



HAL
open science

**Agriculture et Environnement : une analyse
néo-institutionnelle de l'évolution des pratiques
agricoles. Le cas de la gestion quantitative de la
ressource en eau en Charente-Maritime**

Ornella Boutry

► **To cite this version:**

Ornella Boutry. Agriculture et Environnement : une analyse néo-institutionnelle de l'évolution des pratiques agricoles. Le cas de la gestion quantitative de la ressource en eau en Charente-Maritime. Economies et finances. Université de Poitiers, 2011. Français. NNT : . tel-00655767

HAL Id: tel-00655767

<https://theses.hal.science/tel-00655767>

Submitted on 2 Jan 2012

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 de Poitiers
Faculté de Sciences Economiques



**AGRICULTURE ET ENVIRONNEMENT :
UNE ANALYSE NEO-INSTITUTIONNELLE DE L'EVOLUTION
DES PRATIQUES AGRICOLES**

**LE CAS DE LA GESTION QUANTITATIVE
DE LA RESSOURCE EN EAU EN CHARENTE-MARITIME**

Thèse pour le doctorat ès Sciences Economiques

Présentée par

Ornella BOUTRY

et soutenue publiquement le 17 novembre 2011

MEMBRES DU JURY

M. Olivier Boub-Olga, Professeur, Université de Poitiers, **Directeur de thèse**

M. Jacques Mathé, Professeur Associé, Université de Poitiers

Mme Laura McCann, Professeur, Université du Missouri, **Rapporteur**

Mme Céline Nauges, Directeur de Recherche INRA, Université de Toulouse, **Rapporteur**

M. André Torre, Directeur de Recherche INRA, AgroParisTech

L'Université n'entend ni approuver ni désapprouver les opinions particulières du candidat.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué, de part leur soutien, leurs conseils ou leur collaboration, à l'élaboration de cette thèse.

Mes premiers remerciements vont à mon directeur de thèse, Olivier Bouba-Olga, pour la confiance qu'il m'a accordée et l'encadrement qu'il m'a offert tout au long de ce travail. Sa grande disponibilité, son soutien et ses encouragements m'ont aidée à aller au bout de ce projet. Il a su me transmettre ses connaissances scientifiques et sa passion pour la recherche.

Je tiens à remercier les membres du jury, Jacques Mathé, Laura McCann, Céline Nauges et André Torre, qui m'ont fait l'honneur d'accepter d'évaluer ce travail de thèse. Je les remercie également pour les différents échanges que nous avons pu avoir ensemble à différentes occasions, lors de colloques ou de journées d'études, et pour leurs conseils avisés.

Je remercie également toutes les personnes du CRIEF pour l'accueil et les conditions matérielles dont j'ai pu bénéficier au sein du laboratoire. Merci aux membres chercheurs pour leurs conseils et l'attention portée à mon travail, notamment lors des séminaires internes. Je tiens à remercier plus particulièrement Liliane Bonnal pour le temps qu'elle a bien voulu m'accorder et pour m'avoir fait partager ses connaissances en économétrie. Merci également à Pascal Chauchefoin et à Philippe Norel qui ont su répondre présents à chacune de mes sollicitations.

Mes remerciements vont ensuite à Marie Ferru et Audrey Rivaud pour leur accueil dans le bureau des doctorants, leur soutien quotidien durant ces années de doctorat passées ensemble et les nombreuses relectures. Merci aussi à Annabelle Sauvent, Céline Allo et Benjamin Guimond pour leur aide précieuse et leurs encouragements.

Je tiens ensuite à remercier les personnes qui ont participé à mes investigations empiriques. Merci à la DRAAF Poitou-Charentes, au Centre d'Economie Rurale, aux agences de l'eau Adour-Garonne et Loire-Bretagne et à la DDTM de Charente-Maritime pour m'avoir fourni des matériaux empiriques sur les agriculteurs de mon territoire d'étude. Un grand merci aussi à l'ensemble des professionnels et institutionnels qui ont accepté de me recevoir et de me faire profiter de leurs connaissances et de leurs expériences.

Les nombreuses rencontres réalisées lors des différents colloques et séminaires auxquels j'ai participé (ISNIE, AFSE, ESNIE, ASRDLF, Seder...) ont permis d'enrichir mes réflexions. Je remercie plus spécialement Gilles Grolleau, Philippe Jeanneaux, Claude Lacour, Marie Delaplace, Clarisse Cazals et Tina Rambonilaza.

Je souhaite également remercier le Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche pour le financement accordé à mon travail de recherche.

Mes remerciements vont ensuite à mes proches et amis pour leur gentillesse, leur bonne humeur et la compréhension dont ils ont fait preuve. J'adresse une pensée particulière à Emilie Bourdu, qui a porté pendant ces années de thèse, la double casquette d'amie et de collègue doctorante, et m'a accompagnée à plus d'un titre durant cette aventure. Je lui en suis extrêmement reconnaissante.

J'adresse bien sûr un grand merci aux membres de ma famille pour leur présence et leurs encouragements. Enfin et surtout, merci à Yves, pour son soutien quotidien et sa compréhension dans les périodes de doute et de découragement. Il m'a permis de réaliser et d'achever ce travail sereinement et dans les meilleures conditions possibles.

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS	3
SOMMAIRE	5
INTRODUCTION GENERALE	7
Chapitre 1 : Le traitement des externalités en économie : l'intérêt d'une approche « véritablement » coasienne.....	17
Section 1 : Un historique des tentatives de définition du concept d'externalité : vers une justification de l'intervention étatique.....	19
Section 2 : Le Théorème de Coase : remise en cause de la nécessité de l'intervention de l'Etat	31
Section 3 : La théorie économique de la politique environnementale : reflet des théories sur les externalités	40
Section 4 : Une lecture coasienne du « Problème du Coût Social » : le rôle des coûts de transaction.....	57
Chapitre 2 : Une grille d'analyse néo-institutionnelle des problèmes environnementaux.	71
Section 1 : La méthode d'analyse comparative de la Théorie des Coûts de Transaction.....	74
Section 2 : Les composantes transactionnelle et « socio-institutionnelle » des problèmes d'environnement.....	88
Section 3 : Le problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime	109
Chapitre 3 : Le rôle de l'environnement institutionnel formel : impact des politiques agricole et environnementale sur les pratiques d'irrigation	125
Section 1 : Incidences de la politique agricole sur les trajectoires productives	128
Section 2 : Politique environnementale : la gestion de l'eau en Charente-Maritime	143
Section 3 : Evolution des pratiques d'irrigation : une analyse économétrique sur les exploitations de Charente-Maritime	160
Chapitre 4 : Analyse des freins aux modifications des pratiques des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime.....	177
Section 1 : Une justification économique de l'irrigation ?.....	180
Section 2 : Le poids du passé sur les stratégies productives des agriculteurs	191
Section 3 : La nécessaire prise en compte des coûts de transaction : le cas des MAE.....	209
CONCLUSION GENERALE	223
ANNEXES	233
BIBLIOGRAPHIE	241
TABLE DES MATIERES	263
TABLE DES TABLEAUX.....	268
TABLE DES FIGURES.....	269

INTRODUCTION GENERALE

Les problèmes environnementaux liés à la ressource en eau sont sources de préoccupations croissantes à la fois de la part du monde politique, de la communauté scientifique et de la société civile. Cette attention particulière est relativement récente, puisqu'elle n'est véritablement apparue sur la scène internationale que dans les années 1960, dans le cadre de la prise de conscience plus globale des problèmes d'environnement qui caractérise cette période de forte croissance économique. Si la problématique de l'eau possède une dimension mondiale, les situations elles, sont très diverses d'un territoire à un autre. La France est ainsi considérée comme un pays disposant d'une ressource en eau confortable voire abondante (ressource interne de l'ordre de 170 milliards de mètres cube par an, soit 2 800 mètres cube par habitant et par an), mais cette dernière affiche une répartition spatiale inégale et son niveau varie selon les saisons, tout comme celui des prélèvements qu'elle subit. On observe par ailleurs ces dernières années une tendance à l'accroissement de la fréquence et/ou de la sévérité des épisodes de sécheresse, souvent mises en évidence par l'apparition de conflits d'usage sur les territoires où se posent des problèmes quantitatifs. La question de la gestion de la ressource apparaît dans ces conditions comme d'autant plus prégnante que les problèmes autour de la ressource en eau ont des implications économiques et sociales notables.

La question des problèmes environnementaux est habituellement traitée, au sein de la science économique, à travers la notion d'externalité (Marshall, 1879 ; Pigou, 1920). Une externalité désigne le fait qu'un acteur économique affecte le bien-être d'un autre acteur sans que ce dernier ne paie ou ne reçoive une compensation à travers les mécanismes de marché. Ce type de situation est considéré au sein de la théorie néoclassique comme une défaillance de marché. Ainsi, la ressource en eau, en tant que bien faisant l'objet d'externalités, conduit à traiter la question de l'internalisation. La problématique générale de cette thèse s'inscrit dans la continuité de ces travaux.

Les problèmes autour de la ressource en eau possèdent, comme de nombreux problèmes environnementaux, une forte dimension territoriale. Les caractéristiques physiques du territoire et son organisation spatiale influencent le type de ressource (eau souterraine, eau de

surface...), ainsi que l'accès, la disponibilité et la qualité de la ressource en eau présente sur le territoire. Mais l'appréhension du caractère spatialisé de la ressource ne constitue qu'une des composantes de la dimension territoriale des problèmes environnementaux. L'espace anthropisé de déploiement d'un problème environnemental invite également à rendre compte des activités en place sur le territoire et de leur relation avec la ressource en eau. Au total, la dimension territoriale renvoie, en plus de l'inscription spatiale de la ressource environnementale, aux contextes économiques, institutionnels, sociaux... des problèmes d'environnement. Ces éléments nécessitent d'être observés sous un angle dynamique, dans le but de mieux comprendre les enjeux inhérents à l'utilisation de la ressource et à la gestion des problèmes environnementaux, ces enjeux étant eux-mêmes en mesure d'évoluer dans le temps.

Les usages de la ressource en eau sont nombreux. L'eau possède tout d'abord une fonction environnementale puisque les milieux aquatiques forment le lieu de vie et de reproduction de la faune et de la flore aquatique. Elle possède également une fonction sanitaire puisqu'elle est le support de l'alimentation en eau potable des populations. Enfin, elle possède de nombreuses fonctions économiques telles que l'irrigation agricole, les activités touristiques, les activités conchylicoles, les activités industrielles... La multiplication des fonctions économiques de la ressource, observée au cours du XX^{ème} siècle, en plus des fonctions environnementales et sanitaires, ajoutée aux situations de concurrence et d'externalités qui peuvent apparaître entre les usagers, permettent de prendre la mesure de la complexité des relations d'interdépendances entre la ressource en eau et les systèmes anthropiques. De plus, l'eau étant le support de ces activités économiques, sa gestion constitue un enjeu de développement territorial durable.

La question de la gestion des problèmes d'environnement liés à l'utilisation de la ressource en eau est ainsi un enjeu majeur en termes de politiques publiques et constitue l'objet de notre thèse. Nous souhaitons plus précisément par ce travail contribuer à **améliorer les processus de décision publique dans le cadre de la gestion quantitative de la ressource en eau à l'échelle des territoires.**

La problématique générale de notre thèse n'est pas nouvelle. Les problèmes d'environnement font en effet l'objet d'une littérature abondante en science économique. La manière avec laquelle nous la traitons, sur le plan conceptuel et théorique, permet toutefois d'enrichir les travaux existants. Nous décalons notre regard par rapport à l'essentiel des recherches réalisées

dans ce domaine puisque nous cherchons à révéler le rôle du contexte dans le cadre des problématiques environnementales, en nous appuyant d'une part, sur l'exploitation économétrique de données statistiques originales, et d'autre part, sur l'analyse d'informations plus qualitatives recueillies lors d'entretiens menés auprès d'experts ou d'acteurs concernés.

Positionnement de la thèse

Deux courants de pensée servent de fondement à la théorie économique des externalités. D'un côté, la notion d'externalité apparaît, suivant la tradition pigouvienne (1932), comme un instrument de justification de l'intervention de l'Etat pour retrouver une allocation efficace des ressources. De l'autre, elle fait l'objet de critiques virulentes de la part des partisans du laisser-faire, ces derniers soulignant, en se basant sur le Théorème de Coase (1960), l'intérêt du recours au marché. Ces débats théoriques sont majoritairement dictés par la volonté de démontrer la supériorité de l'une ou l'autre des deux solutions dans toutes les situations. Sans revenir en détail sur les critiques adressées à ces approches théoriques des externalités, centrées sur les questions d'allocation des ressources, nous soulignons le fait qu'elles restent focalisées sur une unique solution au problème de coordination posé par la présence d'une externalité – Etat d'une part, marché d'autre part – et qu'elles peinent à intégrer les éléments de contexte liés à la spécificité de chaque problème environnemental. Dès lors, à la suite d'une lecture véritablement coasienne du « Problème du Coût Social » (Coase, 1960), basée sur l'hypothèse de coûts de transaction positifs, nous reconnaissons dans cette thèse l'existence d'une pluralité de modalités de coordination des acteurs économiques – sans préjuger *a priori* de la supériorité d'une modalité sur les autres – et la nécessité d'une conceptualisation des éléments contextuels pour juger de la pertinence de ces modalités de coordination.

Nous proposons ainsi de développer une **grille d'analyse néo-institutionnelle des problèmes d'environnement centrée sur la prise en compte des éléments de contexte**. La mobilisation de cette grille nous permet ainsi de dépasser les deux principales limites évoquées précédemment **en analysant d'une part, les caractéristiques du problème de coordination posé, et en montrant d'autre part, le rôle structurant des éléments constitutifs du système de contraintes et d'incitations dans lequel les individus évoluent et prennent leurs décisions**. Nous insistons sur le rôle de déterminants potentiels des comportements stratégiques des agents économiques peu pris en compte dans la littérature existante. Cette

démarche nous permet i) de mieux comprendre l'origine des problèmes environnementaux, ii) de montrer la mise en échec relative de certains instruments de gestion des problèmes d'environnement, et iii) d'expliquer ces échecs par l'appréhension des logiques qui sous-tendent les décisions des agents économiques.

L'enchaînement analytique de notre thèse, centré sur la prise en compte du contexte, est formé de deux grandes composantes, qui correspondent en fait aux deux grandes étapes de notre démarche de conceptualisation.

Nous proposons, dans un premier temps, d'étendre, dans la lignée des travaux de Coase, le programme de recherche transactionnel à la problématique environnementale. L'existence d'une interaction environnementale entre les agents autorise en effet une remobilisation des concepts transactionnalistes, dans le cadre d'un questionnement relatif au mode d'organisation de cette interaction. Nous élaborons donc une grille d'analyse transactionnelle des problèmes d'environnement, nous permettant, à travers l'analyse des attributs d'une transaction environnementale, d'appréhender les éléments contextuels susceptibles d'influer sur le niveau des coûts de transaction. Ceci nous permet de caractériser plus finement le problème environnemental, notamment à travers l'analyse de ses composantes physiques et anthropiques, et ainsi de mieux comprendre les logiques inhérentes à son apparition et à sa gestion. Nous sommes alors en mesure de questionner la pertinence de différentes modalités de coordination des agents autour des ressources environnementales.

Si les approches transactionnelles permettent une prise en compte indéniable des éléments de contexte, certains éléments relevant de l'environnement institutionnel, susceptibles d'influer sur les comportements des agents économiques, sont à notre sens insuffisamment intégrés au sein de cette littérature. Nous élaborons donc, dans un deuxième temps, une typologie « socio-institutionnelle », capable d'améliorer la compréhension de la situation et des positionnements stratégiques des acteurs impliqués dans un problème environnemental. Nous proposons plus précisément de remobiliser la distinction analytique proposée par North (1990) entre environnement institutionnel formel (règles formelles) et environnement institutionnel informel (représentations collectives) et de compléter ces éléments par une prise en compte du rôle des réseaux sociaux sur les comportements des agents économiques, en nous référant pour cela aux travaux de la Nouvelle Sociologie Economique. L'analyse de ces trois éléments nous permet, dans une perspective plus macro-économique, d'appréhender de manière plus stimulante les comportements des agents économiques et les logiques qui sous-tendent l'élaboration de leurs stratégies.

Démarche empirique

Nous avons choisi de mobiliser la grille théorique développée pour traiter la question de la gestion quantitative de la ressource en eau dans le département de la Charente-Maritime (département situé sur la côte ouest de la France, dans la région Poitou-Charentes, *cf.* Annexe 1). Les caractéristiques de ce cas d'étude sont en effet particulièrement pertinentes au regard de notre problématique : du fait des nombreuses et graves crises quantitatives qui marquent le territoire depuis les années 2000, en lien avec le décalage important observé entre la disponibilité de la ressource en eau et les besoins anthropiques, la Charente-Maritime est apparue comme l'un des départements français les plus conflictuels en ce qui concerne l'usage quantitatif de la ressource. La ressource en eau est par ailleurs mobilisée par plusieurs activités économiques jouant un rôle central dans le dynamisme économique du territoire (agriculture, activités touristiques, conchyliculture).

Les matériaux empiriques sont de deux natures. Nous mobilisons d'une part des données quantitatives issues de deux bases – une base de données issue des déclarations des agriculteurs dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC) et une base de données issue des fichiers-clients du Centre d'Economie Rurale – sur lesquelles nous réalisons différents traitements statistiques et économétriques. Nous utilisons d'autre part des données qualitatives issues de plusieurs séries d'enquêtes auprès d'acteurs du territoire (représentants professionnels, membres d'associations, représentants des services déconcentrés de l'Etat, gestionnaires de la ressource, experts agricoles, agriculteurs irrigants). A travers la mobilisation de ces deux corpus de données, qualitatif et quantitatif, notre travail empirique combine les avantages liés à la réalisation d'études de cas – en collectant des informations qualificatives essentielles – et les avantages liés aux études quantitatives – grâce à la réalisation de traitements économétriques plus systématiques.

Organisation de la thèse

La thèse comporte quatre chapitres. Le premier chapitre présente les grands fondements théoriques de la littérature traitant des problèmes d'externalité. Le deuxième chapitre présente le cadre d'analyse élaboré pour traiter la question de recherche. Le troisième et le quatrième chapitres présentent les résultats des travaux empiriques.

Nous nous attachons dans le **chapitre 1** à rendre compte, dans une perspective historique, de la manière dont les problèmes d'externalités sont traités dans la littérature économique. Notre revue de la littérature montre en quoi les approches théoriques traditionnelles des externalités, centrées sur une unique solution au problème de coordination posé (Marché *versus* Etat) et marquées par l'absence d'une prise en compte du rôle des éléments de contexte, peuvent être dépassées par l'approche en termes de coûts de transaction proposée par Coase. Nous soutenons donc, à l'issue de ce premier chapitre, l'intérêt d'une conceptualisation des éléments contextuels lorsqu'il s'agit d'appréhender la question des modalités de gestion des problèmes d'environnement.

Le **Chapitre 2** a pour objet la présentation de notre grille d'analyse néo-institutionnelle des problèmes environnementaux. Nous proposons un croisement original entre les outils de la Théorie des Coûts de Transaction – à mêmes de caractériser les spécificités d'un problème environnemental donné et de questionner la pertinence de différentes modalités de coordination – et un ensemble de variables relatives à l'environnement institutionnel (formel et informel) et aux réseaux sociaux – à mêmes d'appréhender les comportements des agents économiques impliqués dans un problème environnemental. L'application de la composante transactionnelle de notre grille d'analyse à notre cas d'étude, la gestion quantitative de la ressource en eau en Charente-Maritime, met en évidence d'une part, sa capacité à analyser le contexte de déploiement d'un problème environnemental, et d'autre part, la nécessité de compléter ce type d'analyse par la mobilisation d'une composante « socio-institutionnelle ». Ce travail de contextualisation du problème environnemental nous permet également de nous prononcer, en première analyse, sur le principe d'une intervention étatique, et nous conduit à centrer la suite de nos recherches appliquées sur le collectif agricole.

Nous nous concentrons donc dans le **chapitre 3** sur l'analyse de l'influence de l'environnement institutionnel formel (européen et français) sur les comportements stratégiques des agriculteurs. Nous rendons compte plus précisément de l'évolution du système de gouvernance agricole et de la politique de gestion de l'eau et de leurs incidences sur les trajectoires et les pratiques productives des agriculteurs, plus particulièrement des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime. Nous appréhendons ainsi les effets combinés des deux politiques sur les comportements des exploitants irrigants et nous rendons compte de l'efficacité de certains instruments de politique environnementale vis-à-vis des pratiques d'irrigation.

Dans le **chapitre 4**, nous complétons notre analyse des déterminants des comportements stratégiques des agriculteurs, en nous focalisant sur les représentations collectives des exploitants (environnement institutionnel informel) et sur les réseaux sociaux tissés par les acteurs du monde rural. Nous sommes ainsi amenés à mettre en évidence l'existence de freins, à la fois internes et externes aux exploitations agricoles, à un repositionnement stratégique des exploitations en direction d'une meilleure prise en compte des enjeux environnementaux, notamment en ce qui concerne la ressource en eau.

Principaux résultats

Il ressort de ces quatre chapitres plusieurs grands résultats théoriques et empiriques, qui permettent d'appréhender dans une perspective nouvelle la question de la gestion des problèmes d'environnement.

Sur le plan théorique, nous proposons une grille d'analyse des problèmes environnementaux construite dans le but de prendre en compte les éléments de contexte selon une conception élargie.

i) Nous élaborons tout d'abord une grille d'analyse transactionnelle adaptée à la problématique environnementale, composée d'une grille des attributs des transactions environnementales (structure de transaction, incertitude, spécificité des actifs et système de droits de propriété) et d'une typologie des modes de gestion potentiellement mobilisables (intégration, marchandage, réglementation et laisser-faire). Ce cadre d'analyse permet ainsi d'étudier, dans un cadre plutôt-micro-économique, les caractéristiques structurantes des problèmes environnementaux, et de rendre compte de l'incidence de ces dernières sur la détermination des modalités de gestion.

ii) Nous proposons ensuite de compléter cette première grille avec une typologie, que nous qualifions de « socio-institutionnelle », élaborée à partir des travaux de North (1990) et enrichie des apports de la Nouvelle Sociologie Economique. Nous identifions ainsi, cette fois dans une perspective plus macro-économique, trois éléments (environnement institutionnel formel, environnement institutionnel informel et réseaux sociaux) susceptibles d'impacter les comportements des agents économiques. La prise en compte de ces dimensions d'un point de vue évolutif nous conduit à appréhender la façon dont ces dernières interagissent et nous permet de rendre compte de la situation des agents impliqués et des logiques qui sous-tendent leurs prises de décision.

En améliorant la compréhension des comportements des agents économiques, notre grille d'analyse néo-institutionnelle met en lumière les éléments sur lesquels il est envisageable d'agir, afin d'améliorer la gestion de la ressource en eau. Ainsi, notre grille d'analyse permet d'éclairer les décideurs publics sur les dynamiques à l'œuvre sur les territoires et d'améliorer leurs prises de décision.

Sur le plan empirique, la contextualisation du problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime, permise par la mobilisation de notre grille d'analyse transactionnelle, nous conduit à reconnaître, en première analyse, l'intérêt de l'intervention de l'Etat. Compte tenu du rôle structurant de l'irrigation agricole sur l'état quantitatif de la ressource en eau dans le département, du contexte de gestion intégrée des ressources en eau (GIRE)¹ et des objectifs de bon état des eaux assignés par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE), les actions de l'Etat en Charente-Maritime s'orientent fortement vers une diminution des prélèvements agricoles sur la ressource. Nous choisissons ainsi de centrer la suite de notre analyse appliquée sur le collectif agricole et questionnons plus particulièrement l'impact des interventions de l'Etat sur les comportements des agriculteurs irrigants du département et l'existence de possibles blocages à une modification des pratiques agricoles. Pour répondre à ces questions, nous proposons de mobiliser les éléments constitutifs de notre typologie « socio-institutionnelle ». Autrement dit, nous analysons l'impact de l'environnement institutionnel formel, de l'environnement institutionnel informel et des réseaux sociaux sur les comportements des agriculteurs de Charente-Maritime.

S'agissant de l'environnement institutionnel formel, nos investigations empiriques nous permettent de révéler deux résultats importants.

i) Le contexte de marché actuel, en renforçant la sensibilité des exploitants aux prix des produits agricoles, joue à l'encontre d'une diminution des pressions exercées sur la ressource en eau par l'activité agricole. En effet, la libéralisation du secteur agricole, en renforçant les exigences en matière de compétitivité et en augmentant les risques, représente, pour des exploitations inscrites dans une logique productiviste, à l'image des exploitations irrigantes en grands cultures de Charente-Maritime, des incitations à maintenir voire à renforcer l'intensification des systèmes productifs. Dans ce cadre, l'irrigation reste primordiale pour l'organisation productive, étant donné la garantie qu'elle procure au niveau des rendements,

¹ La politique française de l'eau renvoie aujourd'hui aux principes de la GIRE, cette dernière étant basée sur la reconnaissance de l'ensemble des usages de l'eau et la prise en compte des objectifs sociaux, économiques et environnementaux.

sur le plan quantitatif et sur le plan qualitatif. Parallèlement à cela, nous notons une intégration croissante des enjeux environnementaux au sein du système de gouvernance agricole et un durcissement de la politique de gestion de l'eau en Charente-Maritime. Ces deux constats nous conduisent donc à révéler l'existence de contradictions potentielles, d'une part au sein de la Politique Agricole Commune (PAC), entre l'objectif de compétitivité du secteur agricole et l'objectif de protection et de valorisation des ressources naturelles, et d'autre part entre la politique agricole et la politique environnementale.

ii) Ces premiers résultats nous amènent à analyser les effets combinés des deux politiques (politique agricole et politique environnementale). Les traitements statistiques réalisés sur notre base de données issue des déclarations PAC nous permettent tout d'abord de montrer une tendance à la baisse des surfaces irriguées et de l'intensité d'irrigation en Charente-Maritime (part des surfaces irriguées dans la surface agricole utilisée d'une exploitation), ces évolutions attestant de l'impact de la politique environnementale sur les comportements des agriculteurs du département. Nos traitements économétriques (modèle de switching avec double sélection) permettent ensuite de préciser les déterminants de ces évolutions des pratiques d'irrigation. Nous montrons ainsi que l'instrument coercitif (arrêtés de restriction) impacte les comportements des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime, les instruments économiques (redevance-prélèvement) et volontaires (mesures agro-environnementales) n'ayant pas d'effet statistiquement significatif. Ces résultats viennent ainsi confirmer l'idée selon laquelle les considérations économiques priment, pour les agriculteurs irrigants de Charente-Maritime, inscrits dans une logique productiviste, face aux considérations environnementales.

