la Transition Ecologique, Office Français de la Biodiversité, 2020. Bilan de la mise en œuvre de la directive « nitrates » en France - période 2016-2019. 318 pages.
- Moss, T., 2004. The governance of land use in river basins: prospects for overcoming problems of institutional interplay with the EU Water Framework Directive. *Land Use Policy* 21 (1): 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.10.001>.
- Muradian, R., Rival, L., 2012. Between markets and hierarchies: the challenge of governing ecosystem services. *Ecosystem Services* 1: 93-100. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.009>.
- North, D., 1990. *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Office Français de la Biodiversité, 2020. Protection des captages : des pistes pour accélérer la lutte contre les pollutions diffuses. Séminaire PollDiff Eau 2019, Lille,
- Ostrom, E., 1990. *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge university press.
- Ostrom, E., 1998. A Behavioral Approach to the Rational Choice Theory of Collective Action: Presidential Address, American Political Science Association, 1997. *American Political Science Review* 92 (1): 1-22. <https://doi.org/10.2307/2585925>.
- Ostrom, E., 1998. The institutional analysis and development approach. In: E. T. Loehman, D. M. Kilgour. *Designing institutions for environmental and resource management*. Edward Elgar: 68-90.
- Ostrom, E., 2005. *Understanding institutional diversity*. Princeton university press.
- Ostrom, E., 2007. Institutional rational choice: An assessment of the institutional analysis and development framework. In: P. Sabatier. *Theories of the policy process*. Routledge: 21-64.
- Ostrom, E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325 (5939): 419-422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>.
- Ostrom, E., 2010. Analyzing collective action. *Agricultural Economics* 41 (s1): 155-166. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2010.00497.x>.
- Ostrom, E., 2011. Background on the Institutional Analysis and Development Framework. *Policy Studies Journal* 39 (1): 7-27. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0072.2010.00394.x>.

- Ostrom, E., Cox, M., 2010. Moving beyond panaceas: a multi-tiered diagnostic approach for social-ecological analysis. *Environmental Conservation* 37 (4): 451-463. <https://doi.org/10.1017/S0376892910000834>.
- Pahl-Wostl, C., 2019. The role of governance modes and meta-governance in the transformation towards sustainable water governance. *Environmental Science & Policy* 91: 6-16. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.10.008>.
- Pahl-Wostl, C., Basurto, X., Villamayor-Tomas, S., 2022. Comparative case study analysis. In *The Routledge handbook of research methods for social-ecological systems*. Routledge: 282-294.
- Partelow, S., 2018. A review of the social-ecological systems framework: applications, methods, modifications, and challenges. *Ecology and Society* 23 (4): <https://doi.org/10.5751/ES-10594-230436>.
- Partelow, S., Boda, C., 2015. A modified diagnostic social-ecological system framework for lobster fisheries: Case implementation and sustainability assessment in Southern California. *Ocean & Coastal Management* 114: 204-217. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.022>.
- Partelow, S., Glaser, M., Solano Arce, S., Barboza, R., Schlüter, A., 2018. Mangroves, fishers, and the struggle for adaptive comanagement: applying the social-ecological systems framework to a marine extractive reserve (RESEX) in Brazil. *Ecology and Society* 23 (3): <https://doi.org/10.5751/ES-10269-230319>.
- Partelow, S., Senff, P., Buhari, N., Schlüter, A., 2018. Operationalizing the social-ecological systems framework in pond aquaculture. *International Journal of the Commons* 12 (1): 485-518. <http://doi.org/10.18352/ijc.834>.
- Pascucci, S., de-Magistris, T., Dries, L., Adinolfi, F., Capitanio, F., 2013. Participation of Italian farmers in rural development policy. *European Review of Agricultural Economics* 40 (4): 605-631. 10.1093/erae/jbt005.
- Peerlings, J., Polman, N., 2009. Farm choice between agri-environmental contracts in the European Union. *Journal of Environmental Planning and Management* 52 (5): 593-612. <https://doi.org/10.1080/09640560902958131>.
- Pereira, L. S., 2017. Water, Agriculture and Food: Challenges and Issues. *Water Resources Management* 31 (10): 2985-2999. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1664-z>.
- Phan, T.-H. D., Brouwer, R., Hoang, L. P., Davidson, M. D., 2017. A comparative study of transaction costs of payments for forest ecosystem services in Vietnam. *Forest Policy and Economics* 80: 141-149. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.03.017>.
- Poteete, A. R., Janssen, M. A., Ostrom, E., 2010. *Working together. Collective Action, the Commons, and Multiple Methods in Practice*. Princeton University Press.
- Pretty, J., Ward, H., 2001. Social Capital and the Environment. *World Development* 29 (2): 209-227. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(00\)00098-X](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(00)00098-X).
- Prokopy, L. S., Floress, K., Arbuckle, J. G., Church, S. P., Eanes, F. R., Gao, Y., Gramig, B. M., Ranjan, P., Singh, A. S., 2019. Adoption of agricultural conservation practices in the United States: Evidence from 35 years of quantitative literature. *Journal of Soil and Water Conservation* 74 (5): 520-534. <https://doi.org/10.2489/jswc.74.5.520>.
- Rambonilaza, T., Amblard, L., Revol, H., 2013. De l'offre de paysage à la production paysagère: l'économie des chemins ruraux. *Paysage et développement durable*: 77-88.