S'agissant de l'étude de l'incidence de l'environnement institutionnel informel et des réseaux sociaux, nos investigations empiriques nous permettent de révéler trois résultats importants.

i) Nous montrons tout d'abord, à partir de traitements statistiques et économétriques (régression avec correction du biais de sélection) sur la base de données issue des fichiers du Centre d'Economie Rurale, que l'irrigation des grandes cultures de Charente-Maritime permet avant tout de maximiser les quantités produites, stratégie renvoyant ainsi à la logique productive impulsée au milieu du XX^{ème} siècle à travers la mise en œuvre du modèle modernisateur. Nos résultats attestent donc du poids de l'histoire sur les stratégies productives empruntées par les exploitants.

ii) Nous mettons ensuite en évidence le rôle de l'organisation sociale du monde rural (rôle des réseaux sociaux) et des représentations collectives qui y dominent (rôle de l'environnement

institutionnel informel) dans l'inertie des pratiques agricoles. Cette inertie, à la fois individuelle et sectorielle, permet d'expliquer les résistances à un changement de pratiques et à un repositionnement stratégique des irrigants en direction d'une meilleure intégration des enjeux environnementaux, notamment en ce qui concerne la ressource en eau.

iii) Nous soulignons enfin l'existence de freins relatifs aux coûts de transaction supportés par les agriculteurs dans le cadre de la contractualisation d'une mesure agro-environnementale, cette mesure ayant justement pour objet d'amorcer une dynamique de changement dans les processus de production agricole en direction d'une meilleure prise en compte de l'environnement.

Au total, notre travail empirique met en évidence le rôle structurant de déterminants habituellement peu étudiés de manière simultanée et dans une perspective dynamique. En effet, la mise en dialogue des dimensions identifiées – environnement institutionnel formel, environnement institutionnel informel et réseaux sociaux – nous permet de décrypter les logiques qui sous-tendent les comportements des agents économiques, et donc de mieux comprendre leur rapport à l'environnement. Ce type d'analyse nous conduit alors à mettre en exergue des éléments structurants qui nécessitent d'être pris en considération par les décideurs publics lors de la définition des politiques de gestion de la ressource en eau. Dans cette perspective, nous esquissons en conclusion un ensemble de préconisations en termes d'action publique.

CHAPITRE 1 :

LE TRAITEMENT DES EXTERNALITES EN ECONOMIE :

L'INTERET D'UNE APPROCHE « VERITABLEMENT » COASIENNE²

Le premier chapitre de cette thèse a pour objet la présentation du traitement des externalités dans la littérature économique, aussi bien au niveau de l'appréhension du concept d'externalité qu'au niveau de l'identification des solutions à mobiliser. Nous recensons les différentes acceptions de la notion d'externalité et mettons en évidence le fait que ces divergences au niveau de la définition du concept expliquent les positions elles-mêmes divergentes quant à la définition des solutions à ce phénomène. L'enjeu de ce premier chapitre est double. Premièrement, nous cherchons à appréhender plus précisément les enjeux qui entourent la notion d'externalité. Deuxièmement, nous montrons en quoi les approches théoriques des externalités centrées sur une unique solution au problème de coordination posé et marquées par une prise en compte limitée des éléments de contexte peuvent être dépassées par l'approche en termes de coûts de transaction proposée par Coase dans son article de 1960.

Notre revue de la littérature nous permet d'appréhender les nombreux débats et controverses qui entourent le concept d'externalité. Ces derniers vont impacter fortement la définition des solutions à mettre en œuvre. En effet, la notion d'externalité apparaît d'un côté, comme un instrument de justification de l'interventionnisme étatique, et de l'autre, comme un objet de critiques des partisans du laisser faire. Le théorème de Coase, issu de l'article « Le Problème du Coût Social » (Coase, 1960), joue un rôle primordial dans ces oppositions théoriques. Ce dernier établit que, sous certaines conditions (droits de propriétés définis et coûts de transaction nuls), la négociation décentralisée entre émetteur et récepteur d'une nuisance permet de remédier aux effets externes, remettant ainsi en cause la justification de prime abord de l'intervention de l'Etat. Mais le théorème de Coase renvoie en réalité à une lecture incomplète et réductrice de l'analyse que souhaitait développer Coase dans « Le Problème du Coût Social », et sous-estime ainsi la critique que l'auteur adressait à l'approche traditionnelle des externalités. Il ne représente en fait qu'une première étape dans l'introduction d'une nouvelle approche économique, basée sur l'existence de coûts de transaction positifs.

² Une large part des développements présentés dans ce chapitre est issue d'un article présenté en 2009 au XLVI^{ème} Colloque de l'ASRDLF (Association de Science Régionale De Langue Française), sous le titre « La gestion des externalités sur le littoral picto-charentais : une analyse néo-institutionnelle ».

Coase avait déjà utilisé la notion de coûts de transaction dans un précédent article, « La Nature de la Firme » (1937), pour expliquer l'existence des firmes en tant que mode d'organisation des activités alternatif au marché. Sur la base d'un raisonnement similaire, Coase considère, au sein du « Problème du Coût Social » (1960), l'existence d'une pluralité de modalités de gestion des problèmes d'externalités environnementales. Sans présumer *a priori* de la supériorité d'un mode de coordination sur un autre, il propose de réaliser un examen au cas par cas des coûts et bénéfices attachés à ces différentes solutions des externalités environnementales. En d'autres termes, la pertinence des divers modes de solution envisageables doit être appréhendée et appréciée relativement au contexte considéré et aux caractéristiques du problème traité.

Le chapitre est organisé de la manière suivante. Dans une première section, nous présentons, dans une perspective historique et sans prétention d'exhaustivité, différentes tentatives de définition du concept d'externalité depuis son origine jusqu'aux années 1960. Ces travaux ont pour point commun de prôner comme remède aux problèmes d'externalité une intervention de l'Etat, en vue de corriger le défaut dans l'allocation des ressources. Dans une seconde section, nous présentons le rôle du théorème de Coase dans la critique de l'acceptation pigouvienne du concept et donc de la nécessité de l'intervention étatique. Cette critique repose sur la démonstration de l'existence d'une solution négociée aux problèmes d'externalité. Nous nous efforçons ensuite de montrer, au sein d'une troisième section, l'impact des débats théoriques autour de la notion d'externalité sur la théorie économique de la politique environnementale, et notamment sur la gamme des instruments disponibles. Enfin, dans une quatrième section, nous présentons la « véritable » approche coasienne, qui représente une rupture radicale par rapport à l'interprétation traditionnelle de la notion d'externalité. La prise en compte des coûts de transaction sert de base à la démarche comparative coasienne entre les différents modes de coordination appréhendés comme autant de solutions potentiellement envisageables des problèmes d'externalités environnementales.

SECTION 1 :

UN HISTORIQUE DES TENTATIVES DE DEFINITION DU CONCEPT D'EXTERNALITE : VERS UNE JUSTIFICATION DE L'INTERVENTION ETATIQUE

L'objectif de cette section est de présenter, dans une perspective historique, les grandes étapes de la genèse du concept d'externalité. Nous procédons ainsi à une recension des définitions successives dont a fait l'objet ce concept, de l'introduction de la notion d'économie externe par Marshall jusqu'à l'interprétation moderne de l'externalité en tant que défaillance de marché. L'externalité est alors perçue au sein des différentes analyses recensées comme un élément de justification de l'intervention étatique.

Bien avant de trouver une matérialisation dans les problèmes environnementaux, la notion d'externalité avait déjà fait l'objet de nombreuses investigations théoriques. Les débats et les controverses, ainsi que l'évolution même de la dénomination du concept – économie externe, effet externe, puis externalité – montrent les difficultés rencontrées pour obtenir une définition à la fois précise et acceptée par tous (Berta, 2008). Dans ce cadre, de nombreux auteurs ont dénoncé le flou qui entourait le concept d'externalité. Scitovsky (1954, p.143) le considère comme l'un des « plus évasifs de la littérature économique » et pour lequel « [l]es définitions sont rares et insatisfaisantes ». Selon Buchanan et Stubblebine (1962, p.371), « les définitions rigoureuses du concept ne sont pas encore disponibles dans la littérature ». Selon Arrow (1969, p.133), « singulièrement aucune définition générale claire de ce concept [celui de bien collectif] et de celui plus général d'externalité n'apparaît dans la littérature ». On peut enfin citer Baumol et Oates (1988, p.14), ces derniers tenant un discours équivalent : « malgré le nombre de tentatives éclairantes pour définir le concept, nous restons avec le sentiment que nous n'en avons pas saisi toutes les ramifications ».

Plusieurs auteurs ont alors tenté successivement, pendant plus d'un demi-siècle, d'éclaircir la notion d'effet externe. L'appréhension contemporaine en tant que défaillance de marché est ainsi le résultat de ce long processus de définition. Sans viser un objectif d'exhaustivité, nous nous concentrons donc, dans cette première section, sur les tentatives qui ont marqué de manière significative l'évolution de la définition de la notion. Ce travail de recension nous permet de mettre en avant l'existence d'une préconisation commune à toutes ces discussions théoriques, soit le recours à l'intervention étatique pour contrer la sous-optimalité parétienne engendrée par la présence d'une externalité.

Les trois grandes étapes qui composent le processus de définition de la notion d'externalité vont guider l'organisation de notre section. Nous présentons ainsi, dans un premier point, l'approche marshallienne, considérée comme le point de départ de la théorie des externalités. Nous nous concentrons ensuite sur les apports de l'approche pigouvienne à l'évolution de la définition de l'externalité. Nous finissons par les approches post-pigouviennes à l'origine de la définition moderne du concept.

1. Introduction de la notion d'économie externe par Marshall (1879)

Marshall est le premier à introduire la notion d'économie externe (1879). Il la mobilise dans le cadre de son analyse de l'évolution de l'organisation industrielle, d'une part pour étudier les effets de la localisation des activités industrielles, et d'autre part, pour analyser, dans une perspective dynamique, le maintien de la structure concurrentielle en présence de rendements croissants. Plus précisément, l'économie externe apparaît à la fois comme un élément explicatif de la croissance de la productivité, et donc de l'existence de rendements croissants, à court terme, et de manière assez paradoxale à première vue, comme un élément préservant, à long terme, le caractère concurrentiel de l'organisation industrielle malgré l'introduction de l'hypothèse de rendements croissants.

L'analyse de Marshall est construite dans un souci de réalisme et selon un raisonnement déductif. Il cherche d'une part à décrire les avantages d'une inscription spatiale spécifique pour une firme. Il observe d'autre part une croissance durable et très rapide du revenu par habitant à la fin du XIX^{ème} et au début du XX^{ème} siècles, et cherche alors à expliquer ce phénomène tout en maintenant l'hypothèse de rendements factoriels décroissants.

Marshall distingue les notions d'économie interne à la firme et d'économie externe à la firme. La première, l'économie interne, dépend de l'organisation et de la taille de la firme, et plus globalement de tout ce qui permet une utilisation plus efficace des facteurs de production (travail et capital), telle que la division du travail ou le progrès technique. Elle favorise donc la grande taille. La seconde, l'économie externe, désigne l'impact positif de l'organisation industrielle sur une firme, du fait de sa localisation particulière ou de son appartenance à une branche particulière.

Ainsi, les économies internes sont liées à l'initiative des entreprises alors que les économies externes bénéficient à toutes les entreprises d'une même organisation industrielle de manière

égale. Dit autrement, les économies externes ne sont pas liées au développement d'une firme elle-même, mais au développement de l'organisation industrielle dans laquelle elle se trouve. Marshall (1898, p.459) propose donc de « diviser en deux catégories les économies résultant d'une augmentation de la production dans une branche quelconque : premièrement celles qui tiennent au développement général de l'industrie ; et, secondement celles qui tiennent aux ressources des entreprises individuelles s'occupant de cette branche de production, à leur organisation et à l'excellence de leur direction. Nous pouvons appeler les premières économies externes, et les secondes économies internes ».

La notion d'économie externe est mobilisée pour la première fois dans le cadre de son analyse des effets de la localisation d'une firme sur son niveau d'activité. Marshall désigne alors par le terme d'économies externes à la firme les avantages liés à la localisation et à l'environnement d'une firme, et non liées à l'initiative des firmes elles-mêmes. La notion d'économie externe introduite contient ainsi l'idée d'une interaction ou d'une interdépendance, en l'occurrence entre une firme et son environnement³.

L'auteur va ensuite réutiliser cette notion pour expliquer, dans une perspective dynamique, les conditions d'équilibre de long terme. Il recourt à la notion d'économie externe pour expliquer l'existence de rendements croissants : dans une perspective court-termiste, économies internes et économies externes participent conjointement à la croissance de la productivité des firmes. A long terme, il considère que les économies externes l'emportent sur les économies internes, expliquant la persistance du caractère concurrentiel de l'organisation industrielle malgré l'existence de rendements croissants (les économies externes ne favorisant pas une entreprise en particulier mais bénéficiant à toutes les entreprises de l'organisation industrielle). L'introduction du concept d'économie externe permet d'expliquer des situations où les rendements des facteurs sont décroissants pour les firmes alors que dans le même temps les rendements d'échelle sont croissants pour la branche. Marshall mobilise également l'idée de « cycle de vie » des firmes pour confirmer son intuition de maintien de la structure concurrentielle (Marshall, 1898).

Sa perception de la notion d'économie externe l'amène à critiquer la doctrine du maximum de satisfaction. Il estime ainsi que la concurrence, dans le cas de rendements croissants, n'assure pas une allocation optimale des facteurs, et qu'une intervention de l'Etat peut être légitimée

³ Cette caractéristique sera déterminante dans les tentatives de définition suivantes du concept qui nous intéresse.

pour augmenter le bien-être social, par exemple en subventionnant les entreprises à rendements croissants.

Enfin, si l'analyse de Marshall est centrée sur les producteurs, il esquisse un élargissement de son analyse aux consommateurs. Dans cette perspective, il distingue les biens externes (bénéfices inhérents à d'autres personnes) et les biens internes (bénéfices inhérents aux caractéristiques de la personne en question), en appliquant un raisonnement isomorphe à celui des producteurs et en posant toujours l'idée d'interdépendance⁴.

Les travaux de Marshall marquent le début d'un long processus de clarification du concept d'effet externe. L'idée de légitimation de l'intervention de l'Etat sera reprise par ses successeurs, mais la perspective dynamique propre à l'approche marshallienne sera elle progressivement abandonnée au profit d'une analyse statique de l'équilibre concurrentiel.

2. Les apports de l'analyse pigouvienne (1920)

Pigou (1920) propose une définition élargie de la notion d'économie externe dans le cadre d'une théorie statique de l'optimum, tout en maintenant l'idée d'une légitimité de l'intervention de l'Etat. Son travail aboutira à une nouvelle dénomination du concept : l'effet externe. La controverse des « boîtes vides », en référence à l'analyse marshallienne et l'analyse pigouvienne des externalités, permettra de préciser, en particulier à travers les travaux de Viner (1931), le domaine de validité de l'économie externe.

Dans le prolongement de la critique adressée par Marshall vis-à-vis de la doctrine du maximum de satisfaction en présence de rendements croissants, Pigou introduit deux nouveaux concepts, le produit marginal net social et le produit marginal net privé. L'allocation des ressources n'est plus optimale s'il existe une divergence entre ces deux types de produits marginaux. Le produit marginal net social est le rendement total net d'une augmentation marginale des ressources, alors que le produit marginal net privé est la part qui revient à celui qui a participé à cette augmentation marginale des ressources. La source des divergences entre les deux types de produits marginaux provient du fait qu'« une part du produit d'une unité de ressources consiste en quelque chose qui, au lieu d'être immédiatement

⁴ Il semble que Marshall était également conscient de la possible ambivalence des économies externes, mais il concentra son analyse sur les effets qui lui semblaient les plus importants, c'est-à-dire les effets bénéfiques.

attribué à la personne qui investit dans cette unité, revient, au contraire, en premier lieu à titre d'élément positif ou négatif, à d'autres personnes » (Pigou, 1932, p.174). Le produit marginal net social est égal au produit marginal net privé (Pmp) auquel on ajoute ou on soustrait l'effet externe, selon s'il est positif ou négatif. S'il est positif, le produit marginal social est supérieur au produit marginal privé (Pmp auquel on ajoute l'effet externe). S'il est négatif, le produit marginal social est inférieur au produit marginal privé (Pmp auquel on soustrait l'effet externe). L'introduction de ces deux produits est à la base de la définition pigouvienne de l'effet externe : écart entre le produit marginal privé et le produit marginal social qui est la matérialisation d'une répercussion de l'activité d'un agent économique sur d'autres agents ne donnant pas lieu à une compensation monétaire.

Pigou identifie trois sources de divergences entre le produit marginal social et le produit marginal privé. Un des cas de divergence identifié affecte les producteurs d'un bien identique, tandis que les deux autres cas impliquent le producteur d'un bien et un tiers. C'est là son apport fondateur pour l'évolution de la définition de la notion d'effet externe et plus largement pour la théorie des effets externes.

Le premier cas de divergences correspond à l'existence de firmes à rendements non constants (croissants ou décroissants) et renvoie ainsi clairement à l'analyse marshallienne. A l'époque, c'est le seul cas de divergence à être catégorisé par l'auteur en tant qu'économie externe et il forme selon lui la cause principale de divergence entre les deux types de produits marginaux identifiés. Cette catégorie de divergence renvoie au fait que, dans le cas de rendements non constants dans une industrie en situation concurrentielle, on observe des modifications des coûts (à la hausse ou à la baisse) pour les clients de cette industrie, à l'origine de divergence entre ses deux types de produits marginaux. Pigou propose alors le même type d'intervention étatique que Marshall pour rétablir l'égalité conférant l'optimalité, soit une politique de taxation-subsidation selon que les rendements soient décroissants ou croissants.

Les deux autres cas de divergence sont appréhendés par l'auteur comme des services non payés – dans le sens de non compensés – entre un producteur (acteur à l'origine de divergences entre les produits marginaux) et un tiers (« victime »), ce dernier pouvant être producteur d'un autre bien ou non producteur. Pigou (1932, p.183) définit cette source de divergence par le fait qu'« une personne A en même temps qu'elle fournit à une autre personne B un service déterminé pour lequel elle reçoit un paiement procure par la même occasion des avantages ou des inconvénients d'une nature telle qu'un paiement ne puisse être imposé à ceux qui en bénéficient ni une compensation prélevée au profit de ceux qui en

souffrent ». Ces développements pigouviens sur les causes des divergences entre produit marginal social et produit marginal privé sont à la base de l'interprétation moderne de la notion d'effet externe.

Pigou est à l'origine d'une distinction entre économie externe et déséconomie externe⁵ qui d'une part, apparaît comme la première catégorisation du concept, et d'autre part, va s'avérer primordiale dans l'analyse des problèmes environnementaux à travers le prisme de la théorie des externalités. L'auteur différencie les services non payés (économies externes) et les déservices non compensés (déséconomies externes), en s'appuyant notamment sur des illustrations empiriques dans le domaine environnemental (par exemple, effet bénéfique de l'implantation de forêt privée *versus* effet négatif de l'implantation d'une usine dans un quartier d'habitation). La notion de déséconomie externe désigne alors « un coût social non compensé, c'est-à-dire imposé à des tiers en dehors de toute transaction marchande » (Barde, 1992). En développant les concepts de services/déservices, Pigou introduit par la même occasion une nouvelle définition de l'extranéité des effets externes. L'extranéité n'est alors non plus appréciée relativement à la firme comme dans l'analyse marshallienne, mais relativement au marché, c'est-à-dire à l'échange marchand, ou plus largement à toute relation contractuelle.

Cette définition de l'extranéité va avoir un impact sur la détermination des solutions. En effet, on estime que l'analyse pigouvienne s'inscrit dans le prolongement des travaux de Sidgwick qui considère que les effets externes s'expliquent par leur « non appropriation » par leur émetteur⁶ (Caron, 1998). L'instauration d'une relation contractuelle – ou la modification d'une relation contractuelle existante – n'est donc pas une solution mobilisable, d'où la légitimité de l'intervention de l'Etat, dont la forme la plus évidente selon Pigou – et également la plus connue – correspond à la mise en place de taxes et de subventions. Cette lecture des travaux pigouviens, très présente en économie de l'environnement, est cependant restrictive. Elle réduit les modalités d'intervention pigouvienne de l'Etat à une politique de taxations-subventions, et plus largement, elle contraint Pigou dans le rôle d'un défenseur impénitent de l'intervention étatique. Ceci explique pourquoi la paternité de la solution interventionnisme lui est habituellement attribuée. Ceci conduit à ignorer le fait que Pigou, d'une part envisageait d'autres solutions mobilisables (réglementations directes ou accords

⁵ Pigou est à la base de cette distinction, mais il emploie très peu à la notion de déséconomie externe. Ce sont ses successeurs qui stabiliseront cette distinction en recourant au dyptique économie externe / déséconomie externe.

⁶ Sidgwick (1887, p.607) précise qu'« il existe des utilités qui, par leur nature, ne peuvent pas pratiquement être appropriées par ceux qui les produisent ».

volontaires par exemple), et d'autre part, était conscient des limites du fonctionnement étatique⁷.

La notion d'économie externe, introduite par Marshall, puis reprise et reformulée par Pigou, est à l'origine d'une controverse, nommée la controverse des « boîtes vides », du fait des difficultés à trouver des exemples empiriques pour illustrer le concept marshallien et des incohérences de l'analyse⁸. Des critiques portent sur l'utilité de la politique de subvention pigouvienne dans le cas des industries à rendements croissants. D'autres remises en causes concernent la délimitation du concept d'effet externe, et plus particulièrement la distinction stricte entre les rendements non constants et les effets externes. Notre objectif n'est pas ici de développer les débats, souvent confus, qui forment cette controverse, mais d'observer en quoi les travaux de Viner, élaboré dans le cadre de cette controverse, ont permis de clarifier le sens de la notion d'effet externe.

Viner (1931), dans le cadre d'une analyse d'équilibre en longue période, appréhende quatre situations distinctes : économies externes pécuniaires, économies internes pécuniaires, économies externes technologiques et économies internes technologiques. Le qualificatif « pécuniaire » renvoie à une variation des prix des facteurs alors que celui de « technologique » fait lui référence aux variations des coefficients techniques de production quand la production varie (*Ibidem*). Si l'on considère qu'un effet externe désigne un effet non transmis par le marché, seule l'économie externe technologique correspond à cette définition. L'économie externe pécuniaire fait au contraire référence à des effets transmis par le marché et n'engendre donc pas de sous-optimalité parétienne. Au total, en distinguant économie externe pécuniaire et économie externe technologique, Viner permet une distinction entre deux objets d'analyse distincts de l'économie externe : les mécanismes inhérents à la concurrence d'une part, et les impacts d'une activité sur une autre sans lien avec les mécanismes concurrentiels d'autre part (Ragni, 1992). Il expose également clairement le caractère symétrique de la notion d'externalité, introduit implicitement par Pigou. Ses travaux se concentrent sur les effets externes entre producteurs (non intégration des catégories d'acteurs non producteurs). L'approche de Viner, développée dans le cadre controversé de boîtes vides, permet donc de clarifier et de préciser le concept d'économie externe.

⁷ Selon Aguilera-Klink, “it would be fairer to call [Pigou] liberal or a staunch defender of negotiation or of voluntary agreements, given he devotes much more of his attention to these solutions” (Aguilera-Klink, 1994, cité par Caron, 1998, p. 67).

⁸ Clapham (1922) estime ainsi que ces travaux ne correspondent à aucune réalité.

Au total, ces développements post-marshalliens mettent en avant le caractère de sous-optimalité inhérent à la notion d'économie externe et interrogent dans le même temps le rôle de l'intervention de l'Etat. Les travaux suivants garderont la même démarche analytique.

3. Interprétation moderne de la notion d'externalité : justification de l'interventionnisme étatique

Ces travaux marquent le début de la conceptualisation véritablement moderne de la notion d'effet externe. En inscrivant la théorie des effets externes dans le cadre d'analyse de la théorie de l'équilibre concurrentiel, ils mettent en avant le rôle de l'effet externe dans la remise en cause de l'efficacité des marchés et proposent un élargissement du domaine de validité de la notion d'effet externe (la notion n'est plus circonscrite au champ de la consommation). Nous observerons dans un premier temps les apports de Meade (1952) et Scitovsky (1954), avant d'aborder dans un second temps la synthèse proposée par Bator (1958).

3.1. Meade (1952) et Scitovsky (1954)

Les travaux de Meade et Scitovsky sur les effets externes permettent de donner des nouveaux éléments de définition de la notion. Dans cette perspective, ils proposent de limiter le recours de la notion « (dés)économie externe » aux phénomènes qui empêchent la réalisation d'un équilibre concurrentiel optimal au sens de Pareto. Ils écartent ainsi les économies externes pécuniaires de la théorie des effets externes. Plus précisément, ils appréhendent les effets externes technologiques comme des situations d'interactions – ou interdépendances – directes, c'est-à-dire sans intermédiation marchande.

Si Meade est conscient que ces interactions directes peuvent avoir lieu entre producteurs et consommateurs, et plus largement entre deux catégories d'agents différentes, son analyse reste concentrée sur le domaine de la production et donc sur les interactions directes entre producteurs dans un cadre de concurrence parfaite. Il s'intéresse aux cas où l'activité d'une industrie agit sur la production d'une autre par un autre biais que celui des prix de la production et des facteurs de cette industrie (Meade, 1952) et accède donc à la définition des (dés)économies externes technologiques de Viner.

La classification des effets externes technologiques proposée par Meade a un rôle essentiellement historique dans ses apports à la définition de la notion d'effet externe⁹. Il distingue les « facteurs impayés » et les « atmosphères », en fonction d'une part, des rendements observés (au niveau individuel et au niveau collectif), et d'autre part de la nature du facteur transmis – bien privé si l'effet transmis a un caractère rival et bien collectif dans le cas contraire. Meade met en avant le caractère réciproque des deux types d'interactions directes qu'il analyse¹⁰. Enfin, les solutions préconisées par l'auteur s'inscrivent dans la plus pure tradition pigouvienne (taxes, subventions).

Meade élabore également la première formalisation mathématique de la notion d'effet externe. C'est pourquoi il est considéré par certains auteurs, notamment par Laffont (1977, p.18), comme « marquant le début de la théorie moderne des effets externes ».

Scitovsky (1954) va compléter les travaux de Meade (1952) concernant la caractérisation de la notion d'effet externe. D'une part, Scitovsky étend le domaine d'application de l'externalité au champ de la consommation, même s'il réserve l'usage de la notion de « (dés)économie externe » aux interactions entre producteurs. Il distingue au total quatre types d'interactions directes selon le statut des agents impliqués : 1) entre consommateurs, 2) entre producteurs, 3) de consommateurs vers producteurs, et 4) de producteurs vers consommateurs. Ainsi, la définition donnée par Meade est intégrée dans la typologie élargie de Scitovsky et représente un seul des cas. L'élargissement de la notion d'externalité du seul domaine de la production au domaine de la consommation est de ce fait clairement souligné. D'autre part, Scitovsky considère que la notion d'économie externe est pertinente dans ce qu'il appelle « la théorie de l'équilibre » – qui renvoie à la théorie de l'équilibre général concurrentiel – et il établit un lien entre l'existence d'interactions directes et le premier théorème de l'Economie du bien-être¹¹. Tout équilibre général concurrentiel est donc un optimum de Pareto, « *except when there is interdependence among the members of the economy that is direct, in the sense that it does not operate through the market mechanism* » (Scitovsky, 1954, p.144). Plus particulièrement, l'économie externe est alors « une cause de divergence entre profit privé et bénéfice collectif et donc, l'échec de la concurrence parfaite à introduire l'optimalité parétienne » (*Ibidem*, p.143). Au total, les interactions directes, parmi lesquelles les économies externes, sont

⁹ Les célèbres illustrations de Meade (1952) sont d'une part, le cas d'un apiculteur et du verger pour le facteur impayé, et d'autre part, le cas du reboisement d'un terrain et d'un producteur de blé pour la création d'atmosphère. Dans les deux cas, l'interaction directe résulte de l'existence d'un produit joint.

¹⁰ L'idée de réciprocité sera centrale dans l'analyse coasienne.

¹¹ Selon le premier théorème du bien-être, tout équilibre concurrentiel est un optimum de Pareto, c'est-à-dire qu'il est impossible d'accroître l'utilité d'un agent sans diminuer celle d'un autre agent.

appréhendées comme des causes de sous-optimalité parétienne de l'équilibre concurrentiel (Berta, 2008)¹².

Pour conclure sur les apports de Meade et Scitovsky à l'évolution de la définition des effets externes, il est important de préciser que l'analyse des deux auteurs repose sur des hypothèses très restrictives (absence d'indivisibilité des facteurs et des biens et concurrence parfaite). De ce fait, les situations non optimales sont toutes liées à des situations d'interactions directes. Bator propose une analyse avec des hypothèses moins restrictives et une définition élargie des notions d'externalité et de défaillance.

3.2. Bator (1958) : une tentative de synthèse des travaux de définition antérieurs

Dans le cadre du modèle d'équilibre général, Bator (1958) propose une définition élargie du concept d'effet externe, perçu comme toute cause de défaillance de marché. Ses travaux vont permettre de distinguer clairement l'effet externe au sens d'interaction directe des autres formes possibles de défaillances.

Bator reprend, sans le citer, la même idée que Scitovsky (1954) d'une définition de la notion d'externalité élargie au monde non productif : « dans sa version moderne, la notion d'économie externe – la variété technologique de Viner – appartient à une doctrine plus générale de l'interaction directe. Une telle interaction, qu'elle implique des relations entre producteurs, entre consommateurs, entre producteurs et consommateurs, ou entre employeurs et employés, consiste en interdépendances externes au système de prix, et ainsi non prises en compte dans l'évaluation marchande. Analytiquement, elle implique la non-indépendance des diverses préférences et des fonctions de productions. Elle a pour effet d'impliquer une divergence entre calcul coût-avantage privé et collectif » (Bator, 1958, cité par Berta, 2008, p.8).

Bator distingue cinq types de défaillances de marché (défaillance d'existence, défaillance d'incitation, défaillance de signal, défaillance de structure, défaillance d'application) et trois causes de ces défaillances (les interactions directes, la présence de rendements croissants internes à la firme, et la présence de biens collectifs). Il propose alors d'élargir la définition des effets externes à ces trois causes de défaillances de marché. C'est ainsi qu'il distingue les externalités dues à des problèmes de propriété (qui renvoient à la définition précédente des

¹² Scitovsky adhère ainsi à une définition stricte de la notion de défaillance. (sous-optimalité parétienne dans un cadre de concurrence parfaite).

effets externes en termes d'interactions directes), les externalités techniques (liées à l'existence de rendements croissants), et les externalités dues à des biens collectifs. En ce qui concerne les solutions à ces différentes causes de défaillances de marché, Bator envisage, en plus des « traditionnelles » taxes et subventions, des modalités d'intervention telles que la modification des moyens d'appropriation.

Bator opte donc pour une définition très large d'une part de l'effet externe, c'est-à-dire toute situation de défaillances de marché, et d'autre part de ces défaillances, c'est-à-dire toute « défaillance d'un système plus ou moins idéalisé d'institutions de prix de marché à soutenir des activités « désirables » ou stopper des activités non « désirables » » (Bator, 1958). Une des principales critiques de son analyse renvoie justement au caractère trop large de la définition qu'il donne des effets externes.

La section 1 retrace certaines évolutions fondamentales des éléments de définition de la notion d'externalité, depuis son origine jusqu'aux années 1960. On peut par exemple citer le passage de la firme au marché comme référentiel de définition de l'extranéité de l'externalité ou encore l'élargissement du domaine de validité du concept. Aucune des définitions que nous venons de recenser n'aboutit à un réel consensus. Mais on peut tout de même noter un point commun à toutes ces investigations théoriques : l'externalité est considérée comme responsable d'une allocation sous optimale des ressources. Dans ce cadre, les externalités pécuniaires sont exclues de l'analyse, celles-ci étant considérées comme une catégorie analytique non pertinente, et la définition post-pigouvienne de la notion d'externalité fait référence à une situation de défaillance de marché. De plus, même si certains auteurs ont tenté de limiter la portée de cette conclusion, l'externalité apparaît, depuis son origine, comme un instrument de justification de l'intervention étatique pour remédier à la situation sous-optimale. Autrement dit, le concept d'externalité « a été et demeure un élément de la critique néo-classique du marché » (Buchanan et Stubblebine, 1962, cités par Caron, 1998, p. 102).

Les années 1960 sont marquées par deux événements importants pour la notion d'externalité. D'une part, en lien avec la montée des préoccupations environnementales, le concept d'externalité trouve une matérialité dans les problèmes environnementaux qui renforce la légitimité théorique du concept et oriente les investigations théoriques en direction des solutions politiques aux externalités négatives. D'autre part, la notion d'externalité – plus particulièrement la préconisation en termes d'intervention publique qu'elle sous-tend –

devient la cible de critiques virulentes de la part des partisans du laisser-faire¹³. C'est plus particulièrement sur l'analyse pigouvienne que vont se focaliser la plupart des critiques, la paternité de la solution interventionniste étant habituellement attribuée à Pigou. Dans ce cadre, le théorème de Coase, issu de l'article « Le Problème du Coût Social » (Coase, 1960), apparaît comme un outil de la contestation de la portée interventionniste du concept d'externalité.

¹³ Ces critiques seront d'ailleurs à l'origine d'une nouvelle acception du concept, l'externalité.

SECTION 2 :

LE THEOREME DE COASE :

REMISE EN CAUSE DE LA NECESSITE DE L'INTERVENTION DE L'ETAT

L'objet de cette seconde section est de montrer le rôle fondateur du théorème de Coase dans la remise en cause de la solution interventionniste développée au sein de la théorie des effets externes. Dans cette perspective, nous présentons les fondements de la lecture « conventionnelle » du « Problème du Coût Social », dans le but de rendre compte du changement radical d'appréhension des externalités qu'elle sous-tend.

La lecture conventionnelle de l'article « Le Problème du Coût Social » (1960), à l'origine du célèbre théorème de Coase, montre qu'il existe une solution négociée aux problèmes d'externalité. Mais plus largement encore, l'article propose en fait un changement d'approche qui représente, selon les termes de Randall (1974), un « antidote » à l'interprétation post-pigouvienne des effets externes. Cette vision totalement renouvelée des effets externes explique d'ailleurs la volonté de l'auteur de ne pas employer dans sa démonstration la notion d'effet externe, mais de lui préférer celle d'effet dommageable : « [p]our éviter qu'il puisse être pensé que je partage la vision commune, je n'ai jamais eu recours au mot « externalité » dans « Le Problème du Coût Social », mais j'ai parlé d'« effets dommageables » » (Coase, 1988, p.27).

L'analyse coasienne des externalités repose sur les notions de réciprocité et de droits de propriété. D'une part, la notion de réciprocité lui permet de montrer en quoi les problèmes de nuisances sont en réalité des conflits entre acteurs sur l'utilisation de ressources rares, c'est-à-dire des matérialisations de situations d'interdépendance entre acteurs. D'autre part, la notion de droits de propriété lui permet de mettre en exergue le rôle de la loi et d'appréhender des règles juridiques différentes de celle qui est tacitement admise et selon laquelle l'agent responsable des nuisances doit systématiquement compenser les victimes des nuisances.

Dans ce cadre, le théorème de Coase explique que, quel que soit l'attribution initiale des droits, dans les cas où les coûts de transaction sont nuls et où les droits de propriété sont clairement définis, des échanges entre deux agents ont lieu, en l'occurrence entre un émetteur et un récepteur de nuisances, jusqu'à l'obtention d'un accord sur un niveau de nuisance et un paiement en contrepartie, et cet accord permet une allocation optimale des ressources.

La section 2 est consacrée à la présentation de la lecture conventionnelle de la critique coasienne relative à la portée interventionniste de la théorie des effets externes, issue de l'article « Le Problème du Coût Social » et focalisée sur le théorème de Coase. Nous exposons tout d'abord la nouvelle approche des externalités que propose Coase, basée sur les concepts de réciprocité et de droits de propriété. Ces deux éléments forment également l'ossature du théorème de Coase et aboutissent à la démonstration de l'existence d'une solution marchande aux externalités. Nous présentons ensuite le contenu du (des) théorème(s) de Coase et la réfutation du caractère sous-optimal de l'externalité et de la nécessité d'une intervention étatique qu'il(s) sous-tend(ent). Nous montrons enfin en quoi la formalisation du théorème de Coase réalisée par Buchanan et Stubblebine (1962) rejoint les conclusions coasiennes en ce qui concerne les externalités et le moyen de les solutionner.

1. La critique de l'interprétation pigouvienne des effets externes

L'opinion de Coase dans « Le Problème du Coût Social » vis-à-vis de l'analyse pigouvienne des externalités se comprend aisément à travers une citation de l'auteur : « [i]l est étrange qu'une doctrine aussi erronée que celle de Pigou ait eu une aussi grande influence, bien qu'une partie de son succès soit sans aucun doute due au manque de clarté de son expression » (Coase, 1960, p.149). Coase précise également que « les mesures ainsi proposées sont inadaptées et qu'elles aboutissent à des résultats peu souhaitables » (*Ibidem*, p. 95-96). Il s'oppose ainsi à la fois à la perception « traditionnelle » du concept d'effet externe – comprendre ici la perception post-pigouvienne du concept d'effet externe – et à la solution à laquelle elle aboutit.

Coase base son analyse critique sur l'introduction de deux concepts essentiels. Le premier, la nature réciproque des externalités, est un moyen de rompre avec la vision pigouvienne selon laquelle la responsabilité du dommage, et donc celle de sa résolution, incombe à celui qui est à l'origine de la nuisance. Le second, le concept de droit de propriété, lui permet d'envisager les conséquences d'une modification de la règle imposant la compensation des agents pour les dommages qui leur sont causés par les responsables de l'activité économique en cause. Nous analysons successivement le rôle de ces deux notions dans la critique coasienne.

1.1. La réciprocité plutôt que la causalité

Coase considère que le dommage n'est pas occasionné par l'action d'un seul agent, mais résulte au contraire de l'existence d'une interdépendance entre deux agents. Le caractère de réciprocité est ainsi constitutif de la notion de dommage. Coase rejette donc le principe de causalité en précisant qu'« [o]n pose souvent le problème en considérant que A porte préjudice à B ; la question est alors de savoir comment empêcher A. Mais la question est mal posée. Le problème est un problème de nature réciproque. Supprimer le préjudice de B nuirait à A » (*Ibidem*, p.96). Selon l'auteur, les effets externes ne doivent pas être appréhendés à travers la désignation d'un responsable et d'une victime, cette manière de procéder étant alors basée sur des présupposés moraux. Coase considère que ce n'est pas parce qu'une activité est à l'origine d'un dommage qu'il est efficient de lui en attribuer la responsabilité. Il estime ainsi qu'il est nécessaire de « peser le pour et le contre : rien n'est plus « antisocial » que de s'opposer systématiquement à toute action qui cause du tort à quiconque » (Coase, 2005, p.167).

L'intégration du principe de réciprocité dans la manière d'appréhender les problèmes d'effets externes a également des conséquences sur la définition des solutions à mettre en place. Coase rejette la méthode d'égalisation des coûts marginaux sociaux et des coûts marginaux privés de l'activité qui transmet l'effet nuisible à d'autres activités. Du fait du caractère réciproque du dommage, l'auteur propose un arbitrage basé sur le coût d'opportunité. La démarche coasienne peut être illustrée par un des exemples donnés par l'auteur : « *If we assume that the harmful effect of the pollution is that it kills the fish, the question to be decided is, Is the value of the fish lost greater or less than the value of the product which the contamination of the stream makes possible ?* » (Coase, 1960, p.96). Il estime donc qu'il faut comparer, dans le total et à la marge, la valeur du gain obtenu que représente la suppression d'un effet nuisible et la valeur de la perte observée pour arriver à cette suppression, et ceci de manière à maximiser la valeur du produit social (Caron, 1998). Coase (2005, p.165) considère ainsi que « [l]orsqu'un économiste compare différentes dispositions sociales, la procédure appropriée consiste à comparer le produit social total assuré par ces diverses dispositions. Il ne s'agit pas de comparer les produits privés et sociaux ».

Selon Coase, les interdépendances réciproques sont inhérentes au système économique. Il envisage de ce fait l'existence d'un niveau d'effet externe incompressible qu'il ne faut donc pas ignorer. Dans cette perspective, il propose de prendre comme point de départ de l'analyse

la situation réelle et non pas la situation idéale, par définition inaccessible, et caractérisée par l'absence de tout effet externe, comme le propose la tradition pigouvienne. En exécutant la démarche comparative coasienne, il est possible d'arriver à des situations de maximisation du produit social alors que subsistent des effets externes non compensés. Ces situations sont expliquées par le fait que l'arbitrage en termes de coûts d'opportunités justifie la poursuite de l'activité à l'origine du dommage, étant donné que la perte infligée par cette activité aux victimes est inférieure au bénéfice qu'elle dégage. En conclusion, l'analyse coasienne rejette l'attribut de sous-optimalité attaché « traditionnellement » à l'effet externe. Ce dernier n'est alors plus appréhendé comme un signe d'inefficience et ne légitime plus « de prime abord »¹⁴ une intervention étatique. Coase démontre donc, à l'opposé des préconisations de l'analyse pigouvienne en présence d'inefficiencies¹⁵, qu'il est parfois préférable de ne pas intervenir, de ne pas modifier l'allocation des ressources en place, au risque de « créer » plus d'inefficience que la solution initiale.

1.2. L'importance des droits de propriété

Coase développe une analyse des effets externes centrée sur le rôle de la règle juridique. Il envisage une règle juridique alternative à celle qui oblige l'agent à l'origine de la nuisance à dédommager les victimes. Il démontre ainsi comment une solution aux externalités peut être atteinte à travers une libre négociation entre les activités concernées par l'effet dommageable.

Coase propose d'appréhender les facteurs de production, non plus comme des entités physiques, mais comme des droits de réaliser certaines actions (physiques), sachant que ces actions peuvent être dommageables pour des tiers. Ainsi, les effets dommageables, assimilés à n'importe quel facteur de production, dépendent de l'utilisation effective d'un droit par son titulaire. L'auteur précise que « [l]e coût de l'exercice d'un droit (ou de l'utilisation d'un facteur de production) est toujours la perte qui est subie par ailleurs en conséquence de l'exercice de ce droit – l'incapacité de travailler la terre, de garer une voiture, de construire une maison, de jouir d'une vue, de vivre en paix et au calme, ou de respirer l'air pur » (Coase, 2005, p.180). La règle juridique définit l'attribution initiale des droits, ceux-ci pouvant être des « droits de nuisance » ou « des droits de ne pas subir de nuisance », et les modalités de transfert de ces droits.

¹⁴ Cette expression est empruntée à Pigou (1920).

¹⁵ Il est important de signaler que la lecture coasienne de l'interprétation pigouvienne semble excessive voire caricaturale par rapport à la réalité. Il ne prend pas en compte les propositions plus nuancées que Pigou a pu énoncer vis-à-vis de l'intervention étatique.

L'introduction de cette conception coasienne des droits va fortement marquer la perception que l'auteur a des effets externes. Coase appréhende les problèmes des effets externes comme des conflits entre intérêts privés (conflits sur l'attribution des droits). Cette démarche représente une rupture par rapport à l'analyse pigouvienne, où les effets externes sont considérés comme relevant de l'intérêt général, garanti par l'Etat. Dans la perspective coasienne, les effets externes renvoient donc à la question de l'allocation des droits (droits de nuisance et droits de ne pas subir de nuisance).

Pour analyser la problématique des effets externes, Coase envisage deux cas d'allocation initiale des droits. Dans le premier cas, un acteur est titulaire du droit de ne pas subir de nuisance, en l'occurrence la victime d'un effet dommageable, et dans le second, un acteur est cette fois titulaire du droit de nuisance, en l'occurrence la personne à l'origine d'un dommage. Si la règle juridique permet un échange des droits à un prix librement négocié entre les parties, ceux-ci seront échangés tant que les gains d'échange ne seront pas épuisés, c'est-à-dire jusqu'à ce que l'allocation soit efficiente selon Pareto¹⁶. Autrement dit, si les droits des deux activités concernées par un effet dommageable sont précisés, transférables et échangeables sans coûts, des remaniements de ces droits auront lieu tant qu'ils permettront un accroissement de la valeur de la production, et toute allocation initiale non efficiente ne sera alors que temporaire. Mais dans ces conditions, la règle juridique fixant la distribution initiale des droits est neutre quant à l'efficacité de l'allocation finale : « en l'absence de coûts de transaction, peu importe alors ce qu'est le droit puisque les gens peuvent toujours négocier sans frais pour acquérir, subdiviser et combiner certains droits, toutes les fois que cela permet d'accroître la valeur de la production » (Coase, 2005, p.32).¹⁷. La loi est en revanche primordiale « puisque sans l'établissement de cette définition initiale des droits, il ne peut y avoir de transaction de marché pour les transférer et les réarticuler » (*Ibidem*, p.127).

¹⁶ La règle de responsabilité à laquelle fait référence Coase est symptomatique d'une confusion de l'auteur entre deux types de règles juridiques, la règle de responsabilité et la règle de propriété. La règle coasienne fait ainsi référence en réalité à une règle de responsabilité transférable (Bromley, 1978).

¹⁷ A travers cette idée de neutralité de la règle juridique, Coase distingue l'efficacité, en tant qu'allocation optimale des ressources, et la question de la redistribution, en tant que répartition du revenu. Il précise que « l'accord conclu n'affectera pas l'allocation des ressources mais modifiera uniquement la distribution du revenu et des richesses » (Coase, 1960, p.100).

2. Le(s) théorème(s) de Coase

Le théorème de Coase démontre l'existence d'une solution spontanément négociée des externalités, sans nécessité d'une taxation des responsables¹⁸.

L'article d'où est extrait le théorème de Coase, « Le Problème du Coût Social », est composé d'un ensemble d'exemples que Coase utilise pour développer sa proposition analytique. Cooter (1982, p.1101) signale que « les généralisations sous-tendues par ces exemples sont toujours l'objet de controverses ». On trouve ainsi plusieurs interprétations possibles de l'argumentation coasienne renvoyant à différentes formulations de la pensée coasienne et donc du célèbre théorème. Elles forment au total ce qu'on peut nommer les – et non pas le – théorèmes de Coase. L'existence de plusieurs versions peut être expliquée par le fait que Coase ne revendique pas la paternité du théorème éponyme. C'est en effet Stigler (1966) qui est à l'origine dudit théorème : « *This is the infamous Coase Theorem, named and formulated by George Stigler, although it is based on work of mine* » (Coase, 1992, p.717)

Pour illustrer son raisonnement, Coase recourt à un premier exemple, aujourd'hui célèbre, de l'éleveur de bétail et du producteur de céréales. Il envisage une nuisance, celle-ci étant occasionnée par l'éleveur envers le producteur, et analyse l'impact de deux règles juridiques différentes. Dans un cas l'éleveur est contraint de dédommager le producteur, et dans l'autre, non. Il montre alors, à partir d'un raisonnement basé sur le coût d'opportunité, que quelle que soit la règle en vigueur, l'allocation des ressources sera la même dans les deux cas.

Stigler reprend l'exemple du bétail et des céréales pour énoncer la formulation initiale du théorème : « Peu importe qui, aux yeux de la loi, est responsable des dommages puisque les coûts marginaux privés relatifs à la production de viande et de céréales ne sont pas affectés par la règle de responsabilité [...]. Ainsi, le théorème de Coase affirme qu'en régime de concurrence parfaite les coûts sociaux sont égaux aux coûts privés » (Stigler, 1966, cité par Ragni, 1992, p.131). La proposition de Stigler renvoie ainsi à l'interprétation pigouvienne et postule qu'aucune externalité, en tant que divergence entre l'équilibre et un optimum de Pareto, ne peut perdurer. Pourtant, « les économistes se sont surtout attachés à développer la proposition de Stigler » (Ragni, 1992, p.131).

¹⁸ Cette démonstration est basée sur deux thèses, la thèse d'invariance (ou de neutralité) de la règle juridique sur l'allocation optimale des ressources, et la thèse d'efficacité. La première considère que les droits doivent être attribués à un des agents impliqués, peu importe le statut du bénéficiaire (responsable ou victime). La seconde pose l'idée que l'épuisement des gains d'échange correspond à une allocation finale des ressources optimale.

Cooter (1982) propose une typologie des formulations du théorème qui peut être présentée ainsi : la répartition initiale des droits n'a pas d'impact sur l'efficacité du résultat i) si ces droits sont librement échangeables, ii) si les coûts de transaction sont nuls, ou iii) si les échanges ont lieu sur un marché en concurrence parfaite. Ainsi, dans les trois cas, une situation optimale au sens de Pareto est atteinte, mais les formulations des hypothèses pour atteindre ce résultat, quant à elles, sont différentes.

Au total, le théorème de Coase¹⁹, sous toutes ses versions, montre l'inutilité de l'intervention étatique dans le cas de l'existence d'effets externes. Les auteurs anti-interventionnistes vont alors se focaliser sur cette lecture conventionnelle de l'analyse coasienne.

3. Une nouvelle typologie des effets externes basée sur le Théorème de Coase

Buchanan et Stubblebine (1962) élaborent une nouvelle typologie des effets externes qui prend appui sur la démonstration du théorème de Coase, retranscrite dans le cadre de la micro-économie. Dans cette perspective, ils souhaitent, d'une part préciser la signification de la notion d'effet externe, et d'autre part, montrer l'inanité de l'intervention étatique de l'interprétation pigouvienne. La typologie développée renvoie à une représentation sous forme mathématique des conclusions du théorème de Coase.

Les deux auteurs proposent une définition générique des effets externes (concernant les consommateurs ou les producteurs), formalisée mathématiquement, mais ils se focalisent ensuite dans leur démonstration sur les externalités technologiques :

« Une externalité est présente lorsque : $U_A = (X_1, X_2, \dots, X_m, Y_1)$. Ce qui pose que l'utilité d'un individu A dépend des activités (X_1, X_2, \dots, X_m) , qui sont exclusivement sous son propre contrôle ou sa propre autorité, mais également d'une autre activité unique Y_1 qui est, par définition, sous le contrôle d'un second individu, B présumé membre du même groupe social. » (Buchanan et Stubblebine, 1962, p.372).