- Rana, P., Chhatre, A., 2017. Beyond committees: Hybrid forest governance for equity and sustainability. *Forest Policy and Economics* 78: 40-50. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.01.007>.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Hassan, R., Kaspersen, R., Leemans, R., May, R. M., McMichael, A. J., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R. T., Zakri, A. H., Shidong, Z., Ash, N. J., Bennett, E., Kumar, P., Lee, M. J., Raudsepp-Hearne, C., Simons, H., Thonell, J., Zurek, M. B., 2005. *Ecosystems and human well-being - Synthesis: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington D.C.: Island Press.
- Risvoll, C., Fedreheim, G. E., Sandberg, A., BurnSilver, S., 2014. Does Pastoralists' Participation in the Management of National Parks in Northern Norway Contribute to Adaptive Governance? *Ecology and Society* 19 (2): <https://doi.org/10.5751/ES-06658-190271>.
- Robinson, B. E., Li, P., Hou, X., 2017. Institutional change in social-ecological systems: The evolution of grassland management in Inner Mongolia. *Global Environmental Change* 47: 64-75. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.08.012>.
- Rogge, K. S., Reichardt, K., 2016. Policy mixes for sustainability transitions: An extended concept and framework for analysis. *Research Policy* 45 (8): 1620-1635. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2016.04.004>.
- Ruto, E., Garrod, G., 2009. Investigating farmers' preferences for the design of agri-environment schemes: a choice experiment approach. *Journal of Environmental Planning and Management* 52 (5): 631-647. <https://doi.org/10.1080/09640560902958172>.
- Samuelson, P. A., 1954. The Pure Theory of Public Expenditure. *The Review of Economics and Statistics* 36 (4): 387-389. <https://doi.org/10.2307/1925895>.
- Sattler, C., Barghusen, R., Bredemeier, B., Dutilly, C., Prager, K., 2023. Institutional analysis of actors involved in the governance of innovative contracts for agri-environmental and climate schemes. *Global Environmental Change* 80: 102668. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102668>.
- Saussier, S., Yvrande-Billon, A., 2007. *Economie des coûts de transaction*. La Découverte.
- Schlager, E., Blomquist, W., Tang, S. Y., 1994. Mobile flows, storage, and self-organized institutions for governing common-pool resources. *Land Economics*: 294-317. <https://doi.org/10.2307/3146531>.
- Schleyer, C., 2012. *Institutioneller Wandel von Meliorationssystemen: eine vergleichende Studie in Ostdeutschland und Polen*. Shaker.
- Schlüter, M., Haider, L. J., Lade, S. J., Lindkvist, E., Martin, R., Orach, K., Wijermans, N., Folke, C., 2019. Capturing emergent phenomena in social-ecological systems: an analytical framework. *Ecology and Society* 24 (3): <https://doi.org/10.5751/ES-11012-240311>.
- Schlüter, M., Lindkvist, E., Wijermans, N., Polhill, G., 2022. Agent-based modelling. *The Routledge Handbook of Research Methods for Social-Ecological Systems*: 383-397.
- Schomers, S., Sattler, C., Matzdorf, B., 2015. An analytical framework for assessing the potential of intermediaries to improve the performance of payments for ecosystem services. *Land Use Policy* 42: 58-70. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.06.025>.
- Schoon, M., Van der Leeuw, S., 2015. The shift toward social-ecological systems perspectives: insights into the human-nature relationship. *Natures Sciences Sociétés* 23 (2): 166-174. 10.1051/nss/2015034.