Buchanan et Stubblebine introduisent plusieurs distinctions successives des externalités²⁰. Nous nous intéressons ici à la distinction basée sur l'argument coasien de réciprocité, entre les

¹⁹ Le Théorème de Coase a fait, et fait encore aujourd'hui, l'objet de nombreuses critiques (on peut par exemple citer les critiques relatives au caractère tautologique, à la neutralité de la règle juridique sur l'allocation optimale des ressources, à l'efficacité de l'allocation finale des ressources, ou encore à l'hypothèse de nullité des coûts de transaction). Nous ne les développerons pas ici.

externalités pertinentes au sens de l'optimum de Pareto et les externalités non pertinentes au sens de l'optimum de Pareto. Ils précisent que « [l']existence d'un simple désir de modifier le comportement d'un tiers, défini en termes « d'incitation potentielle », n'implique pas la capacité de mettre en œuvre ce désir. Une externalité est définie comme « relevant de l'optimum de Pareto » quand l'activité pratiquée à son niveau actuel peut être modifiée de manière à ce que la situation de la partie affectée par l'externalité (A) puisse être améliorée sans que la partie agissante (B) voit sa situation se dégrader. Ce qui signifie que « des gains d'échange » caractérisent l'externalité relevant de l'optimum de Pareto, échange qui prend la forme de changements dans l'activité de B, dans la mesure de sa participation à la négociation » (*Ibidem*, p.374). Ainsi, les auteurs considèrent que les externalités pertinentes au sens de Pareto correspondent à des situations où il existe des possibilités d'amélioration parétienne. Les agents sont par conséquent incités à trouver un arrangement, ce dernier représentant une solution décentralisée, par essence non interventionniste, à ce type d'externalités. Les externalités non pertinentes au sens de Pareto subsistent à l'optimum, et ne nécessitent donc pas une solution décentralisée, étant donné qu'à l'optimum tous les gains à l'échange sont épuisés. Elles n'ont qu'un effet redistributif.

Grâce au dyptique externalités pertinentes au sens de Pareto/externalités non pertinentes au sens de Pareto, la typologie développée par Buchanan et Stubblebine rejoint les conclusions du théorème de Coase. Les externalités pertinentes au sens de Pareto, du fait de l'existence de possibilités d'échanges mutuellement avantageuses, appellent une solution marchande qui va permettre de retrouver l'optimum. A l'opposé, les autres externalités, qualifiées d'externalités non pertinentes au sens de Pareto, n'obèrent pas l'optimalité de l'équilibre et sont donc présentes à l'équilibre optimal parétien. Deux constats peuvent être faits : d'une part la présence d'externalité ne peut être appréhendée comme un symptôme d'inefficience, et d'autre part, il existe une solution marchande qui permet de recouvrir l'optimum dans le cas des externalités pertinentes. Buchanan et Stubblebine considèrent également que l'économie du bien-être est limitée à l'analyse des externalités pertinentes au sens de Pareto puisqu'il est alors considéré qu'aucune externalité ne subsiste à l'optimum. Or, les deux auteurs estiment qu'une solution marchande existe pour ce type d'externalités, et que par conséquent, une intervention étatique n'est pas légitimée de prime abord.

²⁰ Les auteurs proposent également une distinction entre externalité marginale et externalité infra-marginale (fonction de l'intensité de l'effet sur l'utilité du récepteur) et entre externalités potentiellement pertinentes et externalités non potentiellement pertinentes (selon l'incitation de l'agent récepteur à tenter de modifier le comportement de l'agent émetteur).

Au total, l'analyse de Buchanan et Stubblebine forme une critique de l'approche pigouvienne des effets externes et de l'argument interventionniste qu'elle sous-tend. Ils centrent leur typologie sur le critère de Pareto et identifient deux types d'externalités, les externalités pertinentes au sens de Pareto et les externalités non pertinentes au sens de Pareto. A travers l'introduction de cette distinction, ils montrent en quoi les externalités peuvent exister « indépendamment de la question de savoir si oui ou non elles induisent une « inefficacité » dans l'allocation des ressources » (Caron, 1998, p.177), ce qui représente une ouverture par rapport à la littérature de l'économie du bien-être, centrée sur les seules externalités pertinentes au sens de Pareto. Au niveau des solutions à mettre en œuvre, Buchanan et Stubblebine se placent dans la continuité coasienne, puisqu'ils mettent en avant l'existence d'une solution négociée entre agents.

Le théorème de Coase remet ainsi en cause, quelle que soit sa formulation, le lien établi par la théorie des effets externes entre externalité et inefficacité. Il démontre également l'inanité de l'intervention de l'Etat et l'existence, sous certaines conditions, d'une solution librement négociée aux problèmes de nuisances.

Le théorème de Coase apparaît ainsi aux yeux des partisans du laisser-faire comme un instrument très « attractif » de négation de la portée interventionniste liée à la notion d'externalité et de défense des mérites du libre-échange. Cette « mission » à laquelle il est cantonné va dans le même temps contribuer à limiter le contenu analytique du « Problème du Coût Social » au célèbre théorème. Coase développe en réalité une analyse des externalités beaucoup plus radicale que celle décrite dans le théorème qui porte son nom, centrée sur l'hypothèse de coûts de transaction positifs. Nous présenterons dans la section 4 le contenu analytique de cette « véritable » approche coasienne.

Mais nous souhaitons tout d'abord appréhender, dans la section suivante, la question de la gestion des externalités dans le cadre de la politique environnementale. Nous avons déjà précisé en quoi la notion d'externalité avait trouvé, au cours des années 1960, une matérialité dans les problèmes d'environnement, et notamment dans les problèmes de pollutions. Notre objectif est ici d'observer plus particulièrement en quoi les deux approches théoriques que nous venons de présenter, c'est-à-dire d'une part la théorie des effets externes (Section 1), et d'autre part la lecture conventionnelle du « Problème du Coût Social » (Section 2), ont impacté la théorie économique de la politique environnementale.

SECTION 3 :

LA THEORIE ECONOMIQUE DE LA POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE :

REFLET DES THEORIES SUR LES EXTERNALITES

La politique environnementale est composée d'un ensemble de dispositions institutionnelles dont l'objectif est d'inciter les agents réglementés à diminuer l'impact de leur activité sur l'environnement. Notre section 3 a ainsi pour vocation de présenter les différentes théories et les différents instruments de la politique environnementale, en tant que matérialisations plus ou moins fidèles des théories économiques développées autour de la notion d'externalité.

On peut distinguer deux grandes périodes dans les développements analytiques consacrés à la conception des politiques environnementales (Caron, 1998). La première étape repose sur les hypothèses d'omniscience et de bienveillance du réglementeur et une appréhension des externalités en tant que signe d'inefficacité. Dans ce cadre, le réglementeur (le gouvernement) est supposé intervenir pour retrouver une allocation optimale des ressources selon Pareto. Dans cette perspective, la taxe est un instrument, calqué sur les préceptes théoriques pigouviens, permettant de retrouver l'optimum. Les critiques vis à vis du théorème de Coase, centrées sur l'hypothèse de nullité des coûts de transaction, ont eu pour effet de neutraliser, dans le cadre de la politique environnementale, la critique coasienne basée sur l'idée d'une solution négociée des externalités. Le théorème de Coase a malgré tout influencé de manière certaine la gamme des instruments de la politique environnementale (la subvention, en tant qu'instrument symétrique à la taxe pigouvienne, et les marchés de droits). La seconde étape du développement des politiques environnementales, marquée par une remise en cause de l'hypothèse d'omniscience de l'Etat et la reconnaissance de l'imperfection de l'information, conduit à un abandon de la quête d'optimalité. L'objectif de la politique environnementale est cette fois fixé de manière exogène et l'enjeu est désormais d'atteindre cet objectif au moindre coût pour la société. Enfin, la critique radicale que porte le théorème de Coase a également inspiré un courant économique, la Nouvelle Economie des Ressources, qui peut avoir un impact sur la configuration des politiques environnementales. Ce dernier prône une intervention minimaliste de l'Etat et la privatisation des ressources environnementales pour permettre leur exploitation dans un cadre marchand.

La section 3 est organisée de la manière suivante. Dans une première partie, nous présentons trois approches théoriques de la réglementation étatique, avec des hypothèses différentes

quant aux capacités et à la volonté du régulateur. Dans une seconde partie, nous montrons l'impact de l'hypothèse d'information parfaite, et de son relâchement, sur les deux critères de comparaison des instruments de politique environnementale, critère d'efficacité environnementale d'une part, critère d'efficacité économique d'autre part. Enfin, dans la troisième partie de notre section, nous exposons la solution aux problèmes d'externalité prônée par la Nouvelle Economie des Ressources, qui repose sur la privatisation des ressources naturelles, ainsi que les nombreux débats qu'elle suscite.

1. Les écoles de la réglementation

Lévêque (2004) distingue trois écoles de la réglementation avec des hypothèses différentes concernant le régulateur. Les deux premières écoles que nous allons présenter, l'économie publique traditionnelle de la réglementation et l'économie politique de la réglementation, s'opposent quant aux hypothèses de bienveillance et d'omniscience du régulateur, ce qui explique les différences observées aux niveaux de leurs prescriptions. La troisième école, la nouvelle économie publique de la réglementation, intègre des éléments des deux premières écoles.

1.1. L'économie publique traditionnelle de la réglementation

L'économie publique traditionnelle de la réglementation est la plus ancienne des trois écoles. Sur la base des travaux développés dans le cadre de l'économie du bien-être (Pigou, 1920), l'externalité, considérée comme un signe d'allocation inefficace, est un élément de justification de l'intervention publique. L'intervention de l'Etat doit permettre d'internaliser les effets externes, non intégrés spontanément par les acteurs dans leur activité de production ou de consommation. Le régulateur est supposé bienveillant et désintéressé. Garant de l'intérêt général, il est insensible aux pressions potentielles et est uniquement soucieux de rétablir l'efficacité économique. De plus, le régulateur dispose d'une information parfaite, puisqu'il n'est ni limité dans sa capacité de collecte de l'information, ni dans ses capacités de calculs et d'analyse. Il peut ainsi choisir, dans le cas des problèmes environnementaux, les solutions d'internalisation des externalités négatives. Opérant une distinction entre l'économique et le politique, les prescriptions normatives de l'économie publique traditionnelle ne concernent que les questions d'efficacité dans l'allocation des ressources. Le

décideur politique choisira ensuite entre plusieurs solutions efficaces (c'est-à-dire plusieurs allocations de ressources) en fonction de leurs effets redistributifs.

1.2. L'économie politique de la réglementation

L'économie politique de la réglementation (Oates et Portney, 2003) développe une analyse positive, basée sur le rejet de l'hypothèse de bienveillance du régulateur, dans le but d'analyser le processus de décision politique. Le régulateur est cette fois considéré comme sensible aux influences que peuvent exercer sur lui les groupes d'intérêts (lobbys). Cette approche est basée sur la théorie de « la capture réglementaire » (Stigler, 1971 ; Posner, 1974 ; Peltzman, 1976, 1989). La conceptualisation de la réglementation proposée par Stigler s'appuie sur l'analyse du marché politique de l'Ecole du choix public (Buchanan et Tollison, 1972 ; Tullock, 1978), où on substitue au régulateur défenseur de l'intérêt général de l'économie publique traditionnelle, des acteurs attachés à leurs seuls intérêts particuliers et aux comportements opportunistes (objectifs de réélection, de promotion, de hausse du pouvoir d'influence...). Les individus investissent des ressources dans le but de modifier la structure institutionnelle à leur avantage. Les groupes de pression, en échange de réglementations en leur faveur, peuvent offrir des voix aux élections, financer des campagnes et offrir des postes dans le secteur privé... Stigler s'appuie également sur les travaux d'Olson (1965)²¹ pour expliquer le fait que la réglementation est majoritairement « capturée » par l'industrie.

En ce qui concerne les externalités, la recherche de rentes peut être illustrée par des tentatives d'influences de certains agents économiques sur le régulateur de manière à rendre la réglementation pénalisante pour leurs concurrents dans le but d'obtenir des avantages concurrentiels. Lévêque (2004, p.42-43) montre également en quoi ces stratégies influencent les objectifs initiaux des mesures réglementaires engagées : « à partir d'un échantillon de dix directives européennes, [...] l'objectif finalement retenu dans les textes communautaires adoptés est systématiquement inférieur à l'ambition initiale inscrite dans les avant-projets de législation ». Ces influences peuvent également jouer sur les instruments utilisés par le régulateur (la taxe représente par exemple une confiscation d'un droit de propriété sur l'environnement pour l'entreprise taxée, d'où des tentatives d'incitation sur le régulateur pour ne pas modifier l'arrangement institutionnel dans ce sens). Les actions d'influence, mises en place par les groupes d'intérêts, représentent un gaspillage, étant donné que la recherche de rente conduit à détourner des ressources des investissements productifs vers des

²¹ Selon les conclusions des travaux d'Olson (1965) sur l'action collective, les groupes à faible effectif sont plus efficaces que les groupes à fort effectif.

dépenses non productives. La réglementation n'aurait ainsi aucune justification d'efficacité économique : elle n'a pas pour objet l'augmentation de la richesse mais une répartition de la richesse déjà disponible (effet redistributif). Au total, en complément de son analyse positive de la réglementation, l'économie politique de la réglementation adopte une position très critique à l'égard de la réglementation²². Elle préconise ainsi de réduire la réglementation au minimum voire de supprimer la réglementation.

Il est possible de citer pour finir certaines limites de l'économie politique de la réglementation. Elle souffre d'un manque de validation empirique, d'où la difficulté de se prononcer sur son pouvoir explicatif dans le domaine de la réglementation environnementale (Oates et Portney, 2003). Hahn considère que ce type d'approche souffre d'une simplification trop poussée et néglige certains groupes d'intérêt (par exemple les associations de protection de la nature). Elle met également en avant une conception étroite des motivations du décideur politique, réduite à une simple maximisation de son soutien, et axée sur un seul type d'instrument de politique.

1.3. La nouvelle économie publique de la réglementation

La nouvelle économie publique de la réglementation (Laffont et Tirole, 1993) lève à la fois les hypothèses d'omniscience et de bienveillance du régulateur, mais sans remettre en cause, à l'opposé de l'économie politique de la réglementation, l'idée même de la réglementation. Elle intègre et définit ainsi les défauts du régulateur ainsi que les moyens d'y remédier. La nouvelle économie publique de la réglementation envisage plusieurs problèmes, non indépendants : l'asymétrie d'information, la remise en cause de l'hypothèse de bienveillance et le problème de crédibilité du régulateur.

Les agents réglementés, guidés par la recherche de leur propre intérêt personnel (en l'occurrence la maximisation du profit), ont en leur possession un avantage informationnel sur le régulateur et n'ont pas d'intérêt à lui délivrer de l'information (problèmes d'aléa moral et de sélection adverse). La nouvelle économie publique s'appuie sur la théorie des incitations et des contrats pour appréhender les comportements des agents face à l'information et les mécanismes d'incitation (par exemple, résolution du problème de la parole gratuite et de la contrainte de participation).

²² Ses partisans vont jusqu'à remettre en cause le concept de « défaut de marché », considéré comme une « affabulation des économistes de l'économie publique pour justifier l'intervention de l'Etat » (Lévêque, 2004, p.13).

Sans pour autant retirer de l'analyse toute référence à l'intérêt général, la nouvelle économie publique de la réglementation considère que le régulateur poursuit son intérêt personnel. Lévêque (2004, p.21) précise ainsi que la nouvelle économie publique récupère la « référence à l'intérêt général qui guide l'action publique tout en la mariant à l'influence des intérêts privés, en particulier des groupes de pression des firmes. Le caractère imparfait et incomplet de l'information permet d'assurer cette unification ». L'Etat est appréhendé comme une organisation hiérarchisée, composée d'une chaîne d'institutions, avec à l'extrémité amont la Constitution et le gouvernement, et à l'extrémité aval l'agence de réglementation. Une multitude de relations d'agence existe au sein de l'appareil d'Etat et chaque composante de l'organisation étatique entretient un avantage informationnel sur la composante amont. On retrouve là encore des problèmes d'incitation. Chaque relation asymétrique éloigne la situation de l'optimum, étant donné que chacun cherche à utiliser son avantage informationnel pour atteindre son propre objectif. La tendance à l'opportunisme du régulateur et le risque de capture réglementaire par les groupes d'intérêt peuvent être réduits par la mise en place d'institutions permettant de définir le rôle des différents composants de l'appareil étatique (séparation des pouvoirs) et d'incitations appropriées à défendre l'intérêt général (par exemple fidélisation des agents de la fonction publique).

Enfin, cette approche envisage la possibilité que le régulateur se montre opportuniste vis-à-vis des agents réglementés. Du fait des difficultés à prévoir toutes les éventualités dans le futur, le régulateur peut être amené à devoir modifier *ex-post* une réglementation. Ce changement de réglementation peut représenter des coûts parfois irrécouvrables pour les agents réglementés, en lien avec la spécificité des investissements réalisés, et ce risque joue négativement sur l'investissement des entreprises. Se pose donc la question de la crédibilité des engagements du régulateur dans le futur. La correction de ce défaut de réglementation est complexe à corriger, du fait de la liberté politique et du déploiement difficile de la théorie des incitations dans une perspective dynamique.

Au total, au sein de la nouvelle économie publique de la réglementation, du fait de la remise en cause des hypothèses de bienveillance et d'omniscience du régulateur, l'objectif n'est plus d'atteindre l'optimum parétien mais un optimum de second rang (*cf. infra*).

2. Les instruments de réglementation des externalités selon les hypothèses vis-à-vis du régulateur

Sans viser l'exhaustivité dans notre présentation des instruments de politique environnementale, nous cherchons à rendre compte de l'impact des approches théoriques des effets externes sur le montage des instruments. La comparaison des différents instruments va dépendre des hypothèses concernant l'information du régulateur sur l'analyse comparée des instruments de politique environnementale. La comparaison des performances des instruments de politique environnementale doit être observée selon deux points de vue : le point de vue environnemental – impacts sur l'évolution des dommages et capacité à atteindre l'objectif environnemental – et le point de vue économique – minimisation des coûts de diminution des dommages. L'enjeu est ainsi de diminuer les dommages tout en minimisant les coûts de cette politique.

2.1. Hypothèse d'omniscience du régulateur

Compte tenu des hypothèses de bienveillance et d'omniscience du régulateur, Pigou (1920) montre que la mise en place d'une taxe, en internalisant l'externalité, permet de retrouver une allocation optimale au sens de Pareto. La taxe pigouvienne n'a donc pas pour objectif la suppression de toute externalité mais plutôt l'atteinte d'un niveau optimal de pollution issu d'un calcul avantage-coût (définition de l'optimum variable dans le temps selon l'évolution des éléments qui le déterminent). Cette taxe est assumée par l'agent à l'origine de la nuisance et son assiette est constituée de la quantité d'effet externe en cause. Elle égalise les coûts marginaux privés de diminution des externalités et le dommage marginal.

Le niveau de la taxe est censé inciter les agents responsables à dépolluer jusqu'au moment où leur coût marginal de dépollution est égal au montant de la taxe (on aboutit donc à une égalisation des coûts marginaux de dépollution). Ainsi, la taxe intègre l'hétérogénéité des agents réglementés et l'effort de diminution des dommages est réparti entre les agents responsables selon leur coût de réduction des dommages. La réduction réalisée par un agent sera donc d'autant plus forte que son coût de réduction est faible. La taxe (réglementation par les prix) permet donc de minimiser le coût d'atteinte de l'objectif et la taxe est conforme au principe pollueur payeur étant donné que le responsable de la nuisance assume la différence entre le coût social et le coût privé de son activité (Chiroleu-Assouline, 2007). Le

réglementeur peut également recourir à une subvention²³ sur chaque unité de diminution de l'effet externe, le taux de subvention optimal étant égal au taux de taxe optimal.

Une autre solution d'internalisation des externalités consiste à imposer une norme (réglementation par les quantités) qui jouera cette fois directement sur la quantité d'externalités. Si les coûts marginaux de réduction du dommage des agents réglementés sont égaux, une norme uniforme (imposant un même niveau de réduction des externalités à tous les agents) permet d'atteindre le même résultat que la taxe. Mais, cette égalité des coûts marginaux est en réalité rarement observée dans la réalité, du fait de l'hétérogénéité des configurations productives, et dans ce cas une norme uniforme sera plus coûteuse pour la collectivité qu'une taxe étant donné qu'elle s'applique à tous les agents réglementés de façon uniforme alors que leurs coûts de dépollution sont différents (*Ibidem*). Ainsi, « pour certains [agents réglementés], la norme est trop sévère car elle réclame des efforts de protection excessivement coûteux, alors que d'autres [agents réglementés] disposent de gisements de réduction à faibles coûts qui demeurent inutilisés » (Bureau, 2005, p.91). Sous l'hypothèse d'information parfaite, l'Etat est supposé connaître les coûts de dépollution (ou de réduction du dommage) des agents réglementés et est donc en mesure d'établir une norme différenciée, donc équivalente à une taxe (Weitzman, 1974)²⁴. Au total, on peut donc considérer qu'il y a soit supériorité de la taxe sur la norme soit indifférenciation avec la norme différenciée.

Ainsi, si on suppose que le réglementeur est omniscient, la résolution du problème des externalités est aisée. En effet, le réglementeur a alors la capacité de calculer le niveau optimum d'externalités et de mettre en place un instrument qui va inciter les agents à l'atteindre (tous les instruments sont alors équivalents au niveau de l'efficacité environnementale). Mais la question des solutions d'internalisation devient beaucoup plus complexe lorsque l'hypothèse d'information parfaite et parfaitement disponible pour le réglementeur est relâchée.

²³ La subvention, en tant qu'instrument symétrique à la taxe pigouvienne pour les externalités négatives, est liée au principe de réciprocité sur lequel repose le Théorème de Coase.

²⁴ Des économistes considèrent cependant que la taxe est un instrument préférable à la norme étant donné qu'elle permet d'atteindre l'objectif environnemental en minimisant le coût pour la collectivité, sans nécessiter une connaissance des coûts de réduction du dommage par le réglementeur.

2.2. Information imparfaite et asymétrique du réglementeur

De nombreuses incertitudes concernant les biens environnementaux, les dommages qu'ils sont amenés à subir et les coûts pour réduire ou limiter ces dommages, vont compliquer fortement le raisonnement théorique sur l'efficacité des différents instruments d'internalisation des externalités environnementales. L'action étatique se heurte principalement à deux types de défauts d'information, concernant les bénéfices des actions d'amélioration de l'environnement d'une part, et concernant les coûts de dépollution (ou plus largement les coûts de réduction d'un dommage) d'autre part.

L'évaluation monétaire des bénéfices relatifs à l'amélioration de l'environnement se heurte à plusieurs difficultés : l'évaluation de la valeur d'usage (composée de la valeur d'échange et du surplus du consommateur) d'un bien environnemental concerné par une externalité²⁵, l'évaluation de la valeur de non-usage de ces mêmes biens, l'intégration des générations futures et le risque de comportement de passager clandestin (Lévêque, 2004). Face à ces contraintes informationnelles, plusieurs méthodes d'évaluation ont tenté d'attribuer une valeur monétaire aux biens environnementaux²⁶. Mais ces méthodes font l'objet de nombreuses controverses aussi bien au niveau éthique qu'au niveau technique (voir par exemple Vatn et Bromley, 1994). Les coûts de réduction d'un dommage désignent ce à quoi les agents renoncent quand ils diminuent leurs effets sur les biens environnementaux. Les agents réglementés sont mieux informés que le réglementeur sur ces coûts et ne sont pas incités à lui dévoiler cette information. L'objectif d'une dissimulation d'information ou d'une transmission volontairement diminuée d'information est d'obtenir une contrainte environnementale plus faible dans le but de réduire le coût privé de la réglementation environnementale (Bontems et Rotillon, 2003).

Dans ce contexte d'information imparfaite, des auteurs, tels que Baumol (1972) et Baumol et Oates (1988), considèrent qu'il est raisonnable d'agir sur la base d'un degré acceptable d'information et de chercher à atteindre un optimum de Pareto approximatif (Baumol, 1972). Ils proposent dès lors que l'objectif environnemental à atteindre soit fixé de manière exogène, par des facteurs non économiques et plus particulièrement par un processus politique. Il s'agit ensuite d'atteindre ce niveau au moindre coût pour la collectivité (Glachant, 2004), ce qui conduit à un optimum de second rang. Dit autrement, puisque l'objectif environnemental est

²⁵ L'évaluation de la valeur d'usage est compromise par l'absence de marchés, et donc de prix de marché,

²⁶ On distingue les méthodes d'évaluation directes (méthode des coûts de transport, méthodes des prix hédonistes, méthodes de consentement à payer, méthode d'évaluation contingente) et les méthodes d'évaluation indirectes. Pour une revue des méthodes d'évaluation, cf. Vivien (1994).

désormais fixé par l'administration, l'analyse économique se concentre sur la détermination de l'instrument qui permet d'atteindre cet objectif en minimisant le coût pour la collectivité. Les conclusions de l'analyse comparée de l'efficacité des instruments réglementaires de la politique environnementale sont alors différentes de celles que nous avons établies en situation d'information parfaite du réglementeur.

La taxe permet, comme en situation d'information parfaite, de minimiser la somme des coûts privés de la politique environnementale (pour atteindre un objectif environnemental donné). Mais la réaction des agents face à cette taxe, issue de l'arbitrage entre leur coût de réduction des dommages et le niveau de la taxe, est désormais entachée d'incertitude pour le réglementeur, puisqu'il ne connaît pas les fonctions de coûts privés des agents réglementés. Il ne peut donc pas avoir la certitude que l'objectif déterminé politiquement sera atteint. Pour résoudre ce problème, Baumol (1972) considère alors que le réglementeur doit procéder par tâtonnements successifs jusqu'à l'objectif fixé. La norme permet quant à elle d'atteindre l'objectif environnemental fixé, mais le réglementeur ne peut cette fois pas s'assurer que la norme minimisera le coût de la politique. Puisque le réglementeur ne connaît pas les coûts de réduction des dommages des agents privés, il lui est impossible de choisir parmi les ensembles de normes différenciées celui qui assurerait une répartition efficace des efforts de diminution du dommage.

Au total, la taxe est plus efficace sur le plan économique car elle permet une minimisation des coûts alors que la norme est plus efficace sur le plan environnemental car elle apporte davantage de certitude en ce qui concerne de l'atteinte de l'objectif donné (sous l'hypothèse d'absence de comportements de passager-clandestin de la part des agents réglementés). La prise en compte de l'hypothèse d'information imparfaite introduit donc un arbitrage entre les deux critères d'efficacité d'une politique environnementale, l'efficacité au niveau environnemental et l'efficacité au niveau économique.

Au total, aucun instrument de la politique environnementale ne fait preuve d'une supériorité absolue, c'est-à-dire dans toutes les situations et selon les deux critères de comparaison (efficacité économique et efficacité environnementale).

3. Résolution des externalités par la privatisation des ressources environnementales

La Nouvelle Economie des Ressources (Anderson, 1982 et 1983 ; Anderson et Libecap, 2006), qui se développe au début des années 80, prône comme solution aux externalités, la privatisation des biens environnementaux, en lieu et place d'un recours systématique à la réglementation étatique²⁷. La terminologie américaine reflète ainsi clairement la nature de cette approche : *Free Market Environmentalism*. Elle trouve ses fondements dans la Théorie des droits de propriété, elle-même basée sur le théorème de Coase, ainsi que dans la Théorie du *Public Choice* et l'Ecole Autrichienne dans une perspective néoclassique.

3.1. Présentation de la Nouvelle Economie des Ressources

La Théorie des droits de propriété, appliquée aux biens environnementaux, remet en cause l'interprétation post-pigouvienne des externalités. Elle considère en effet que les externalités environnementales ne sont pas liées à des défaillances de marché, mais justement à une absence de marché sur les biens environnementaux. Parmi les différentes structures de droit existantes (propriété privée, propriété en commun, propriété publique, libre accès), les théoriciens des droits de propriété accordent une supériorité absolue à la propriété privée. Ils estiment en effet qu'elle est la seule structure de droits à inciter les agents à l'internalisation des externalités (Demsetz, 1967), et donc à conduire à une allocation efficace des ressources. Ainsi, « [l]es problèmes écologiques sont une conséquence naturelle de l'absence de droits de propriété [et] la solution consiste à étendre le système du marché par création de nouveaux droits de propriété jusqu'à inclure toutes les ressources naturelles en danger » (Smith, 1992, p.244). La théorie des droits de propriété a une conception minimaliste de l'intervention étatique – elle limite son intervention à la création et au transfert des droits de propriété sur l'environnement – et prône ensuite un libre fonctionnement du marché.

Les théoriciens de la Nouvelle Economie des Ressources adoptent ce raisonnement théorique autour des externalités environnementales, en prônant « la privatisation des ressources naturelles pour assurer leur conservation » (Boisvert *et al.*, 2004, p.61). Selon cette approche, « lorsque les droits sont bien définis, privatisés, les négociations volontaires produisent des

²⁷ Simmons et Baden (1992, p.128) précisent que « la justification traditionnelle de la gestion étatique des ressources est l'échec du marché. L'argument de la Nouvelle Economie des Ressources en faveur de la privatisation est l'échec de l'Etat – résultat de son irresponsabilité intrinsèque. Les deux échecs trouvent leur remède dans la privatisation ».

résultats efficaces. Ces résultats sont bien connus dans la sphère des biens privés standards mais les leçons sont oubliées dès qu'il s'agit de traiter des ressources naturelles. Les droits de propriété sont alors considérés soit comme inexistant, soit comme impossibles à définir et protéger » (Anderson et Libecap, 2006). Dans ce cas, une meilleure définition de droits de propriété sur les biens environnementaux et le développement d'échanges entre les différents usages d'un même bien environnemental permettraient d'atteindre une gestion efficace des ressources. L'objectif est de « s'approcher d'un modèle d'appropriation privée, permettant une gestion décentralisée de l'environnement et un recours limité à la puissance publique » (Boisvert *et al.*, 2004, p.61). Anderson et Libecap (2006) s'interrogent alors sur les raisons empêchant la définition de ces droits. Ils distinguent, à partir d'études de cas, plusieurs facteurs principaux influençant le niveau des coûts de transaction : l'information, les caractéristiques physiques de la valeur, le nombre et l'hétérogénéité des agents et les considérations d'équité. Tous ces éléments, reliés aux caractéristiques physiques des biens environnementaux et aux restrictions légales et culturelles, représentent des freins à la définition des droits de propriété et au développement d'échanges marchands (*Ibidem*).

La Nouvelle Economie des Ressources considère que la solution marchande est efficiente pour l'ensemble des ressources naturelles. Elle s'est notamment intéressée aux problèmes relatifs à la ressource en eau. Ainsi, comme pour toutes les autres ressources naturelles, les auteurs prônent la définition de droits de propriété et la mise en place d'un marché de l'eau comme solution aux problèmes d'allocation des ressources en eau²⁸ (Petit, 2004). La solution marchande permettrait ainsi d'éviter la mise en place de mesures étatiques sur la demande ou l'offre, trop coûteuses pour la collectivité (Anderson, 1983). En s'appuyant sur les travaux de Gardner (1983) sur l'élasticité prix élevée de la demande en eau, Anderson (1983) avance l'idée qu'une hausse du prix de l'eau provoquerait une hausse des comportements économes.

En nous appuyant sur l'article de Strosser et Montginoul (2001) relatif aux marchés de l'eau, nous mettons en évidence les intentions de la Nouvelle Economie des Ressources en ce qui concerne la gestion des externalités environnementales. Selon les deux auteurs, un marché de l'eau, en tant que « lieu d'échanges informels ou formels de droits d'eau (d'usages ou de propriété) préalablement alloués ou de volumes d'eau disponibles entre des individus ou des collectivités » (*Ibidem*, p.23), « semble offrir des possibilités d'amélioration de la gestion de

²⁸ Anderson (1983) compare le risque de pénurie d'eau à la crise pétrolière du début des années 1970, provoquée par une demande plus forte que l'offre.

l'eau. Ce mode de gestion permettrait une meilleure allocation de l'eau entre usages pour une plus grande efficacité d'utilisation et une maximisation du bien-être social » (*Ibidem*, p.14). Le fonctionnement des marchés de l'eau nécessite cependant le respect de plusieurs pré-requis, sur le plan théorique et pratique. Les conditions théoriques correspondent aux hypothèses satisfaites dans un marché de concurrence pure et parfaite. Les auteurs reconnaissent que ces conditions sont rarement réunies compte tenu des caractéristiques du bien eau (ressource non segmentée et non homogène, coût de transport élevé, offre non mobile, situations de monopole et de monopsonne, problèmes d'information et coûts de transaction élevés, demande non fluide). Ils considèrent cependant que seules deux conditions sont nécessaires en pratique à l'existence d'un marché de l'eau, i.e. la définition et l'attribution d'un droit de propriété et la prise en compte des effets externes. Ainsi, « le premier élément est nécessaire au fonctionnement de tout marché, alors que le second permet de maximiser le bien-être de la collectivité et non pas uniquement celui des participants à la transaction » (*Ibidem*, p.15).

Les droits de propriété définis doivent eux-mêmes remplir quatre conditions (Randall, 1975) : l'universalité, l'exclusivité, la transférabilité et l'applicabilité (« *enforceability* » en anglais), garantissant que la structure de droits est non atténuée. Strosser et Montginoul (2001) estiment que des droits d'usage, plutôt que des droits de propriété, peuvent suffire comme base au développement de marchés de l'eau. L'allocation des droits peut alors être établie selon différents principes, tels que la proximité physique à la ressource, la proximité temporelle ou la valorisation économique de la ressource (Saliba et Bush, 1987). Mais, puisque les hypothèses de la concurrence pure et parfaite ne sont pas satisfaites, la négociation directe entre les usagers de la ressource ne peut garantir l'atteinte du niveau de production optimal d'externalités, d'où la nécessité d'intégrer dans l'échange les externalités provoquées par les marchés de l'eau (Barton et Thompson, 1993)²⁹. Cette intégration peut consister en une incorporation des externalités dans la définition du droit d'eau, en l'établissement d'un système législatif, ou encore en la création d'une institution chargée de les encadrer. La prise en compte des externalités dans le cadre des marchés de l'eau renvoie notamment à la question de la définition de volumes prélevables, reconnus par tous les usagers de la ressource. C'est sur cette base seulement que sera rétablie une allocation des ressources efficace. Au total, les problèmes informationnels ne sont pas spécifiques à la problématique

²⁹ Ces externalités renvoient aux impacts potentiels des marchés de l'eau sur l'accès à l'eau d'autres usages ou sur des agents situés plus en aval des usages de l'eau.

de l'intervention de l'Etat dans le cadre de la politique environnementale, puisqu'ils marquent également la mise en œuvre de formes décentralisées de coordination.

Pour illustrer leurs propos, Strosser et Montginoul (2001) recensent plusieurs exemples de marchés de l'eau, en mettant en avant la diversité des situations, aussi bien au niveau de l'objet de la transaction, que des acteurs impliqués ou encore de l'organisation de la transaction (cf. Figure 1). De ces exemples, les auteurs retiennent notamment le rôle des droits d'usage et des capacités de stockage comme bases au développement de marchés de l'eau. A l'opposé, le niveau souvent important des coûts de transaction et des externalités forment un frein à la mise en place des marchés. Ainsi, ce type d'échanges marchands a majoritairement lieu au sein de collectifs d'usagers, marqués par de plus faibles coûts de transaction et externalités. Les échanges entre usages différents restent peu développés notamment du fait de raisons politiques (Thompson, 1993).

Figure 1 : Exemples de marchés de l'eau

Cas d'étude	Objet de la transaction	Acteurs impliqués dans les échanges	Organisation de la transaction	Bibliographie
Banque de l'Eau (EU)	Ventes de volumes d'eau de surface attachés à des droits expropriés	Du secteur agricole vers les autres secteurs, parfois entre agriculteurs	Transferts des droits d'eau effectués par une autorité exogène créée spécialement	Howitt, 1993 et 1995 [20,21] ; Bhatia et al., 1995 [9] ; Israel et Lund, 1985 [22]
Californie (EU)	Uniquement la partie consommée des droits, volumes d'eau	Du secteur agricole vers les villes Entre agriculteurs	Transferts institutionnalisés avec longue procédure administrative et légale pour limiter les externalités. Restrictions des transferts hors bassin	Thompson, 1993 [26]
Colorado-Big Thompson (EU)	Droits et volumes d'eau de surface du barrage (17% de l'eau disponible)	Entre secteurs et entre agriculteurs	Transferts gérés par le gestionnaire et limités à la zone actuellement desservie par le barrage	Simpson, 1992 [5] ; Michelsen, 1994 [18] ; Bhatia et al., 1995 [9]
Chili	Droits d'eau et volumes d'eau de surface et d'eau souterraine	Entre agriculteurs, parfois entre secteurs	Procédures de transaction spécifiées par la loi. Protection effective des tiers. Administration impliquée dans les transferts entre secteurs	Gazmuri, 1993 [8] ; Bauer, 1997 [25]
Gujarat (Inde)	Volumes d'eau souterraine	Entre agriculteurs ou du secteur agricole vers les villes	Transactions localisées. Les propriétaires de puits installent leur propre réseau de conduites pour atteindre un grand nombre d'acheteurs. Intermédiaires privés dans le cas de transferts intersectoriels	Shah, 1989 [29]
Inde du Nord et Pakistan	Volumes d'eau de surface et d'eau souterraine, pseudo droits d'eau de surface	Entre agriculteurs	Contrats informels. Effets externes directs pris en compte dans les transferts de droits d'eau de surface mais non considérés dans les transactions d'eau souterraine	Reitfeger, 1994 [15] ; Strosser, 1997 [10]
Mexique	Volumes d'eau de surface	Entre agriculteurs Rarement entre secteurs	Procédure de régularisation des transferts. Système légal limitant les transferts entre secteurs	Rosengrant et Gazmuri, 1994 [30]
Utah (EU)	Droits d'eau (équivalents à des parts sociales dans une coopérative)	Entre agriculteurs	Droits échangeables. Procédure spéciale de contrôle des transactions. Système flexible et simple	Saiba, 1987 [7]

Source : Montginoul et Strosser (2001)

3.2. Critiques adressées à la Nouvelle Economie des Ressources

Si la Nouvelle Economie des Ressources semble aujourd'hui avoir « une certaine influence sur la détermination des politiques environnementales » (Boisvert *et al.*, 2004, p.61), elle fait, dans le même temps, l'objet de nombreuses critiques (on peut citer par exemple Barraqué, 2004 ; Boisvert *et al.*, 2004 ; Petit, 2002 et 2004).

Les critiques renvoient particulièrement à la posture inductive, historiciste et idéologique de la démonstration de la supériorité du marché sur les autres solutions des problèmes environnementaux qu'entendent mener les théoriciens de la NER. Les auteurs à l'origine de ces critiques appellent alors à davantage de réalisme dans l'analyse de ces marchés (Petit, 2004). Selon ces critiques, les auteurs appartenant au courant de la NER adoptent un raisonnement inductif à partir duquel ils établissent des conclusions générales issues d'exemples précis (exemples des analyses d'Anderson (1983) et d'Anderson et Snyder (1997)). Boisvert *et al.* (2004, p.65) signalent une erreur logique dans le raisonnement tenu par les défenseurs de la NER, étant donné que ces derniers considèrent « que l'efficacité constatée dans la gestion des ressources détenues en privé est due à leur régime de gestion, ce qui revient à identifier une relation causale là où les faits ne permettent de conclure qu'à une corrélation ». Les auteurs de la NER tentent également de consolider leur démonstration en la basant sur des exemples historiques ou contemporains ayant « pour objet de concourir à une célébration de la propriété privée et de servir des stratégies en faveur de la privatisation » (*Ibidem*, p.63). Selon leur raisonnement historiciste³⁰, la propriété privée serait ainsi l'objectif à atteindre par toute civilisation. Enfin, la NER adopte un discours très idéologique (*Ibidem*), étant donné que leur analyse se base sur une vision idéalisée du marché pour démontrer la supériorité de ce mode d'allocation des ressources sur les autres (Petit, 2004) et ainsi recourir à des recommandations politiques en faveur de la privatisation sans préciser la marche à suivre (problèmes de mise en œuvre).

Des auteurs proposent de mesurer « l'écart qui sépare le discours de la NER sur la prétendue efficacité des mécanismes marchands et le fonctionnement concret de ces marchés » (*Ibidem*, p.7), à partir d'une analyse selon eux plus nuancée et plus réaliste des marchés de l'eau, basée sur l'étude détaillée d'exemples mis en avant par les auteurs de la NER. Leur objectif est ainsi

³⁰ L'historicisme est « une doctrine qui considère qu'il existe des lois générales du développement historique qui rendent le cours de l'histoire inévitable et imprévisible » (Petit, 2004, p.5).

de souligner la posture idéologique et non scientifique³¹ qui marquerait ce courant (*Ibidem*) étant donné la tendance des auteurs de la NER à « mettre en avant les seules dimensions qui vont dans le sens de leurs thèses » (Boisvert *et al.*, 2004, p.70). Petit (2002), en se basant sur les conclusions de plusieurs travaux critiques, insiste notamment sur les difficultés techniques et juridiques inhérentes à la mise en œuvre des marchés de l'eau (problèmes relatifs aux transferts des droits et de la ressource, aux coûts de transaction souvent élevés, aux questions d'éthique, ...), et qui ne permettent pas de garantir l'efficacité de ces marchés. De plus, les caractéristiques du bien eau rendent difficile la définition des droits de propriété privée sur la ressource. Enfin, quand ce type de marchés existe, ce sont souvent soit des marchés administrés (à rapprocher des marchés de droits de Dales, *cf. infra*), ne se substituant donc pas à l'intervention étatique (Petit, 2004), soit des marchés informels, appuyés sur des communautés d'utilisateurs (Barraqué, 2004). Au total, les marchés de l'eau, confrontés à la complexité du réel, apparaissent selon les détracteurs de la NER, comme un mode de gestion de la ressource en eau à la mise en place et à l'efficacité beaucoup plus nuancée que la présentation faite par la NER.

3.3. Le marché de droits de Dales (1968) : une privatisation des ressources ?

Dales (1968) est à l'origine de ce mode d'internalisation des externalités, souvent appréhendé comme une matérialisation d'une privatisation des ressources naturelles. Or, ce type de marchés ne forme pas une réelle solution privée aux problèmes des externalités étant donné le degré important d'intervention étatique dans leur fonctionnement. Le choix de l'objectif environnemental est en effet laissé à la discrétion de l'Etat³². La mise en place d'un marché de droits permet notamment, en étant aussi efficace sur le plan économique que la taxe, d'éviter le processus de tâtonnements inhérents à cette dernière. L'objectif environnemental est matérialisé par un nombre de « droits à polluer », dont l'offre, fixée par l'Etat, est confrontée à la demande pour obtenir un prix d'équilibre. L'Etat intervient également en tant qu'intermédiaire et régulateur sur le marché des droits (notamment à travers l'achat de droits pour jouer sur le prix). Les marchés de droits présentent l'intérêt de réunir les avantages d'un

³¹ Boisvert *et al.* (2004, p.79) précisent dans ce sens que « [p]our cette approche, profondément normative, la réfutation empirique est impossible ».

³² Dales estime que l'économie n'est pas en mesure de fixer l'objectif environnemental, « [c]es objectifs sont le produit de choix sociaux et politiques en faveur d'une catégorie d'intérêts qui va prévaloir » (Boisvert *et al.*, 2004, p.66).

instrument quantitatif (fixation d'un niveau d'externalité) et d'un instrument économique (répartition des efforts de réduction des externalités)³³.

Si ce marché possède une empreinte coasienne évidente, son offre fixe et son fonctionnement fortement administré l'éloigne des principes d'une solution privée d'internalisation. Il forme ainsi un instrument marchand au service d'une politique étatique. Dales lui-même le précise : « [j]'ai parlé de droits de propriété et non de propriété privée. Les termes malheureusement galvaudés et mal définis de « propriété privée » sont devenus un concept idéologique avec lequel je ne veux rien avoir à faire. Je pense que dans certains cas les droits de propriété peuvent être détenus par des individus ; dans d'autres cas, par des groupes d'individus, comme des firmes ; et dans d'autres cas encore, par des gouvernements. Il est raisonnable de supposer que différents types de situation appellent différentes formes de propriété. Mais dans tous les cas : pas d'idéologie ! Pas de propriété, juste des « droits de propriété », quelle que soit l'identité de ceux qui les exercent » (Dales, 1968, cité par Boisvert *et al.*, 2004, p.68). Du fait de l'omniprésence de l'Etat dans le fonctionnement de ces marchés de droits, les auteurs appartenant à la NER s'avèrent très critiques vis-à-vis de ce type d'instruments économiques (Smith, 1992). Boisvert *et al.* (2004, p.69) précise cependant que « [s]i l'instrument est critiqué sur le plan théorique, il semble néanmoins que les adeptes de la Nouvelle Economie des Ressources ne soient pas toujours aussi prompts à le déceler et à le critiquer une fois mis en application ».

Notre section 3 nous a permis de mettre en avant les difficultés de mise en œuvre rencontrées par les solutions idéales issues de la théorie économique de la politique environnementale, du fait d'une part, d'une prise en compte insuffisante des éléments de contexte des problèmes d'environnement, et d'autre part, de l'appréhension d'un seul mode de coordination à la fois. Les instruments qui composent la politique environnementale sont le reflet de préceptes théoriques. Ces derniers négligent de fait les déterminants et les contraintes d'ordres physique, informationnel, politique, institutionnel... qui impactent fortement les comportements des agents économiques et leur rapport à l'environnement. La théorie économique de la politique environnementale et les approches traditionnelles des externalités

³³ Mahé et Ortalo-Magné (2001) précisent que ces marchés de droits ne sont pas utilisables pour toutes les situations d'externalités. Ils le sont pour des biens publics mondiaux mais pas pour des biens collectifs locaux (nécessité d'un grand nombre de participants et multiplication de marchés locaux qui impliquent une hausse des coûts administratifs).

sur lesquelles elles reposent sont ainsi caractérisées par une prise en compte insuffisante des éléments de contexte liés à la spécificité de chaque problème environnemental.

Les approches que nous avons présentées dans cette section se centrent également sur un unique mode de coordination, soit la coordination étatique, soit la coordination marchande. Or, dans la réalité, l'Etat et le Marché forment une alternative en termes de gestion des problèmes environnementaux. L'existence de cette alternative n'est pas réellement intégrée dans les analyses que nous avons présentées ici. Il est en effet insuffisant de souligner d'un côté les échecs du marché à atteindre l'optimum, ou de l'autre la supériorité théorique du marché dans un monde idéal, pour démontrer la supériorité d'un mode de coordination sur l'autre dans toutes les circonstances (Déprés, 2006).

Ces éléments mettent selon nous en évidence l'intérêt de l'approche « véritablement » coasienne dans le cas des problèmes environnementaux, basée sur l'hypothèse de coûts de transaction positifs.

SECTION 4 :

UNE LECTURE COASIENNE DU « PROBLEME DU COUT SOCIAL » :

LE ROLE DES COUTS DE TRANSACTION

Le théorème de Coase correspond à la lecture conventionnelle du « Problème du Coût Social », sur laquelle nous nous sommes appuyées jusqu'à présent. Coase précise lui-même : « « Le Problème du Coût Social » (...) a été abondamment cité et discuté dans la littérature économique. Mais son influence sur l'analyse économique a été moins bénéfique que je ne l'espérais. La discussion a été dans une large mesure consacrée aux sections III et IV de cet article et s'est focalisée sur le ce qu'on appelle le « théorème de Coase », négligeant les autres aspects de l'analyse » (Coase, 1988, p.13). Cette focalisation sur le théorème de Coase peut être mise en exergue par le travail de recension de Cheung (1987, p.456) : « *[t]his may be the most cited economic work of our time : 99 citations in 1966-1970 ; 186 citations in 1971-5 ; and 331 citations in 1976-80* ». Mais, le théorème de Coase renvoie en réalité à une version restreinte et incomplète de l'approche coasienne, et notamment de son dessein critique vis-à-vis de l'approche pigouvienne, et plus largement, vis à vis de l'approche standard. Nous présentons donc dans cette dernière section le contenu de la « véritable » approche coasienne.

Nous avons vu dans la section 2 en quoi la lecture conventionnelle du « Problème du Coût Social » était construite autour de deux idées forces : le caractère réciproque des effets dommageables et la notion de droits de propriété. Or, cette lecture néglige un autre élément fondamental de l'approche coasienne : l'introduction de l'hypothèse de coûts de transaction positifs. Dans un premier temps, en rendant coûteux le réarrangement des droits, cette hypothèse met en avant le rôle des règles juridiques – autrement dit de la loi – sur le fonctionnement du système économique, à travers l'attribution initiale des droits (non-neutralité de la règle juridique). Elle est également à la base du rejet de la pertinence du concept d'externalité en tant que catégorie analytique. Enfin, à partir d'un raisonnement analogue à celui développé par Coase dans « La Nature de la Firme » (1937), elle permet d'expliquer l'existence de différentes modalités d'organisation des transactions, autrement dit de solutions potentiellement mobilisables pour gérer les problèmes d'externalités. Coase développe ainsi une approche comparative de l'efficacité respective de ces différents modes de résolution des externalités.

La section 4 est composée de trois parties. Le premier point présente le rôle des coûts de transaction pour l'approche véritablement coasienne. Les coûts de transaction permettent d'appréhender le rôle des institutions qui forment le système économique. Nous présentons ensuite, dans un second point, l'analyse coasienne des différents modes d'organisation des activités économiques, appliquée dans un premier temps au sein de « La Nature de la Firme », à la comparaison de la firme et du marché. Enfin, nous abordons, dans le troisième point, l'approche comparative présentée au sein du « Problème du Coût Social », entre les différentes modalités de coordination mobilisables pour gérer les problèmes de nuisances.

1. L'impact de l'intégration des coûts de transaction

L'introduction de l'hypothèse de coûts de transaction positifs est à la base de la compréhension des enseignements coasiens. Dans le cadre plus particulier des externalités, ils permettent une interprétation fondamentalement différente de l'interprétation pigouvienne.

1.1. Coûts de transaction et externalités

Coase fait référence à la notion de coûts de transaction pour la première fois en 1937 dans « La Nature de la Firme ». Il employait en réalité plusieurs expressions à l'époque (« coût d'utilisation du mécanisme de prix », « coût de réalisation d'une transaction au moyen d'un échange sur le marché », ou « coût de commercialisation »). Quelques années plus tard, dans « Le Problème du Coût Social » (1960), il utilise alors la notion de « coûts des transactions de marché ». A travers ces expressions, Coase souhaite mettre en avant le fait que le fonctionnement du système économique, et plus spécialement du marché, est coûteux. Coase (1960, p.114) précise ainsi que « [p]our réaliser une transaction, il faut savoir qui veut négocier quoi et en informer les gens en précisant dans quels termes ; conduire la négociation jusqu'à un point d'entente, établir le contrat, faire des inspections nécessaires pour vérifier que les termes du contrat sont bien respectés, etc. ». Dahlman (1979) propose une typologie des coûts de transaction : les coûts de recherche et d'information, les coûts de négociation et de décision, et les coûts liés au contrôle et au respect des termes de l'accord, ces trois types de coûts renvoyant alors aux trois étapes du processus d'échange. On peut considérer que Coase reconnaît le bien-fondé de cette définition, étant donné qu'il la cite dans « La firme, le Marché et la Loi » (Coase, 1988). Ces coûts renvoient à la « difficulté à connaître la totalité de

l'information impliquant des asymétries quant à l'accessibilité de celle-ci, des comportements stratégiques ou des phénomènes de hasard moral » (Ragni, 1992, p.145)³⁴. Les coûts de transaction ne représentent donc pas de « simples » coûts, parfaitement évaluables.

L'hypothèse de nullité des coûts de transaction introduite dans un premier temps par Coase avait en réalité avant tout vocation à mettre en évidence le rôle central des coûts de transaction et la nécessité de les inclure à l'analyse économique. Dans ce cadre, si on relâche l'hypothèse de nullité des coûts de transaction, comme Coase invite les économistes à le faire, le réarrangement des droits (création ou transfert) permettant l'internalisation des externalités est alors coûteux, et des externalités peuvent subsister. Ce sera le cas seulement si les acteurs considèrent que les coûts de l'internalisation marchande (« coûts de la réalisation des transactions indispensables [...] à l'édification de [la] nouvelle reconfiguration [des droits] ») sont supérieurs aux gains escomptés (« accroissement de la valeur du résultat obtenu par cette nouvelle constellation de droits ») (Coase, 2005, p.30). Coase met donc en avant des raisons institutionnelles, et plus précisément les coûts de transaction, comme explication de la présence ou de la subsistance d'externalités.