- Shahab, S., Clinch, J. P., O'Neill, E., 2019. An Analysis of the Factors Influencing Transaction Costs in Transferable Development Rights Programmes. *Ecological Economics* 156: 409-419. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.05.018>.
- Shortle, J. S., Abler, D. G., Ribaud, M., 2001. Agriculture and Water Quality: the Issues. In: J. S. Shortle, D. G. Abler. Environmental policies for agricultural pollution control. CABI Publishing: 1-18.
- Simon, H., 1979. Rational decision making in business organizations. *The American economic review* 69 (4): 493-513. <https://www.jstor.org/stable/1808698>.
- Sorrell, S., Sijm, J., 2003. Carbon Trading in the Policy Mix. *Oxford Review of Economic Policy* 19 (3): 420-437. <https://doi.org/10.1093/oxrep/19.3.420>.
- Stallman, H. R., 2011. Ecosystem services in agriculture: Determining suitability for provision by collective management. *Ecological Economics* 71: 131-139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.08.016>.
- Stallman, H. R., James, H. S., 2015. Determinants affecting farmers' willingness to cooperate to control pests. *Ecological Economics* 117: 182-192. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.07.006>.
- Steinberg, P. F., 2007. Causal Assessment in Small-N Policy Studies. *Policy Studies Journal* 35 (2): 181-204. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0072.2007.00215.x>.
- Theesfeld, I., Schleyer, C., Aznar, O., 2010. The procedure for institutional compatibility assessment: ex-ante policy assessment from an institutional perspective. *Journal of Institutional Economics* 6 (3): 377-399. <https://doi.org/10.1017/S1744137410000056>.
- Thiel, A., Adamseged, M. E., Baake, C., 2015. Evaluating an instrument for institutional crafting: How Ostrom's social-ecological systems framework is applied. *Environmental Science & Policy* 53: 152-164. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.020>.
- Thiel, A., Schleyer, C., Hinkel, J., Schlüter, M., Hagedorn, K., Bisaro, S., Bobojonov, I., Hamidov, A., 2016. Transferring Williamson's discriminating alignment to the analysis of environmental governance of social-ecological interdependence. *Ecological Economics* 128: 159-168. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.04.018>.
- Torres Guevara, L. E., Schlüter, A., Lopez, M. C., 2016. Collective action in a tropical estuarine lagoon: adapting Ostrom's SES framework to Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *International Journal of the Commons* 10 (1): 334-362. <https://doi.org/10.18352/ijc.623>.
- Union Européenne, 2020. Directive (UE) 2020/2184 du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte). Union Européenne. Journal officiel de l'Union Européenne.
- Uthes, S., Matzdorf, B., 2013. Studies on Agri-environmental Measures: A Survey of the Literature. *Environmental Management* 51 (1): 251-266. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9959-6>.
- Van Huylenbroeck, G., Vuylsteke, A., Verbeke, W., 2009. Public Good Markets: The Possible Role of Hybrid Governance Structures in Institutions for Sustainability. In: V. Beckmann, M. Padmanabhan. *Institutions and Sustainability: Political Economy of Agriculture and the Environment - Essays in Honour of Konrad Hagedorn*. Springer Netherlands: 175-191.
- Vatn, A., 2018. Environmental Governance – From Public to Private? *Ecological Economics* 148: 170-177. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.010>.