Dans le même temps, cette interprétation de la notion des externalités, radicalement différente de celle de la tradition pigouvienne, remet en cause la pertinence même du concept, puisque celui-ci est désormais appréhendé comme une simple conséquence – ou « symptôme » (Dahlman, 1979, p.161) – d'un niveau élevé de coûts de transaction. L'analyse coasienne, centrée sur les coûts de transaction, retire toute utilité au concept d'externalité : « [I]es coûts de transaction sont une catégorie phénoménologique appropriée et utile. Les externalités ne le sont pas » (Zerbe, 1976, p.32)³⁵.

De plus, l'arbitrage entre les coûts d'une internalisation marchande des externalités et les gains attendus est réalisé par des agents considérés comme rationnels (maximisation sous un ensemble de contraintes, y compris des contraintes institutionnelles). Si les coûts sont inférieurs aux gains attendus par les acteurs, il n'y aura plus d'externalité, et dans le cas contraire, c'est que les coûts de transaction sont trop élevés et il subsiste alors des externalités. Mais ces dernières ne peuvent alors être interprétées comme des signes d'inefficacité, ce sont

³⁴ Allen (1991) cite deux conditions nécessaires à l'existence de coûts de transaction positifs : les problèmes d'incomplétude et de coût de l'information et l'incertitude. Ces deux hypothèses prises ensemble permettent d'envisager l'opportunisme des agents, caractéristique comportementale qui sera développée par Williamson (*cf.* Chapitre 2).

³⁵ Arrow (1969) considère que les coûts de transaction peuvent expliquer l'absence de marché, et donc indirectement l'existence d'externalités. Ce type de défaillance est une défaillance relative, et non pas absolue, étant donné que « les coûts de transaction sont si élevés que le marché n'est plus appropriée » (*Ibidem*, p.149). L'auteur ne poursuit pas cette invitation à observer les modes d'allocations des ressources alternatifs au marché.

alors des externalités non pertinentes au sens de Pareto. Dans ce cadre, « l'absence d'un marché observable est, en soi, une solution marchande efficace » (Randall, 1974, p.39). Aucune externalité pareto-pertinente ne peut donc subsister dans l'analyse coasienne, basée sur l'hypothèse de coûts de transaction positifs.

Enfin, Coase s'oppose à l'opinion pigouvienne selon laquelle l'existence d'externalité impliquerait de prime abord une intervention gouvernementale. Selon lui, « cela dépend des conditions de coût de l'économie concernée. Nous pouvons imaginer des conditions de coût pour lesquelles cette présomption serait juste, et celles pour lesquelles elle ne le serait pas » (Coase, 2005, p.45). Ces coûts peuvent expliquer la subsistance de certaines externalités, dans le cas où « par l'intervention gouvernementale, les pertes excèdent également les gains réalisés par l'élimination de l'« externalité » » (*Ibidem*, p.45). Il ne valide donc pas les conclusions de l'économie du bien-être.

1.2. Etude du monde réel

Le théorème de Coase, basé sur l'hypothèse de coûts de transaction nuls, ne représente en réalité que l'introduction d'une critique beaucoup plus radicale de l'analyse économique moderne. L'auteur précise que « [c]e n'est en tout cas qu'un préliminaire au développement d'un système analytique capable d'aborder les problèmes posés par le monde réel avec des coûts de transaction positifs » (*Ibidem*, p.33). Coase exhorte ainsi les économistes modernes à opérer un changement d'approche et cherche à élaborer une analyse économique concrète, c'est-à-dire à analyser et à endogénéiser la structure institutionnelle du système économique, à travers l'introduction cette fois de l'hypothèse de coûts de transaction positifs.

Le rôle des coûts de transaction dans la critique de Coase vis-à-vis de l'approche pigouvienne, et plus globalement de l'approche standard, ainsi que son appel à sortir d'une analyse irréaliste où les coûts de transaction sont nuls, ont souvent été mal compris. L'auteur met en avant l'incompréhension de son analyse pour la plupart des économistes : « [l]e monde sans coûts de transaction a souvent été décrit comme un monde coasien. Rien ne peut être plus éloigné de la réalité. C'est le monde de la théorie économique moderne que je voulais persuader les économistes de quitter. Ce que j'ai seulement fait dans « Le Problème du Coût Social » était d'apporter des éclaircissements sur certaines de ses propriétés. J'ai montré que, dans un tel monde, l'allocation des ressources était indépendante des lois en vigueur » (Coase, 1988, p.174).

La notion de coût de transaction apparaît pour l'auteur comme caractérisant le système économique réel. Coase met en avant les limites de l'analyse économique standard : « [l]a raison pour laquelle les économistes avaient tort était que leur système théorique ne prenait pas en compte un facteur essentiel si l'on souhaite analyser l'effet d'un changement de la loi sur l'allocation des ressources. Ce facteur manquant est l'existence de coûts de transaction. » (*Ibidem*, p.174). Il montre l'intérêt de réintroduire les coûts de transaction dans l'analyse: « [s]ans le concept de coût de transaction, qui est largement absent de la théorie économique courante, [...] il est impossible de comprendre le fonctionnement du système économique, d'analyser utilement nombre de ses problèmes ou de construire une base solide nécessaire à la formulation d'une politique » (Coase, 2005, p.23).

En intégrant les coûts de transaction à l'analyse, le réarrangement des droits est désormais coûteux et la neutralité de la règle juridique ne tient plus. L'attribution initiale des droits est alors déterminante pour l'allocation finale des ressources. En cas de nullité des coûts de transaction, les réarrangements des droits ont lieu jusqu'à ce que l'allocation des ressources soit optimale. Mais dans le cas où ces coûts sont positifs, « les coûts pour atteindre le même résultat en modifiant et en combinant les droits à travers le marché peuvent être si élevés que cette combinaison optimale des droits, et la valeur la plus élevée de la production qu'elle apporterait, peut ne jamais être atteinte » (Coase, 1960, p.16). Dans ce cas, l'allocation initiale des droits est alors fondamentale. Coase précise qu'en présence de coûts de transaction positifs, la répartition initiale des droits a un effet sur l'efficacité du fonctionnement du système économique.

De plus, dans le cas de coûts de transaction positifs, l'analyse comparative proposée par Coase rejette l'idée d'atteinte de l'optimum, précisant qu'« en présence de coûts de transaction, la règle de responsabilité ne peut pas être optimale » (Coase, 1988, p.178). En effet, les coûts de transaction ne sont pas des coûts parfaitement mesurables *ex-ante* (du fait de l'incomplétude de l'information, en lien avec des problèmes d'asymétrie quant à l'accès à l'information et de comportement opportuniste des agents), ce qui entrave l'obtention de l'allocation des droits pareto-optimale.

Enfin, l'intégration des coûts de transaction dans l'analyse économique permet, selon Coase, d'appréhender la pluralité institutionnelle qui caractérise le monde réel. Ainsi, pour appréhender le marché en tant qu'institution, il est nécessaire de prendre en compte les coûts de transaction, étant donné que les marchés apparaissent alors « comme des institutions destinées à faciliter l'échange, c'est-à-dire que leur fonction consiste à générer des économies

sur les coûts de réalisation des transactions. Or, une théorie économique qui postule la non-existence de coûts de transaction ne peut intégrer l'idée que le marché ait une fonction quelconque à exercer. » (Coase, 2005, p.24-25). Plus globalement, Coase développe dans « Le Problème du Coût Social » (1960) une analyse de la structure institutionnelle de l'économie, basée sur les coûts de transaction, à partir du raisonnement développé précédemment dans « La Nature de la Firme » (1937).

2. Les modalités de l'approche comparative coasienne

Coase appelle à une introduction des coûts de transaction dans le but d'appréhender d'autres formes organisationnelles que le marché³⁶. Il s'était concentré dans le cas de « La Nature de la Firme » sur l'analyse de la firme et il élargit dans « Le Problème du Coût Social » son analyse à d'autres modes d'organisation des activités économiques, perçus comme autant de moyens de répondre aux problèmes de nuisances.

2.1. Les modalités de l'approche comparative coasienne introduites dans « La Nature de la Firme » (1937)

Coase cherche à développer, au sein de « La Nature de la Firme » (1937), une analyse réaliste de la firme, contrairement à l'approche néoclassique de la firme, où cette dernière peut être assimilée à une boîte noire et son comportement résumé à une fonction de production. Selon Coase, l'existence des firmes peut être expliquée par le fait que les transactions marchandes sont coûteuses. Coase précise ainsi qu'« [e]n dehors de la firme, les mouvements de prix orientent la production dont la coordination se fait par une série d'échanges sur le marché. A l'intérieur de la firme, ces transactions de marché sont éliminées et l'entrepreneur qui dirige la production se substitue à la structure compliquée du marché et de ses transactions d'échange » (Coase, 1937, p.35-36). Au total, l'activité de production peut être organisée au sein de deux structures différentes avec chacune un mode de coordination, le système de prix au sein du marché et la hiérarchie (assurée par l'entrepreneur) au sein de l'entreprise.

Coase analyse ensuite l'arbitrage en termes de coûts réalisés entre ces deux modes distincts de coordination. Selon l'auteur, « [l]a principale raison qui rend avantageuse la création d'une

³⁶ Le Théorème de Coase postule qu'en cas de nullité des coûts de transaction, l'allocation des ressources s'effectue à travers les relations marchandes. Les autres formes organisationnelles n'ont donc pas lieu d'être.

entreprise paraît être qu'il existe des coûts à l'utilisation du mécanisme des prix » (*Ibidem*, p.38). Ainsi, il explique l'existence de la firme par les coûts liés au fonctionnement du marché, c'est-à-dire les coûts de transaction, et plus particulièrement par la capacité de la firme à éviter les coûts de transaction. Il souligne notamment l'intérêt de recourir à la firme dans le cas de contrats de long terme. Ces derniers interviennent quand la somme des coûts inhérents à des contrats de court terme successifs est supérieure aux coûts d'un contrat de long terme, et sont justifiés par la nécessité de gérer le risque : « en raison de la difficulté à prévoir, plus la durée du contrat conclu pour la fourniture d'une marchandise ou d'un service est longue, moins il devient possible et, en fait, souhaitable pour l'acheteur de spécifier les devoirs de l'autre partie contractante » (*Ibidem*, p.39-40). La firme fournirait dans ce cadre une meilleure flexibilité que le marché.

Coase souhaite également expliquer la coexistence du marché et de la firme. En effet, du fait de la capacité de la firme à économiser les coûts de transaction, on pourrait s'attendre à une disparition des marchés à l'avantage de la firme, ce qui n'est pas le cas, d'où l'intérêt de s'interroger dans le même temps sur les limites de la firme. Il va développer sa démonstration autour de plusieurs arguments. D'une part, il mobilise l'argument des rendements décroissants pour démontrer que les coûts inhérents au fonctionnement des entreprises augmentent en même temps que la taille de l'entreprise. D'autre part, il mobilise un raisonnement à la marge. Les limites entre la firme et le marché sont alors déterminées par la confrontation du coût d'une transaction effectuée sur le marché et celui de la même transaction effectuée cette fois au sein d'une firme. Ainsi, « une entreprise tendra à s'agrandir jusqu'à ce que les coûts d'organisation de la transaction supplémentaire en son sein deviennent égaux aux coûts de la réalisation de cette même transaction par le biais d'un échange sur le marché, ou aux coûts d'organisation dans une entreprise » (*Ibidem*, p.44). La situation d'équilibre statique correspond donc à l'égalité à la marge des deux types de coûts.

2.2. Remobilisation du raisonnement dans « Le Problème du Coût Social » (1960)

L'introduction des coûts de transaction positifs dans « Le Problème du Coût Social » est le point de départ d'un raisonnement isomorphe à celui développé dans « La Nature de la Firme » pour l'appliquer cette fois au traitement des externalités. Mais Coase (1991, p.62) précise que « [b]ien que la structure des arrangements ait été similaire dans les deux cas, le concept de coûts de transaction était utilisé pour résoudre des problèmes assez différents. Dans le premier article, l'auteur souhaitait montrer « qu'en l'absence de coûts de transaction,

il n'y avait pas de base économique pour justifier l'existence de la firme », et dans le second, « qu'en l'absence de coûts de transaction, peu importe la nature de la loi, puisque les agents peuvent toujours négocier sans coût pour acquérir, subdiviser et combiner les droits, toutes les fois où cela accroîtra la valeur de la production. Dans un tel monde, les institutions qui façonnent le système économique n'ont ni substance ni objet » (Coase, 1988, p.14). Ainsi, il utilise les coûts de transaction pour expliquer, dans un premier temps, l'existence des firmes, à partir de la démonstration des coûts inhérents au fonctionnement du marché, et dans un second temps, pour montrer le rôle déterminant de la loi sur l'allocation des ressources, puisque que le réarrangement des droits est coûteux. Ces deux articles forment donc les deux temps de l'argumentation coasienne dont l'objectif général est d'appréhender la structure institutionnelle et organisationnelle de l'économie³⁷.

En effet, une fois démontré le rôle de la règle juridique sur le fonctionnement du système économique dans le cas de coûts de transaction positifs, Coase précise que le réarrangement des droits de propriété, par rapport à une distribution initiale de ces droits, peut être effectué à travers des formes organisationnelles autres que le marché et à un coût moindre que ce dernier.

3. Analyse comparative des différents modes de coordination

Pour analyser le choix entre ces différentes formes d'organisation du réarrangement des droits, Coase remobilise le raisonnement qu'il a développé auparavant dans « La Nature de la Firme » pour expliquer l'existence des firmes. Ce choix est alors basé sur une comparaison des coûts marginaux d'organisation de chacun de ces arrangements institutionnels. C'est ainsi que sera choisie « la forme d'arrangement social appropriée » (Coase, 1960, p.118). Coase analyse, dans « Le Problème du Coût Social », à partir d'une répartition initiale des droits de propriété donnée, plusieurs formes distinctes d'organisation des activités permettant un réarrangement des droits et mobilisables pour solutionner les problèmes de nuisances.

³⁷ L'auteur n'avait pas clairement cet objectif à l'esprit à l'époque où il a écrit « Le Problème du Coût Social ». Son but premier était d'exposer ses critiques à l'encontre de l'approche pigouvienne. « C'est seulement plus tard [...] que je fus amené à percevoir la signification pour la théorie économique de ce que j'avais écrit dans cet article et également à voir plus clairement quelles questions méritaient de plus amples investigations » (Coase, 1992, p.716).

La firme est la première des formes qu'il étudie. Il fait référence à « La Nature de la Firme » et rappelle que le principe de la firme est de substituer une décision administrative au contrat. Ainsi, il considère que le réarrangement des droits au sein de la firme par décision administrative sera moins coûteux que par une transaction marchande. Mais, si une firme intervient pour une nuisance impliquant de nombreuses activités distinctes et un grand nombre d'agents, les coûts administratifs risquent d'être très élevés. Le choix se portera donc sur la firme seulement si les coûts administratifs inhérents à son fonctionnement sont inférieurs aux coûts de transaction du marché, et inférieurs aux gains obtenus suite à ce réaménagement des droits.

Coase envisage ensuite l'intervention gouvernementale, à travers « des réglementations qui établissent ce que les agents doivent faire ou ne pas faire, avec l'obligation de les respecter » (*Ibidem*, p.117). Il cite différentes formes d'interventions gouvernementales. Si les coûts du réarrangement des droits sont élevés quand ils sont opérés par l'intermédiaire de la firme et du marché, le gouvernement peut s'imposer comme solution aux dommages. Il assimile le gouvernement à une « super-firme », puisque, contrairement à une firme « habituelle », le gouvernement peut échapper à des accords de marché (par exemple entre une firme et ses fournisseurs), et ses pouvoirs hiérarchiques importants (pouvoir de police, décisions autoritaires...) lui permettent de diminuer ses coûts d'organisation. Il signale que l'intervention gouvernementale suppose elle aussi des coûts inhérents à son fonctionnement propre, dont il donnera des éléments explicatifs quelques années plus tard (Coase, 1988). Il évoque ainsi le fait que, là encore, la réalisation d'un nombre élevé d'activités différentes peut engendrer des coûts administratifs importants. Il cite également les coûts supplémentaires inhérents à la mise en compatibilité des actions réalisées par les différentes agences gouvernementales. Enfin, l'efficacité des actions gouvernementales peut être réduite du fait des pressions politiques, de l'absence de concurrence, et du caractère parfois trop général de certaines mesures (problèmes d'adaptation des mesures générales). A partir de ce constat, Coase (1960, p.118) précise qu'au total, « il n'y a pas de raison non plus qu'à l'occasion une réglementation gouvernementale ne se traduise pas par une amélioration de l'efficacité économique. C'est probable, en particulier lorsque, comme c'est couramment le cas pour les nuisances de la fumée, un grand nombre de personnes sont impliquées et que par conséquent les coûts qu'entraînerait une solution par la firme ou par le marché sont élevés. ». L'analyse coasienne établit ainsi que l'intervention étatique peut, dans certains cas, apparaître comme justifiée pour internaliser les effets dommageables, et accéder de ce fait à une conclusion du même ordre que celle de l'analyse pigouvienne (Dahlman, 1979).

Enfin, Coase envisage la « solution » du statu quo, c'est-à-dire « la solution qui consiste à ne rien faire du tout » (Coase, 1960, p.118). Dans le cas des réarrangements pour solutionner les problèmes de nuisances, il sera préférable de ne rien faire si les coûts respectifs des différentes formes d'organisation des transactions (marché, firme et gouvernement) sont plus élevés que les gains attendus (soit l'accroissement de la production).

Ainsi, en supposant que les coûts associés respectivement au marché, à la firme et au gouvernement pour le réarrangement des droits sont inférieurs à l'augmentation de la valeur engendrée par ce réarrangement, on peut résumer la démarche comparative coasienne de la manière suivante : la forme d'organisation souhaitable sera le marché si les coûts de transaction sont inférieurs à la fois aux coûts administratifs d'organisation interne d'une firme et aux coûts d'une intervention gouvernementale, ce sera la firme si cette fois les coûts administratifs d'organisation interne d'une firme sont inférieurs aux coûts de transaction du marché et aux coûts de l'intervention gouvernementale, et enfin ce sera l'intervention gouvernementale si cette fois les coûts d'une intervention gouvernementale sont inférieurs aux coûts de transaction du marché et aux coûts administratifs d'organisation interne d'une firme. Si à l'opposé, les coûts liés à chacune des formes d'organisation sont trop élevés, on observera le statu quo puisqu'aucune augmentation du produit social n'est attendue.

Les apports de Coase à l'analyse du traitement des externalités environnementales reposent sur l'introduction de l'hypothèse de coûts de transaction positifs. En supposant dans un premier temps la nullité des coûts de transaction, l'objectif de l'auteur était justement de mettre en exergue le rôle de ce type de coûts pour l'analyse économique : « [s]ans le concept de coût de transaction, qui est largement absent de la théorie économique courante, je soutiens qu'il est impossible de comprendre le fonctionnement du système économique, d'analyser utilement nombre de ses problèmes ou de construire une base solide nécessaire à la formulation d'une politique » (Coase, 2005, p.23).

L'approche véritablement coasienne reconnaît ainsi le fait que le « monde réel ne fonctionne pas sans un certain nombre de coûts, contrairement au monde idéal de l'économie néo-classique » (Caron, 1998, p.302). Sur cette base, l'analyse coasienne reconnaît l'existence d'une pluralité de modalités d'internalisation des externalités potentiellement mobilisables. Ce type d'approche saisit ainsi la pluralité organisationnelle qui caractérise le monde réel et

permet d'appréhender un continuum d'arrangements, là où l'analyse économique était précédemment, comme nous l'avons montré, réduite à une opposition Marché-Etat.

Sur cette base, la méthode d'analyse économique prônée par Coase consiste à caractériser les différentes modalités de coordination envisageables, et à préciser les coûts et les gains qu'elles impliquent, en fonction du problème environnemental traité. Ce type d'approche, puisqu'il « souligne l'importance d'une étude concrète des solutions mises en œuvre », requérant « un examen au cas par cas des coûts et des bénéfices des différentes solutions » (Déprés, 2006, p.88), met ainsi selon nous en exergue la nécessité de prendre en compte le contexte lorsqu'il s'agit d'appréhender la question de la gestion des problèmes d'environnement.

Conclusion du Chapitre 1

Le retour réalisé au sein de ce premier chapitre sur la question du traitement des externalités dans la littérature économique, sans répondre à un objectif d'exhaustivité, nous a permis d'appréhender le lien existant entre la définition du concept et l'identification des solutions à mobiliser. La première phase de la genèse du concept d'effet externe aboutit à une appréhension du phénomène d'externalité en tant que forme principale de défaillance du marché, et légitime de ce fait une intervention correctrice de l'Etat. La portée interventionniste qui caractérise la théorie des effets externes fait rapidement l'objet de critiques virulentes de la part des partisans du laisser-faire, ceux-ci se positionnant en faveur des mécanismes de coordination par le marché. Dans ce cadre, le théorème de Coase, établissant la possibilité d'une négociation directe entre les agents impliqués, apparaît comme un instrument central de la critique néo-libérale vis-à-vis du concept d'effet externe. Les tenants de la tradition pigouvienne ont alors tenté à leur tour de remettre en cause la validité du théorème, en dénonçant notamment l'irréalisme de l'hypothèse de nullité des coûts de transaction. Ces controverses théoriques se caractérisent ainsi par une polarisation Etat-Marché et par la volonté de démontrer la supériorité absolue d'une solution sur une autre.

Les problèmes d'environnement donnent une matérialité aux phénomènes d'externalités étudiés au sein de la littérature économique. Dès lors, la théorie normative de la politique environnementale consiste en une application à l'environnement des préceptes théoriques développés au sein de la théorie des externalités. Les difficultés d'opérationnalisation de ces préceptes (par exemple, en ce qui concerne la détermination d'un optimum de production des externalités dans le cadre des approches d'inspiration pigouvienne, ou la définition des conditions de mise en œuvre d'un système de droits de propriété dans le cadre des approches d'inspiration coasienne) révèlent à notre sens la nécessité d'une meilleure prise en compte des éléments de contexte.

En exhortant à davantage de réalisme au sein de l'analyse économique, la véritable approche coasienne, basée cette fois sur l'hypothèse de coûts de transaction positifs, souligne l'importance de mener des analyses contextualisées des problèmes d'externalités environnementales. A la suite de Coase, nous reconnaissons ainsi, i) le rôle structurant des problèmes informationnels, et ii) l'existence d'une pluralité de modalités de coordination

disponibles pour gérer les problèmes d'externalités et la non supériorité d'une modalité sur les autres dans toutes les situations, d'où iii) le rôle des éléments de contexte lorsqu'il s'agit d'appréhender la pertinence des arrangements possibles.

En d'autres termes, sans remettre en cause les apports des travaux développés dans le cadre de la théorie des effets externes, ce premier chapitre met en évidence l'intérêt d'une conceptualisation des éléments constitutifs du contexte lorsqu'il s'agit d'appréhender la question de la gestion des problèmes d'environnement.

CHAPITRE 2 :

UNE GRILLE D'ANALYSE NEO-INSTITUTIONNELLE DES PROBLEMES ENVIRONNEMENTAUX³⁸

Le chapitre 2 a pour objet la présentation de l'enchaînement analytique de notre thèse, centré sur la prise en compte des éléments de contexte. Nous élaborons une grille d'analyse néo-institutionnelle des problèmes d'environnement, qui articule une composante transactionnelle, à même d'identifier les caractéristiques clés d'un problème environnemental donné et de questionner la pertinence de différentes modalités de coordination potentiellement envisageables, et une composante « socio-institutionnelle », à même d'appréhender de manière plus fine les comportements des acteurs impliqués et les logiques qui sous-tendent leurs prises de décision.

Reprenant à notre compte la nécessité d'analyser les problèmes de coordination au cas par cas, sans préjuger *a priori* de la supériorité d'un mode de coordination sur un autre, nous proposons de remobiliser et d'adapter le cadre théorique de la Théorie des Coûts de Transaction, initié par Coase et développé par Williamson, pour appréhender la question de la gestion des problèmes environnementaux. Notre démarche théorique vise ainsi, comme le suggère Williamson (2002, p.6), à « élargir l'économie des coûts de transaction à d'autres transactions, comme les problèmes d'externalité [à travers la mise en évidence de] de leurs caractéristiques contractuelles latentes », et ainsi montrer « qu'une opérationnalisation à la Williamson des intuitions coasiennes dans le domaine de l'environnement est possible et prometteuse » (Grolleau et Salhi, 2009, p.8).

Nous nous intéressons à l'incidence des caractéristiques des problèmes environnementaux sur la détermination des modalités de gestion. Dans ce cadre, nous élaborons une grille de lecture transactionnelle des problèmes d'environnement, permettant d'une part de prendre en compte les éléments relatifs au contexte, à travers l'analyse des attributs des transactions environnementales, et d'autre part de se prononcer sur les modalités de coordination des agents économiques autour des ressources environnementales.

³⁸ Les développements de ce chapitre sont majoritairement basés sur un article présenté en 2010 à la 9^{ème} session de l'ESNIE (European School on New Institutional Economics), sous le titre « *A New Institutional Approach of Resource Use Conflicts: The Case of Poitou-Charentes* ».

Notre grille d'analyse transactionnelle adaptée à l'analyse des problèmes d'environnement est appliquée à notre cas d'étude, le problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime. Nous sommes ainsi amenés à caractériser finement les spécificités du problème environnemental étudié, telles que les spécificités du territoire, les spécificités socio-économiques (usages et activités impliqués, types d'utilisateurs, leur localisation, les relations d'interdépendances entre les utilisateurs), et le cadre réglementaire (sur lequel nous reviendrons plus en détail dans le Chapitre 3). La contextualisation de ce problème environnemental, ainsi permise par la mobilisation de notre grille, nous permet également, du fait des caractéristiques mises en évidence, de nous prononcer, en première analyse, sur la pertinence d'une intervention étatique.

Les éléments de contexte pris en compte à partir des outils de la Théorie des Coûts de Transaction restent cependant majoritairement circonscrits à l'objet de la transaction environnementale étudiée, c'est-à-dire une ressource environnementale. Si les approches transactionnelles permettent une prise en compte indéniable des éléments de contexte, certains éléments relevant de l'environnement institutionnel, susceptibles d'influer sur les comportements des agents économiques, sont à notre sens insuffisamment étudiés au sein de cette littérature.

Nous considérons, à la suite de North (1999), que l'environnement institutionnel détermine la structure incitative d'une économie, puisqu'il façonne les normes de comportements, et constitue en même temps un système de contraintes à travers les règles formelles (règles politiques, règles légales, droits de propriété...) et les règles informelles (coutume, culture...). Nous adhérons ainsi à la séparation analytique entre environnement institutionnel formel et environnement institutionnel informel. Nous considérons également que l'encastrement social des agents économiques peut avoir un impact sur leurs comportements. Nous proposons dans ce cadre de mobiliser les apports de la Nouvelle Sociologie Economique (Granovetter, 1985, 2000). Cette littérature cherche, en s'appuyant sur la thèse de l'encastrement social, à démontrer l'influence des structures sociales sur les choix des acteurs économiques et la dynamique des groupes. Les réseaux sociaux sont ainsi supposés faciliter ou contraindre l'action économique.

Au total, la reconnaissance de ces trois éléments – environnement institutionnel formel, environnement institutionnel informel, réseaux sociaux – permet d'améliorer notre compréhension des processus de prise de décision, des positionnements stratégiques et des

marges de manœuvre des agents économiques, tout en dotant notre analyse d'une perspective dynamique, notamment à travers la prise en compte du contexte historique.

Ce chapitre 2 est constitué de trois sections. Nous présentons tout d'abord les outils théoriques développées au sein de la Théorie des Coûts de Transaction (Section 1). Nous détaillons ensuite les composantes de notre grille d'analyse néo-institutionnelle des problèmes d'environnement (Section 2), d'une part la composante transactionnelle capable d'appréhender les spécificités du contexte de déroulement d'un problème environnemental, et d'autre part la composante « socio-institutionnelle » capable d'appréhender l'impact de l'environnement institutionnel (formel et informel) et des réseaux sociaux sur les comportements des agents économiques. Nous finissons ce chapitre par une application de la composante transactionnelle de notre grille conceptuelle à notre territoire d'étude (Section 3), la Charente-Maritime, dans le but d'analyser le problème environnemental autour de la ressource en eau. Nous sommes ainsi amenés à mettre en évidence l'intérêt de cette grille pour la compréhension des logiques à l'œuvre au sein d'un problème environnemental et la détermination des modalités de gestion.

SECTION 1 :

LA METHODE D'ANALYSE COMPARATIVE DE LA THEORIE DES COUTS DE TRANSACTION

Nous souhaitons présenter dans cette première section le contenu analytique de la Théorie des Coûts de Transaction, en suivant pour cela le raisonnement proposé par Williamson. Ce dernier développe un cadre conceptuel pour penser le choix entre différents modes de coordination en tenant compte, à travers l'analyse des caractéristiques structurantes des transactions, des spécificités du contexte. La boîte à outils williamsonienne permet ainsi d'explicitier et d'opérationnaliser les intuitions coasiennes : « [l]’un des résultats essentiels de l’apport de Williamson consiste en la proposition d’outils d’analyse qui permettent de nombreuses vérifications et études empiriques sur la logique des choix des structures organisationnelles » (Chabaud *et al.*, 2008, p.2).

La Théorie des Coûts de Transactions développe l'idée selon laquelle les transactions sont coûteuses et encadrées par des structures de gouvernance. Elle pose la question de l'efficacité relative de ces différentes structures lorsqu'il s'agit de coordonner les agents économiques. Trois structures sont identifiées : le marché, la firme et les formes hybrides, caractérisés par des attributs d'incitation et de contrôle administratif des engagements, d'adaptation et de droits des contrats de nature différente. L'existence de risques contractuels est liée aux deux hypothèses comportementales inscrites dans la Théorie des Coûts de Transaction – la rationalité limitée et l'opportunisme des agents économiques – et aux caractéristiques des transactions – la spécificité des actifs, l'incertitude et la fréquence. Dès lors, le choix d'une structure de gouvernance s'effectue selon le principe d'alignement, ce dernier assurant la minimisation des coûts de transaction et de production (Williamson, 1991).

Certains tenants de la Théorie des Coûts de Transaction ont cherché à intégrer à leur analyse la question de l'impact de l'environnement institutionnel sur les choix organisationnels. Ces tentatives matérialisent de fait une tendance récente à un rapprochement entre les deux volets de l'économie néo-institutionnelle initialement développés de manière séparée, le volet plutôt microéconomique, porté notamment par Williamson, d'une part, et le volet plutôt macroéconomique, porté notamment par North, d'autre part.

La première section est organisée de la manière suivante. Les deux premiers points sont consacrés à la présentation de la boîte à outils williamsonienne. Nous commençons par identifier les hypothèses comportementales et les attributs des transactions, ces éléments étant à l'origine de l'existence des coûts de transaction. Nous observons ensuite les différentes structures de gouvernance identifiées au sein de la Théorie des Coûts de Transaction ainsi que leurs caractéristiques structurantes. Nous montrons en quoi le processus de choix d'une structure de gouvernance repose sur la logique d'alignement des structures de gouvernance sur les caractéristiques des transactions. Nous abordons pour finir la question de l'articulation des deux volets de l'économie néo-institutionnelle à travers la prise en compte de l'incidence de l'environnement institutionnel sur les choix organisationnels.

1. Hypothèses comportementales et attributs des transactions

La transaction forme l'unité de base de l'analyse. Elle désigne le transfert d'un bien ou d'un service au moyen d'une interface technologiquement séparable (Williamson, 1985). Les différentes modalités d'organisation des activités sont nommées « structures de gouvernance » et correspondent au « cadre contractuel explicite ou implicite dans lequel se situe une transaction (marchés, firmes, et modes intermédiaires) » (Williamson, 1981, p.1544). Les transactions sont coûteuses et les coûts varient selon les modalités de leur organisation. Williamson (1994, p.38) appréhende les coûts de transaction comme « l'équivalent des frictions dans les systèmes physiques » et insiste donc sur la nécessité de les distinguer des coûts de production. Il les définit comme étant « ce qu'il en coûte d'organiser une transaction, ou plus formellement, comme les coûts comparatifs de planification, d'adaptation et de suivi des transferts de droits associés à des tâches, dans le cadre d'arrangements organisationnels alternatifs » (Williamson, 1985, cité par Déprés, 2006, p. 90).

Le problème de l'organisation économique est appréhendé au sein de la Théorie des Coûts de Transaction comme un problème de contractualisation. Williamson (1985) distingue les coûts de transaction de type *ex-ante* et les coûts de transaction de type *ex-post*.

Les coûts de transaction *ex-ante* sont les coûts inhérents à la rédaction, la négociation et la garantie d'un accord (Williamson, 1994). Les parties peuvent choisir de rédiger un document complexe, à travers lequel elles prévoient le plus grand nombre possible de contingences et les adaptations appropriées. A l'opposé, elles peuvent choisir de rédiger un contrat très incomplet, et les vides seront comblés au fur et à mesure que les contingences apparaissent.

Plus les activités impliquées sont simples, standards et facilement définissables sur le plan technique, plus les exigences vis-à-vis du contrat sont faibles et donc plus les coûts de transaction *ex-ante* sont faibles.

Les coûts de transaction *ex-post* sont les coûts de maladaptation (dans le cas d'un désajustement des transactions, lorsque les dispositions du contrat ne sont plus adaptées à la situation dans laquelle se trouvent les agents économiques *ex-post*), de marchandage (efforts bilatéraux pour corriger les divergences *ex-post*), d'organisation et de fonctionnement associés aux structures de gouvernance (liés au règlement des conflits qui peuvent apparaître *ex-post* entre les parties) et les coûts d'établissement d'engagement sûrs. A l'instar des coûts *ex-ante*, les coûts *ex-post* seront d'autant plus élevés que l'échange est complexe.

1.1. Hypothèses comportementales

Williamson s'appuie sur deux hypothèses comportementales, sources d'aléas contractuels : la rationalité limitée et l'opportunisme des agents économiques.

Williamson rejette l'hypothèse de rationalité illimitée, considérant qu'elle ne permet pas de rendre compte de la manière dont les agents prennent leur décision dans la réalité (Chabaud *et al.*, 2008). Les agents sont ainsi considérés comme « intentionnellement rationnels mais seulement de façon limitée » (Simon, 1961, cité par Williamson, 1994, p.69). Ils ne disposent donc pas d'une information complète, du fait de leurs capacités limitées en ce qui concerne l'acquisition et le traitement de l'information. La rationalité limitée permet d'expliquer la situation d'incomplétude contractuelle du fait de l'incapacité des acteurs à prévoir les événements pouvant intervenir dans le futur.

Selon l'hypothèse d'opportunisme des agents économiques, en présence d'information asymétrique, les agents ont tendance à exploiter de manière stratégique les informations privées qu'ils détiennent. Williamson (1994, p.70) entend ainsi par opportunisme « une recherche de l'intérêt personnel qui comporte la notion de tromperie ». Ainsi, les individus, même dotés d'une rationalité limitée, cherchent à satisfaire au mieux leur intérêt individuel. La stratégie d'opportunisme peut être observée avant la réalisation de la transaction (opportunisme pré-contractuel ou sélection adverse) ou lors du déroulement de la transaction (opportunisme post-contractuel ou risque moral). Williamson met en avant le rôle des mécanismes d'« *enforcement* » des contrats quand il s'agit de s'assurer du respect des engagements pris.

Au total, la Théorie des Coûts de Transaction « allie un degré intermédiaire de capacité cognitive (la rationalité limitée) à un degré élevé de motivation (l'opportunisme) » (Williamson, 1985, p.73). Dans ce cadre, le comportement des agents économiques ne relève plus d'une logique de maximisation mais d'une logique d'« économisation³⁹ ». Enfin, l'hypothèse d'opportunisme ne signifie pas que tous les agents sont opportunistes, mais qu'ils peuvent l'être, puisqu'ils recherchent leur intérêt personnel.

1.2. Attributs des transactions : spécificité des actifs, incertitude et fréquence

On distingue habituellement, au sein de la Théorie des Coûts de Transaction, trois dimensions fondamentales des transactions : « *the frequency with which transaction recur, the uncertainty to which transactions are subject, and the type and degree of asset specificity involved in supplying the good or service in question* » (Williamson, 1991, p. 281). Selon les caractéristiques des transactions, ces dernières sont encadrées par différentes structures de gouvernance.

Williamson définit un actif spécifique comme étant « un investissement qui ne peut être redéployé vers des usages alternatifs sans perdre de sa valeur productive » (Williamson, 1992, p.90). L'intérêt pour les agents économiques d'investir dans un actif spécifique est le supplément de valeur alors dégagé comparativement à un actif générique, à l'origine de la formation d'une quasi-rente organisationnelle. Mais les actifs spécifiques sont également sources de risques contractuels du fait de la situation de dépendance bilatérale dans laquelle les agents sont placées (*Ibidem*). Cette dépendance bilatérale provoque une diminution du nombre de partenaires possibles (en grand nombre *ex-ante* et en nombre réduit *ex-post*) – phénomène qualifié de « transformation fondamentale ». Le propriétaire des actifs spécifiques s'expose notamment au risque d'opportunisme de son partenaire, ce dernier cherchant à profiter de sa position de force dans le but de s'octroyer une part supplémentaire de la quasi-rente (situation de *hold-up* de l'agent ayant investi dans l'actif spécifique). Ce risque de captation de la rente pose ainsi des problèmes d'incitations à investir. Dans ce cadre, Williamson souligne le rôle de la mise en œuvre de dispositifs visant à garantir le partage des gains inhérents à la présence d'actifs spécifiques.

³⁹ La notion « *economizing* » ainsi employée par Williamson pour désigner l'objectif des agents (recherche de diminution des coûts attachés au déroulement d'une transaction) est à distinguer de la notion simonienne de « *satisficing* » faisant référence aux processus cognitifs mis en œuvre pour atteindre cet objectif (Williamson, 1996).

Williamson distingue six types de spécificité des actifs (Williamson, 1999). La spécificité de site concerne les actifs pour lesquels la valeur dépend de leur localisation ou de leur co-localisation avec une autre activité et pour lesquels les coûts de déplacement de l'actif sont élevés. La spécificité des actifs physiques concerne les machines ou équipements qui sont utilisés spécialement pour une transaction. La spécificité des actifs humains renvoie aux limites de redéployabilité des compétences des agents qui travaillent pour une organisation. La spécificité de marque renvoie aux investissements réalisés (dépenses commerciales, de publicités ou marketing) pour développer la renommée ou la réputation d'un produit. La spécificité temporelle renvoie au fait qu'une transaction puisse nécessiter le respect de certains délais temporels. Enfin, la spécificité de destination (actifs dédiés) renvoie aux investissements effectués pour répondre à un besoin particulier du partenaire.

La question de l'appréhension du concept de spécificité des actifs a fait l'objet de développements récents. En effet, le concept est parfois appréhendé comme préexistant à la transaction (Williamson, 1993). A l'opposé, la spécificité des actifs peut être conçue comme un critère endogène, en estimant alors qu'elle est contingente aux configurations organisationnelles adoptées (Boissin, 1999) et qu'il y a simultanéité entre le choix d'une forme de gouvernance et l'engagement d'investissements physiques, humains et immatériels (Masten, 1995 ; Masten et Saussier, 2002). Une distinction peut être ainsi réalisée entre deux types de spécificité (Boissin, 1999) : spécificité exogène (exemple d'une technologie présente ou d'une ressource spécifique localisée préexistante) et spécificité endogène (exemple d'une création d'un actif par l'association de deux entreprises aux ressources complémentaires). Ces deux types de spécificité, en participant à la dynamisation de la Théorie des Coûts de Transaction, ne vont pas impacter de la même manière la question du choix organisationnel.

L'incertitude forme le second attribut des transactions à prendre en compte quand il s'agit d'analyser une transaction. On distingue habituellement deux formes d'incertitude : incertitude comportementale et incertitude environnementale. Dans la réalité, il est évidemment difficile de les appréhender de manière distincte du fait des connections qui existent entre les deux types d'incertitude.

L'incertitude comportementale est relative au degré d'opportunisme des agents économiques et pose des problèmes d'aléa moral ou de sélection adverse. Elle est liée au niveau d'information des partenaires, à l'observabilité des comportements et des actions, à la mesurabilité de la qualité du bien ou du service faisant l'objet de la transaction (Déprés, 2006). L'opportunisme est d'autant plus difficile à observer que l'information est

asymétrique, et les gains attachés à un comportement opportuniste sont d'autant plus forts que les actifs impliqués dans une transaction sont spécifiques. Ces éléments soulignent le rôle de la crédibilité des engagements. Cette dernière se manifeste *ex-ante* à travers une définition précise des actions à entreprendre et des objectifs à atteindre (Brousseau, 1993) et *ex-post* par des dispositifs de recueil d'information, de surveillance et de sanctions de comportements opportunistes (Déprés, 2006), d'autant plus coûteux que les difficultés de mesures du résultat de la transaction sont grandes (Barzel, 1982).

L'incertitude environnementale est relative aux perturbations exogènes à la transaction (Williamson, 1991), c'est-à-dire aux paramètres d'environnement qui ont un impact sur les prises de décision des agents économiques (paramètres économiques, sociaux, politiques, juridiques...). Les hypothèses de rationalité limitée et d'information imparfaite expliquent l'incapacité des agents économiques à connaître l'évolution des paramètres d'environnement. De ce fait, l'incertitude environnementale pose la question de l'adaptation des engagements initiaux aux nouveaux paramètres dans lesquelles s'opère la transaction (coordination évolutive).

L'incidence du niveau de l'incertitude sur le choix de la structure de gouvernance est conditionnée au degré de spécificité des actifs impliqués dans les transactions. Une hausse du niveau d'incertitude dans le cas d'actifs génériques a des conséquences négligeables, et « l'échange du marché peut continuer » (Williamson, 1994, p.82). En revanche, lorsque les actifs sont très spécifiques, « l'accroissement du degré d'incertitude rend plus impératif le fait que les parties conçoivent un mécanisme « pour faire aboutir les choses » – puisque les écarts contractuels seront plus grands et les occasions d'adaptations séquentielles augmenteront en nombre et en importance avec l'accroissement du degré d'incertitude » (*Ibidem*, p.82).

Enfin, la fréquence de réalisation des transactions peut influencer le choix de la structure de gouvernance. Williamson (1985) opère ainsi une distinction entre transaction unique ou occasionnelle et transaction récurrente. La fréquence élevée d'une transaction peut entraîner une répétition des coûts de transaction pour les agents économiques. Mais cela peut également permettre de répartir les coûts attachés à la mise en œuvre et au fonctionnement d'une structure de gouvernance spécifiquement créée pour cette transaction sur un volume d'échanges important, et ainsi rentabiliser les dépenses réalisées. Généralement, les transactions qui ont lieu de manière récurrente permettent ainsi de justifier le recours à une structure de gouvernance alternative à la structure marchande. En outre, « les bénéfices

qu'apportent les structures de gouvernance spécialisées sont plus élevés pour les transactions supportés par un investissement considérable en actifs spécifiques » (Williamson, 1994, p.83).

2. Les structures de gouvernance et le processus d'alignement

Williamson (1985) analyse trois structures de gouvernance alternatives : le marché, la hiérarchie et la forme hybride. Face aux risques contractuels, ces structures de gouvernance offrent différentes modalités d'incitation (incitations à investir dans des actifs spécifiques) et de contrôle des agents économiques (garantir *ex-post* la crédibilité des engagements pris) et différents types d'adaptation des accords passés (autoriser *ex-post* l'évolution des accords en fonction des contingences) (*cf.* Tableau 1). Selon la Théorie des Coûts de Transaction, ce sont ces caractéristiques qui permettent, lorsqu'elles sont adaptées aux attributs d'une transaction, de minimiser les coûts attachés à la réalisation de cette transaction (Williamson, 2002).

Tableau 1 : Caractéristiques des structures de gouvernance

Caractéristiques	Marché	Forme Hybride	Hiérarchie
<i>Performance</i>			
Intensité des incitations	++	+	0
Contrôle administratif	0	+	++
<i>Adaptation</i>			
Adaptation Autonome	++	+	0
Adaptation Coordonnée	0	+	++
<i>Droit du contrat</i>			
Public ordering	++	+	0
Private ordering	0	+	++

++ fort, + moyen, 0 faible

Source : Déprés (2006)

2.1. Les trois structures de gouvernance : le marché, la hiérarchie et la forme hybride

L'analyse des caractéristiques structurantes du marché, de la hiérarchie et de la forme hybride nous permet d'appréhender la manière dont s'effectuent les choix entre ces trois structures de gouvernance.

Le marché est la structure de gouvernance décentralisée où la coordination est réalisée à travers le système de prix (coordination spontanée sans concertation directe) : « les décisions relatives à l'allocation des ressources sont le fait d'agents économiques indépendants,

autonomes et réagissant principalement aux signaux prix » (Déprés, 2006, p.98). L'incitation est considérée comme forte puisque l'agent économique supporte les conséquences des choix qu'ils réalisent. Le contrôle administratif est à l'opposé très réduit. Williamson considère que « la gouvernance de marché concerne les transactions standardisées de toutes sortes, quel que soit le degré d'incertitude » (Williamson, 1994, p.107) ou encore que « la gouvernance de marché est la principale structure de gouvernance appliquée aux transactions non spécifiques, que la contractualisation soit occasionnelle ou récurrente » (Williamson, 1985, p.100). Dans ce cadre, les comportements opportunistes ont peu de conséquences puisque le marché est associé à des contrats de court terme entre agents autonomes (pas de relations de dépendance entre les agents) et l'identité de ces derniers n'est pas importante. Les litiges sont résolus à partir des règles juridiques générales.

La hiérarchie est la structure de gouvernance où la coordination est assurée par la subordination (liens de subordination entre les agents membres de l'organisation). Les incitations sont considérées comme faibles (les conséquences des choix de l'agent sont cette fois réparties entre les membres de l'organisation), mais elles sont compensées par de puissants instruments de contrôle administratif. La hiérarchie est particulièrement bien adaptée à l'organisation des transactions mettant en œuvre des actifs très spécifiques. En cas d'incertitude, « l'avantage de l'intégration verticale réside dans le fait que les adaptations peuvent être effectuées d'une manière séquentielle sans avoir besoin de consulter, de compléter ou de réviser des accords inter-firmes » (Williamson, 1994, p.105). La hiérarchie suppose enfin une gestion privée des conflits sans intervention du juge (gestion en interne).

Williamson a d'abord distingué les structures hiérarchique et de marché, avant de se pencher sur les structures hybrides : « auparavant, je pensais que les transactions du type intermédiaire étaient plus difficiles à organiser et de ce fait instables [...] je suis à présent convaincu que les transactions de type intermédiaire sont beaucoup plus communes » (*Ibidem*, p.111). Les structures hybrides renvoient à une diversité d'arrangements (exemple des contrats de long terme, des accords interentreprises, des alliances...). Cette structure mêle des caractéristiques des deux précédentes formes de coordination : l'autonomie juridique des agents est maintenue mais ces derniers délèguent volontairement une partie de leur pouvoir de décision à une autorité. Williamson parle de gouvernance bilatérale ou trilatérale. La structure hybride vise donc « à conserver les avantages incitatifs du marché tout en mettant en place des dispositifs de réduction des comportements opportunistes » (Ménard, 2003, p.111). Elle repose sur un arbitrage entre les incitations et le contrôle administratif. Le recours à ce type de structure

apparaît comme pertinent quand le marché ne forme pas une garantie suffisante mais que dans le même temps la structure hiérarchique ne semble pas nécessaire. Ménard considère que c'est l'association « des risques d'opportunisme et des risques de mauvaise coordination qui détermine largement les caractéristiques des organisations hybrides choisies » (Ménard, 2004, p.360).

2.2. L'alignement des structures de gouvernance sur les attributs des transactions et le critère de remédiabilité

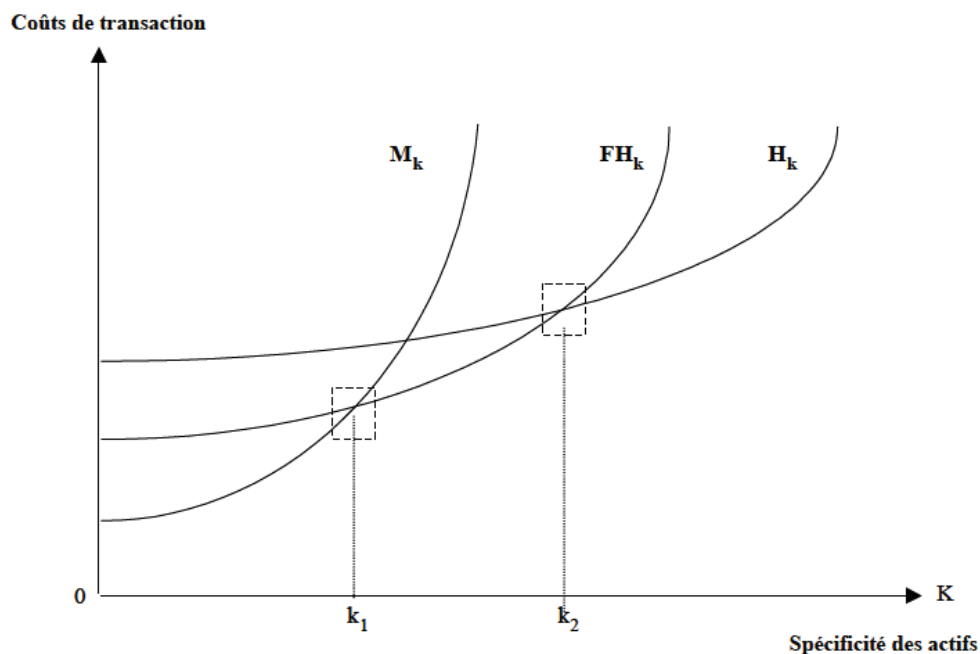
La Théorie des Coûts de Transaction considère que l'efficacité économique est assurée, à coûts de production donnés, par les structures de gouvernance qui génèrent des coûts de transaction plus faibles que les autres structures (Déprés, 2006). Ces structures de gouvernance sont alors censées progressivement s'imposer tandis que les structures inefficaces sont censées progressivement être éliminées. Le processus de sélection ainsi identifié est cependant imparfait puisque « les agents économiques vont améliorer les structures de gouvernance existantes, en fonction d'apprentissages sur leurs difficultés de coordination et les propriétés effectives des solutions qu'ils utilisent » (Brousseau, 1999, p.198). Les structures de gouvernance qui subsistent sont alors efficaces mais de manière relative puisque la sélection s'effectue « parmi les alternatives faisables et non l'ensemble des possibles, incluant des alternatives hypothétiques » (Williamson, 1996, cité par Déprés, 2006, p.100). C'est pourquoi Williamson qualifie le processus de sélection propre à la Théorie des Coûts de Transaction de faible comparativement à l'efficacité pareto-optimale. Il n'existe pas de structure de gouvernance optimale puisque le choix d'une structure est réalisé en tenant compte du contexte dans lequel se déroule la transaction et pour lequel il n'existe pas d'autre solution réalisable à moindre coût. Le jugement de l'efficacité du choix d'une action ou d'une politique n'a du sens que comparativement à une alternative réalisable, et non par rapport à un idéal hypothétique (rejet de l'« économie du Nirvana »), tout en prenant en compte les coûts de changement d'action ou de politique (Chabaud *et al.*, 2004).

Deux principes permettent de décrire le processus de sélection à l'œuvre au sein de la Théorie des Coûts de Transaction. Tout d'abord, le principe d'alignement stipule que la minimisation des coûts de réalisation des transactions est assurée lorsque « les mécanismes employés pour piloter les arrangements contractuels [sont] adaptés aux problèmes de coordination que les agents rencontrent » (Déprés, 2006, p. 96). Ensuite, le principe de remédiabilité fait référence aux incitations des agents économiques à modifier la structure de gouvernance en place en cas

d'évolution des caractéristiques de la transaction, du fait des économies ainsi réalisées en termes de coûts de transaction. Une inefficacité remédiable désigne donc une situation où « une alternative réalisable peut être décrite, qui, si elle est introduite, entraînerait des gains nets » (Williamson, 1996, p.240).