- Villamayor-Tomas, S., Fleischman, F. D., Perez Ibarra, I., Thiel, A., van Laerhoven, F., 2014. From Sandoz to Salmon: Conceptualizing resource and institutional dynamics in the Rhine watershed through the SES framework. *International Journal of the Commons*: <https://doi.org/10.18352/ijc.411>.
- Villamayor-Tomas, S., Thiel, A., Amblard, L., Zikos, D., Blanco, E., 2019. Diagnosing the role of the state for local collective action: Types of action situations and policy instruments. *Environmental Science & Policy* 97: 44-57. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.03.009>.
- Vogt, J. M., Epstein, G. B., Mincey, S. K., Fischer, B. C., McCord, P., 2015. Putting the "E" in SES: unpacking the ecology in the Ostrom social-ecological system framework. *Ecology and Society* 20 (1): <https://doi.org/10.5751/ES-07239-200155>.
- Wade, R., 1987. The management of common property resources: collective action as an alternative to privatisation or state regulation. *Cambridge Journal of Economics* 11 (2): 95-106. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.cje.a035024>.
- Weber, C., McCann, L., 2015. Adoption of Nitrogen-Efficient Technologies by U.S. Corn Farmers. *Journal of Environmental Quality* 44 (2): 391-401. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.02.0089>.
- Weersink, A., Fulton, M., 2020. Limits to Profit Maximization as a Guide to Behavior Change. *Applied Economic Perspectives and Policy* 42 (1): 67-79. <https://doi.org/10.1002/aep.13004>.
- Williamson, O. E., 1981. The Economics of Organization: The Transaction Cost Approach. *American Journal of Sociology* 87 (3): 548-577. <https://doi.org/10.1086/227496>.
- Williamson, O. E., 1985. The economic institutions of capitalism. Firms, markets, relational contracting. New York Free Press.
- Williamson, O. E., 1991. Comparative Economic Organization: The Analysis of Discrete Structural Alternatives. *Administrative Science Quarterly* 36: 269-296.
- Williamson, O. E., 2000. The New Institutional Economics: Taking Stock, Looking Ahead. *Journal of Economic Literature* 38 (3): 595-613. <https://doi.org/10.1257/jel.38.3.595>.
- Williamson, O. E., 2010. Transaction Cost Economics: The Natural Progression. *American Economic Review* 100 (3): 673-690. <https://doi.org/10.1257/aer.100.3.673>.
- Wilts, H., O'Brien, M., 2019. A Policy Mix for Resource Efficiency in the EU: Key Instruments, Challenges and Research Needs. *Ecological Economics* 155: 59-69. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.05.004>.
- Yin, R. K., 1994. Case study research: Design and methods. SAGE Publications.
- Yoder, L., Wagner, C. H., Sullivan-Wiley, K., Smith, G., 2022. The Promise of Collective Action for Large-Scale Commons Dilemmas: Reflections on Common-Pool-Resource Theory. *The Commons Journal*: <https://doi.org/10.5334/ijc.1163>.
- Yoder, L., Ward, A. S., Dalrymple, K., Spak, S., Lave, R., 2019. An analysis of conservation practice adoption studies in agricultural human-natural systems. *Journal of Environmental Management* 236: 490-498. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.009>.
- Yom, S., 2015. From Methodology to Practice: Inductive Iteration in Comparative Research. *Comparative Political Studies* 48 (5): 616-644. <https://doi.org/10.1177/0010414014554685>.
- Young, O. R., 2002. The institutional dimensions of environmental change: fit, interplay, and scale. MIT press.



## ANNEXES

---

### Annexe 1 : Les variables de 2<sup>ème</sup> rang d'un système socio-écologique (McGinnis and Ostrom, 2014)

First-tier variable	Second-tier variables
Social, economic and political settings (S)	S1 – Economic development S2 – Demographic trends S3 – Political stability S4 – Other governance systems S5 – Markets S6 – Media organizations S7 – Technology
Resource systems (S)	RS1 – Sector (e.g., water, forests, pasture, fish) RS2 – Clarity of system boundaries RS3 – Size of resource system RS4 – Human-constructed facilities RS5 – Productivity of system RS6 – Equilibrium properties RS7 – Predictability of system dynamics RS8 – Storage characteristics RS9 – Location
Governance systems (GS)	GS1 – Government organizations GS2 – Nongovernment organizations GS3 – Network structure GS4 – Property-rights systems GS5 – Operational-choice rules GS6 – Collective-choice rules GS7 – Constitutional-choice rules GS8 – Monitoring and sanctioning rules
Resource units (RU)	RU1 – Resource unit mobility RU2 – Growth or replacement rate RU3 – Interaction among resource units RU4 – Economic value RU5 – Number of units RU6 – Distinctive characteristics RU7 – Spatial and temporal distribution
Actors (A)	A1 – Number of relevant actors A2 – Socioeconomic attributes A3 – History or past experiences A4 – Location A5 – Leadership-entrepreneurship A6 – Norms (trust-reciprocity)/social capital A7 – Knowledge of SES A8 – Importance of the resource (dependence) A9 – Technologies available
Action situation: Interactions (I) - Outcomes (O)	I1 – Harvesting I2 – Information sharing I3 – Deliberation processes I4 – Conflicts I5 – Investment activities I6 – Lobbying activities I7 – Self-organizing activities I8 – Networking activities I9 – Monitoring activities I10 – Evaluative activities O1 – Social performance measures (e.g., efficiency, equity, accountability, sustainability) O2 – Ecological performance measures (e.g., overharvested, resilience, biodiversity, sustainability) O3 – Externalities to other SESs
Related ecosystems (ECO)	ECO1 – Climate patterns ECO2 – Pollution patterns ECO3 – Flows into and out of focal SES



## **Annexe 2 : Attributs des sous-systèmes “Systèmes de ressource” (RS) et “Unités de ressources” (RU) proposés pour intégrer des variables écologiques dans le cadre SES (Vogt *et al.*, 2015)**

---

### **Resource systems (RS)**

---

- RS1 Sector (e.g., water, forests, pasture, fish)
  - RS2 Clarity of system boundaries
    - RS2-a Ecologically defined boundaries of the resource system (e.g., watershed, ecological zone boundaries, etc.)
    - RS2-b User-defined boundaries of a resource system
    - RS2-c Contiguity of resource system to adjacent ecosystems of the same type (e.g., type and quality of matrix ecosystems)
  - RS3 Size of resource system
    - RS3-a Extent of resource system in geographic area
    - RS3-b Resource system shape or configuration (e.g., edge to interior ratio)
    - RS3-c Fragmentation dynamics
    - RS3-d Size of different habitat or ecosystem types within the resource system (mosaic features)
  - RS4 Human-constructed facilities
    - RS4-a Facilitation of ecological movement (e.g., sewage outflows, species corridors)
    - RS4-b Impediments to ecological movement (e.g., dams, fences, roads)
  - RS5 Productivity of system
    - RS5-a Resource dynamics (e.g., water, light, nutrient availability)
    - RS5-b Community/species composition
  - RS6 Equilibrium properties
    - RS6-a Successional stage/trajectory
    - RS6-b Existence of alternative stable states and thresholds between states
    - RS6-c Frequency/timing of disturbance(s)
    - RS6-d Extent of disturbance(s)
    - RS6-e Magnitude/intensity of disturbance(s)
  - RS7 Predictability of system dynamic
    - RS7-a Stochasticity/uncertainty of driving forces (e.g., disturbances, populations dynamics)
    - RS7-b Probability of driving forces leading to a given outcome (or intermediate outcome)
    - RS7-c Variability (range of) of driving forces
    - RS7-d Time period that may be predicted
  - RS8 Storage characteristics
    - RS8-a Nutrient source-sink dynamics
    - RS8-b Spatial and temporal patterns in storage
  - RS9 Location
    - RS9-a Connectivity of resource system to nearby ecosystems of similar and different types
  - RS10 Ecosystem history
    - RS10-a Relevant geologic history
    - RS10-b Natural disaster history
    - RS10-c Human use and disturbance history
-

---

**Resource units (RU)**

---

## RU1 Resource unit mobility

## RU1-a Mobile resource units

## RU1-ai Outflows

## RU1-aii Inflows

## RU2-aiii Patch dynamics

## RU2-b Stationary resource units

## RU2 Growth or replacement rate

## RU2-a Length of time to reproductive maturity

## RU2-b Source-sink population dynamics (incl. migration patterns)

## RU2-c Effective population size and reproductive rate

## RU3 Interaction among resource units

## RU3-a Competition within species (intraspecific competition)

## RU3-b Competition between species (interspecific competition)

## RU3-c Predation (incl. herbivory, parasitism)

## RU3-d Mutualism

## RU3-e Multilevel trophic interactions/cascades

## RU4 Economic value

## RU4-a Subsistence value

## RU4-b Absolute economic value

## RU4-c Relative economic value

## RU5 Number of units

## RU5-a Population (and subpopulation) dynamics

## RU5-b Absolute size

## RU5-c Relative size (of the population or of individuals in the population)

## RU6 Distinctive markings

## RU6-a Natural distinctive markings

## RU6-b Artificial distinctive markings

## RU7 Spatial and temporal distribution

## RU7-a Spatial patchiness (heterogeneity of resource or habitat distribution over space)

RU7-b Temporal patchiness (heterogeneity of resource or habitat distribution over time, i.e., phenology)

---