Puisque « [m]uch of the explanatory power of the theory turns on asset specificity » (Bougherara *et al.*, 2010, p.5), Williamson étudie plus précisément le lien entre spécificité des actifs, coûts de transaction et structures de gouvernance (*cf.* Figure 2). Le niveau des coûts de transaction augmente avec le degré de spécificité, et l'identification de la structure qui permet une minimisation des coûts va dépendre du niveau de spécificité. Le marché apparaît ainsi comme la structure la plus efficiente en présence d'actifs faiblement spécifiques (valeurs de k comprises entre 0 et k_1). Ensuite, au fur et à mesure que le degré de spécificité augmente, les structures hybrides (valeurs de k comprises entre k_1 et k_2) puis hiérarchiques (valeurs de k supérieures à k_2) permettent d'encadrer la transaction tout en économisant sur les coûts de transaction par rapport au marché. La frontière d'efficacité est ainsi la courbe formée par les trois portions de courbes du marché, de la structure hybride et de la hiérarchie qui minimisent les coûts.

Figure 2 : Lien entre spécificité des actifs, coûts de transaction et structures de gouvernance



Source : Déprés (2006)

Williamson propose de réétudier la question du lien entre spécificité des actifs et structures de gouvernance en tenant compte à la fois des coûts de transaction et des coûts de production. Lorsque le niveau de spécificité est faible (actifs génériques), le marché permet de réaliser des économies d'agrégation (économies d'échelle et de gamme), d'où un avantage élevé en termes de coûts de production comparativement à la structure hiérarchique. Cet avantage diminue au fur et à mesure que le niveau de spécificité augmente. Le marché constitue donc une structure moins coûteuse que la hiérarchie quand le niveau de spécificité est faible et inversement dans le cas d'un niveau élevé de spécificité.

3. Les deux volets de l'approche néo-institutionnelle

Initialement, les deux volets de travaux qui composent le programme néo-institutionnel – l'analyse des organisations et l'analyse des institutions – ont été développés de manière quasiment autonome (North, 1986). Nous nous sommes jusqu'ici concentrés sur le contenu heuristique du volet plutôt micro-analytique de l'approche néo-institutionnelle, porté par Williamson. L'autre volet, plus macro-analytique et cette fois porté par North, s'appuie sur des travaux d'histoire économique et sur le rôle des institutions dans le développement des pays. Cette séparation ainsi opérée entre l'environnement institutionnel – « règles du jeu, règles politiques, sociales, légales, qui délimitent et soutiennent l'activité transactionnelle des acteurs » – et les arrangements institutionnels – « modes d'utilisation de ces règles par les acteurs, ou plus exactement, [...] modes d'organisation des transactions dans le cadre de ces règles » (Ménard, 2003, p.105) fait référence à l'architecture de l'analyse sociale (Williamson, 2000)⁴⁰. L'intérêt d'un rapprochement et d'une articulation des deux volets du programme néo-institutionnel est aujourd'hui largement admis (Joskow, 2005).

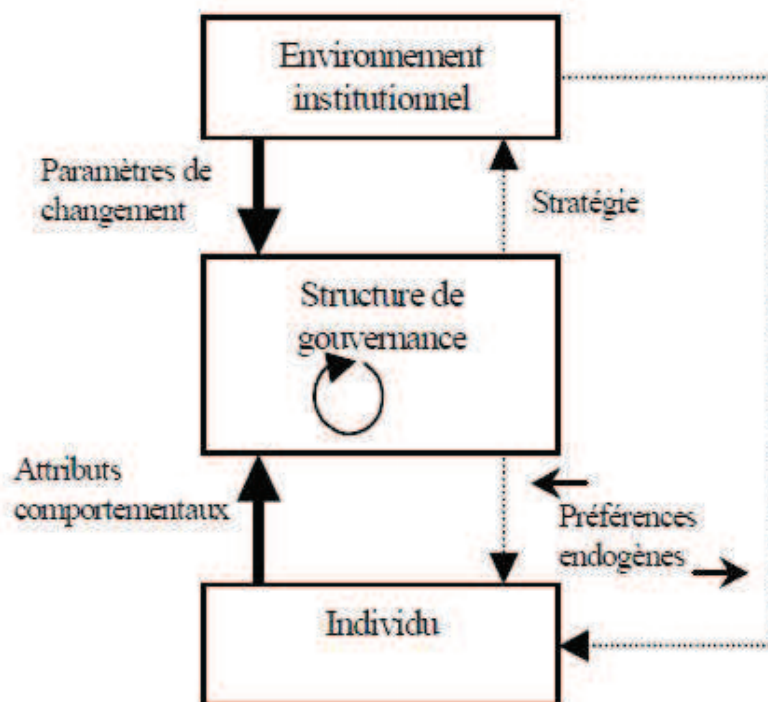
Williamson (1991) intègre ainsi plus tardivement, au sein de son analyse des choix organisationnels, la question du contexte institutionnel⁴¹. Les théoriciens des coûts de transaction conçoivent alors l'environnement institutionnel comme un « *locus of parameters*,

⁴⁰ L'analyse sociale est composée de quatre grands niveaux : le premier niveau est celui de l'encastrement social caractérisé par des contraintes informelles, le second niveau renvoie aux règles formelles, le troisième niveau est celui des structures de gouvernance ou des arrangements institutionnels avec la transaction comme unité d'analyse, et le quatrième niveau correspond à l'analyse néo-classique de l'allocation des ressources. Les quatre niveaux sont caractérisés par une stabilité décroissante.

⁴¹ Nous nous concentrons sur les conséquences de cette articulation pour les tenants de la Théorie des Coûts de Transaction. Nous n'aborderons donc pas ici la question du changement institutionnel et des phénomènes de sentier de dépendance sur laquelle North s'est penché (North, 1990, 1993).

changes in which parameters bring about shifts in the comparative costs of governance » (Ibidem, p.269). Les institutions sont donc appréhendées comme des déterminants complémentaires aux déterminants traditionnels pris en compte dans le choix d'une structure de coordination (spécificité, incertitude, fréquence) : « *les caractéristiques des transactions, d'une part, [...] représentent la nature des difficultés de coordination; l'environnement institutionnel, d'autre part, [...] désigne un ensemble de dispositifs collectifs qui constituent à la fois des contraintes et des points d'appuis pour la construction des structures de gouvernance* » (Brousseau, 1999, p. 198). Les travaux des tenants de l'analyse des organisations intégrant le rôle de l'environnement institutionnel se concentrent majoritairement sur le rôle des institutions formelles telles que le cadre réglementaire et les droits de propriété. Dans ce cadre, le contexte institutionnel est « principalement traité comme une donnée » (Williamson, 1996, p.5) qui va impacter l'efficacité relative des différentes structures de gouvernance et donc l'arbitrage réalisé entre ces mêmes structures. Enfin, l'environnement institutionnel est supposé avoir un impact sur les structures de gouvernance également de manière indirecte puisqu'il constitue « la matrice incitative » des comportements individuels (Déprés, 2006) (cf. Figure 3).

Figure 3 : Articulation des deux volets du programme néo-institutionnel



Source : Williamson (1996)

Cependant, l'identification des supports institutionnels et de leurs effets sur les coûts de transaction (le niveau des coûts, la forme des courbes de coûts et donc la position de la frontière d'efficience peuvent se trouver modifiés) n'est pas toujours aisée à réaliser. Ménard propose alors d'introduire le concept de micro-institution, compte tenu du fait qu'« un environnement institutionnel ne se caractérise pas seulement par la production de règles et/ou de normes, mais aussi et surtout par la production de dispositifs destinés à la mise en œuvre de ces règles » (Ménard, 2003, p.105). Les micro-institutions forment des dispositifs d'accompagnement des règles dans le sens où elles viennent s'insérer « entre les règles du jeu globales balisant l'environnement institutionnel d'une part, et les agents, les organisations, ou les accords contractuels qui les lient d'autre part » (*Ibidem*, p.114). Autrement dit, en permettant une meilleure adéquation des organisations à l'environnement institutionnel, les coûts de transaction supportés par les agents économiques s'en trouvent diminués et l'activité transactionnelle améliorée. La notion de micro-institution permet donc d'appréhender la question de l'arbitrage entre les coûts « privés » et les coûts « publics », ces derniers renvoyant aux coûts supportés par une instance publique dans le cadre de la conception, de la mise en œuvre et du fonctionnement de l'environnement institutionnel formel (Déprés, 2006). Le rôle ainsi accordé par Ménard aux « institutions-relais » est révélateur selon nous de l'importance accordée aux éléments de contexte au sein des approches néo-institutionnelles, appréhendée à travers la notion de coût de transaction. En effet, l'auteur estime que ces dispositifs expliquent en grande partie l'efficacité des institutions qui composent l'environnement institutionnel et les différences de performance des structures de gouvernance – la performance d'une même structure pouvant varier en fonction de la configuration de l'environnement institutionnel.

S'il est désormais admis que l'environnement institutionnel impacte le niveau des coûts de transaction, son intégration au sein de la Théorie des Coûts de Transaction apparaît comme un processus inachevé, nécessitant des investigations plus poussées de la part des tenants de l'analyse des organisations. Ménard (2010, p.433) estime ainsi que « la contribution de Williamson à l'analyse de l'environnement institutionnel reste limitée et programmatique ».

Nous estimons que la typologie des attributs des transactions établie par Williamson, repensée à la lumière de l'économie de l'environnement, peut être particulièrement pertinente pour étudier la question des modalités de coordination des agents économiques autour d'une

ressource environnementale. Cependant, sans remettre en cause l'intérêt des approches transactionnelles, nous considérons que l'intégration des éléments de contexte permise par cette littérature reste fortement attachée à l'objet de la transaction. Si l'environnement institutionnel a été reconnu plus récemment comme ayant une influence sur les comportements des acteurs (*cf. supra* Figure 3), nous estimons que son influence est insuffisamment prise en compte et qu'elle n'épuise pas la question des déterminants des comportements des agents économiques confrontés à un problème de coordination. Ces derniers méritent selon nous d'être appréhendés de manière plus approfondie.

SECTION 2 :

LES COMPOSANTES TRANSACTIONNELLE ET « SOCIO-INSTITUTIONNELLE » DES PROBLEMES D'ENVIRONNEMENT

Nous présentons dans cette deuxième section les deux composantes de notre grille d'analyse néo-institutionnelle des problèmes d'environnement (composante transactionnelle et composante « socio-institutionnelle »), ces dernières témoignant en fait des deux étapes de construction de notre démarche de conceptualisation.

Nous recensons dans un premier point plusieurs tentatives d'opérationnalisation de la Théorie des Coûts de Transaction pour l'analyse des problématiques environnementales. L'existence d'une interaction environnementale entre les agents impliqués autorise en effet une remobilisation des concepts transactionnalistes, dans le cadre d'un questionnement relatif au mode d'organisation de cette interaction.

Nous présentons ensuite dans un deuxième point notre grille d'analyse transactionnelle adaptée à la question de la gestion des problèmes d'environnement, composée d'une grille des attributs des transactions environnementales (structure de transaction, incertitude, spécificité des actifs et système de droits de propriété) et d'une typologie des modes de gestion potentiellement envisageables (intégration, marchandage, réglementation et laisser-faire). Ce cadre d'analyse permet ainsi d'analyser, dans une perspective plutôt-micro-économique, les caractéristiques structurantes d'un problème environnemental, et de rendre compte de l'incidence de ces dernières sur la détermination des modalités de gestion.

Dans un troisième point, nous proposons de compléter notre grille d'analyse transactionnelle avec une typologie, que nous qualifions de « socio-institutionnelle », élaborée à partir des travaux de North (1990) et enrichie des apports de la Nouvelle Sociologie Economique. Nous identifions ainsi, cette fois dans une perspective plus macro-économique, trois éléments (environnement institutionnel formel, environnement institutionnel informel et réseaux sociaux) capables d'améliorer la compréhension des comportements des agents économiques et des logiques qui sous-tendent leurs prises de décision.

1. Tentatives d'opérationnalisation de l'approche transactionnelle pour les problèmes d'environnement

Rappelons que Coase prônait la réalisation d'une analyse institutionnelle comparative entre différentes solutions réalisables (*cf.* Chapitre 1). Mais la mise en œuvre des recommandations coasiennes se heurte à l'absence de méthode opérationnelle de comparaison de manière contextualisée des coûts de transaction associés aux différentes modalités de gestion des problèmes environnementaux. Lévêque (2000, p. 17) précise ainsi que la « boîte à outils de l'analyse institutionnelle pour traiter la réglementation environnementale est vide en comparaison de celle dont on dispose pour traiter la question industrielle du « faire ou acheter » qui a été développée par Williamson (1975). Les orientations méthodologiques formulées par Coase pour le choix des solutions de réduction des nuisances seraient donc restées à l'état de principes généraux ».

Nous cherchons dans un premier temps à discuter de la pertinence de la notion de transaction – en tant qu'unité d'analyse de la Théorie des Coûts de Transaction – puisqu'il est question de la mobiliser pour analyser les problèmes environnementaux. Nous rendons compte dans un deuxième temps des tentatives récentes de mobilisation des outils de la Théorie des Coûts de Transaction pour l'analyse des problématiques environnementales.

1.1. La transaction environnementale

La notion de transaction inscrite au cœur de la Théorie des Coûts de Transaction (i.e. la transaction bilatérale entre deux agents économiques juridiquement autonomes) semble à première vue peu appropriée pour l'analyse des problèmes d'environnement, ces derniers renvoyant à des ressources naturelles caractérisées le plus souvent par une absence de propriété privée et l'implication d'un grand nombre d'agents ou de groupes d'agents. Ainsi, la relation bilatérale constitue dans ce cadre, l'exception plutôt que le cas général. De plus, la Théorie des Coûts de Transaction est plutôt centrée, dans le cas de l'organisation industrielle, sur le choix d'une structure de gouvernance entre marché et hiérarchie, alors que l'économie de l'environnement se focalise surtout sur l'intervention publique – en tant que solution à un problème de défaillances de marché (*cf.* Chapitre 1) – et le choix des instruments (Beckmann, 2002).

Plusieurs auteurs ont pourtant mis en avant l'intérêt que peut représenter la Théorie des Coûts de Transaction et plus largement le cadre d'analyse néo-institutionnel, pour l'analyse des problèmes d'environnement (Richards, 2000 ; Beckmann, 2002 ; Paavola et Adger, 2005 ; Bougherara *et al.*, 2010). Dans le domaine de l'environnement, le recours à la notion de transaction permet en effet d'appréhender les problèmes environnementaux comme des conflits entre agents relatifs à l'usage mutuellement incompatible d'une ressource environnementale rare (Grolleau et Salhi, 2009)⁴². L'accent est ainsi mis sur le caractère réciproque de l'interaction environnementale entre les agents impliqués. L'approche par les transactions permet également d'interroger la capacité d'une pluralité de modes de coordination à résoudre ces conflits d'usage. Dans ce cadre, la transaction environnementale apparaît comme « un système de résolution d'un conflit, impliquant un transfert potentiel et mutuellement bénéfique de droits de propriété relatifs à ces actifs environnementaux (ou à des comportements associés) » (*Ibidem*, p.10). Nous considérons ainsi, à la suite de Bougherara *et al.* (2010, p.5) que la Théorie des Coûts de Transaction « *can provide a refreshing way to evaluate alternative methods of resolving conflicting uses* ».

1.2. Les tentatives d'application des outils de la Théorie des Coûts de Transaction aux problématiques environnementales

Les problèmes environnementaux ont fait l'objet de quelques tentatives d'application du cadre d'analyse de la Théorie des Coûts de Transaction (on peut citer, par exemple, McCann et Easter, 1998 ; Colby et Pearson d'Estree, 2000 ; McCann *et al.*, 2005 ; Bougherara *et al.*, 2010 ; Déprés, 2006 ; Grolleau et Salhi, 2009 ; Richman et Boerner, 2006). Plusieurs auteurs ont tenté d'étudier les problèmes environnementaux en remobilisant le cadre d'analyse williamsonien. Ils ont ainsi cherché à caractériser les transactions environnementales et les différentes structures de gouvernance mobilisables, i.e les modalités de coordination. D'autres auteurs ont davantage mis en avant la nécessité d'améliorer les méthodes d'évaluation des coûts de transaction relatifs aux instruments de régulation des problèmes environnementaux. Nous distinguons ainsi deux volets dans notre recension des tentatives d'opérationnalisation des intuitions coasiennes, le premier volet d'ordre qualitatif ayant pour objet l'identification des attributs des transactions environnementales, et le second volet, d'ordre quantitatif, portant davantage sur l'estimation des coûts de transaction.

⁴² Cette définition de la notion de transaction renvoie davantage aux définitions de Commons (1931) et de Coase (1960) plutôt qu'à celle, plus restrictive, de Williamson (1985) (*cf.* Bougherara *et al.*, 2010).

Les analyses qualitatives reprennent à leur compte la démarche williamsonienne, basée sur le principe d’alignement des structures de gouvernance sur les caractéristiques des transactions, et tentent de l’adapter à l’analyse des problèmes d’environnement. Déprés (2006) et Bougherara *et al.* (2010) remobilisent les attributs habituellement mis en avant par Williamson – reprise des trois variables fondamentales : la fréquence, l’incertitude et la spécificité des actifs – tout en cherchant à appréhender leur rôle respectif dans le cadre des transactions environnementales. Déprés (2006, p.120) estime ainsi que « la spécificité des actifs physique et humain conjuguée à la fréquence et l’incertitude détermine le choix des arrangements contractuels efficaces ». Richman et Boerner (2006), en mobilisant la Théorie des Coûts de Transaction pour analyser les problèmes de NIMBY (*Not in my backyard*), soulignent, pour leur part, l’importance de l’incertitude dans le cas des transactions environnementales. Les auteurs signalent l’existence d’asymétries d’information élevées entre les parties prenantes, que ce soit *ex-ante* ou *ex-post*, et de controverses scientifiques sur l’origine et les conséquences des nuisances environnementales. Ces éléments renforcent les problèmes d’imperfection de l’information, et de ce fait le risque d’opportunisme des agents impliqués, d’où le rôle accordé par les auteurs à la crédibilité des engagements. Toujours en lien avec l’incertitude inhérente aux problématiques environnementales, Grolleau et Salhi (2009) ainsi que Bougherara *et al.* (2010) insistent plus spécialement sur le rôle de la difficulté de mesure, considérant même cette dernière comme l’attribut principal des transactions environnementales.

De manière à rendre compte des dimensions particulières attachées aux problèmes environnementaux, des auteurs proposent également de compléter les caractéristiques fondamentales de la Théorie des Coûts de Transaction par des variables supplémentaires pour caractériser les transactions environnementales. McCann *et al.* (2005, p.529) considèrent d’ailleurs que « *the factors that are assumed to affect transaction costs, and thus decision making in the private sector (frequency, uncertainty, and asset specificity) may not be the most important factor for environmental and natural resource policy* »⁴³. Le système de droits de propriété sur les ressources environnementales ainsi que le nombre et l’hétérogénéité des agents impliqués (Déprés, 2006 ; Grolleau et Salhi, 2009 ; Bougherara *et al.*, 2010) sont ainsi des variables particulièrement mises en avant dans les travaux cherchant à compléter la grille d’analyse williamsonienne pour l’analyse des transactions inhérentes aux problèmes d’environnement.

⁴³ Williamson (1991) lui-même estime que sa liste des attributs n’est pas exhaustive.

Toujours dans le cadre des analyses qualitatives, et selon la démarche williamsonienne, une fois les caractéristiques des transactions environnementales identifiées, il convient de les mettre en perspective des structures de gouvernance, de manière à interroger la capacité de ces dernières à coordonner les agents économiques. Déprés (2006) et Bougherara *et al.* (2010) proposent des typologies des modes de gouvernance, caractérisés par des mécanismes différents d'encadrement des comportements des agents économiques, en référence à la typologie « Marché-Structure Hybride-Hiérarchie » propre à la Théorie des Coûts de Transaction. La question du choix d'une « solution » plutôt qu'une autre nécessite alors un examen au cas par cas (Déprés, 2006).

Les analyses quantitatives cherchent à évaluer les coûts de transaction attachés aux transactions environnementales dans des contextes précis. L'objet d'étude n'est donc plus ici d'appréhender les facteurs à l'origine des coûts de transaction, mais de réaliser une quantification dans le but d'observer les possibles différences de niveaux des coûts entre plusieurs instruments de politique environnementale (McCann *et al.*, 2005). Ce type d'analyse met alors en pratique les recommandations coasiennes relatives au raisonnement en coûts complets lorsqu'il s'agit de choisir un instrument de gestion des interactions environnementales. En effet, les recommandations traditionnelles des économistes pour les instruments économiques sont basées sur une minimisation des « seuls » coûts de diminution de la nuisance environnementale (exemple des coûts de dépollution dans le cas d'un problème de pollution environnementale), étant donné l'hypothèse de coûts de transaction négligeables ou quasiment identiques entre les différentes politiques (McCann et Easter, 1998 ; McCann *et al.*, 2005 ; Vollet *et al.*, 2010). Dès lors, l'intégration des coûts de transaction à l'analyse peut avoir pour effet de modifier ces recommandations. La détermination de la meilleure politique ou combinaison de politiques dépend en effet à la fois du niveau des coûts de diminution de la nuisance et du niveau des coûts de transaction (McCann et Easter, 1998). L'intégration des coûts de transaction représente donc un intérêt certain pour la hiérarchisation des politiques. Grolleau et Salhi (2009, p.15) estiment alors que « l'une des stratégies empiriques consisterait à estimer empiriquement les coûts de transaction (notamment les coûts administratifs d'élaboration, de mise en œuvre et de contrôle) associés à un instrument donné pour un problème environnemental bien défini, puis de les comparer au cas où le même résultat serait généré mais à l'aide d'un autre instrument ou arrangement ». Prenant acte des difficultés d'ordres théoriques et pratiques inhérentes à la réalisation de l'exercice d'évaluation des coûts

de transaction⁴⁴, McCann *et al.* (2005) établissent des recommandations concernant les typologies (les auteurs se basent sur la typologie de Thompson (1999)) et les méthodologies de mesure des coûts de transaction, dans le but de rendre possible une comptabilisation de l'ensemble des coûts attachés à chacune des étapes de développement d'un instrument politique. Pour répondre aux difficultés relatives à l'accès aux données et à leur pertinence, les auteurs identifient différents processus de collecte d'information sur les coûts de transaction. Enfin, l'évaluation quantitative des coûts de transaction peut permettre de souligner les possibles déséquilibres existants au niveau de leur répartition entre les différents agents impliqués. Certains agents peuvent s'avérer opportunistes, en cherchant à minimiser les coûts qu'ils supportent au détriment du niveau des coûts supportés par les autres agents, voire des coûts globaux et de l'efficacité globale d'un instrument.

La mobilisation des outils transactionnels pour l'analyse des problèmes d'environnement conduit ainsi à la production d'analyses complémentaires à la théorie des externalités. La présentation des investigations transactionnalistes dans le domaine environnemental nous permet de mettre en évidence l'attention accordée aux éléments de contexte des interactions environnementales.

2. Une grille d'analyse transactionnelle adaptée à la question de la gestion des problèmes environnementaux

En tenant compte des apports des travaux précédemment réalisés dans ce domaine de recherche, nous proposons de revisiter la grille de Williamson en définissant des attributs des transactions à même d'appréhender les caractéristiques propres aux interactions environnementales. En nous appuyant sur le travail de Déprés (2006), nous cherchons ensuite à établir une correspondance entre les structures de gouvernance établies par Williamson et les modes d'organisation des transactions environnementales proposés par Coase. Le croisement des deux analyses, williamsonienne d'une part et coasienne de l'autre, nous permet ainsi d'établir une grille d'analyse transactionnelle des problèmes environnementaux et des modes de coordination relatifs à la gestion de ces problèmes.

⁴⁴ Williamson (1996, p.5) précisait ainsi que « *the measurement of transaction costs poses formidable difficulties* ».

2.1. Les attributs

Notre grille des attributs des transactions environnementales est composée de quatre grandes dimensions : la structure de transaction, l'incertitude, la spécificité des actifs et le système des droits de propriété. Ces différents attributs, dépendant du contexte dans lesquels ont lieu les interactions environnementales, jouent sur le niveau des coûts de transaction et donc sur l'efficacité relative des modes de gestion potentiels des problèmes environnementaux.

Le premier attribut, la **structure de transaction**, renvoie, en référence à la structure de marché, aux caractéristiques des agents impliqués (nombre et degré d'hétérogénéité) et à la fréquence de la transaction. Le nombre d'agents désigne l'ensemble des agents concernés par un problème environnemental, que ceux-ci soient considérés comme les victimes ou comme les responsables de la nuisance. L'hétérogénéité des transactants est relative aux disparités entre les agents, leurs actions et les technologies qu'ils emploient, aussi bien entre les parties de la transaction qu'au sein d'une des parties (si l'une des parties est un groupe et non un agent unique). L'hétérogénéité peut également renvoyer à des coûts d'opportunité différents (valeur de ce à quoi les transactants potentiels doivent renoncer si la transaction n'a pas lieu) : dans le cas où de nombreux agents sont affectés, l'agent qui possède le coût d'opportunité le plus élevé est également le plus incité à régler le problème environnemental, et peut décider de le résoudre par lui-même (sans la participation des autres « victimes »). La fréquence de la transaction environnementale (fréquence faible *versus* fréquence forte) va dépendre de la fréquence de la nuisance environnementale (occasionnelle/ponctuelle *versus* récurrente/durable) (Déprés, 2006 ; Bougherara *et al.*, 2010).

Le nombre d'agents impliqués dépend de certaines caractéristiques du problème environnemental⁴⁵. Si la nuisance est peu complexe (par exemple, dans le cas d'une nuisance aisément identifiable, ponctuelle et circonscrite sur le plan géographique) (*cf. infra*), on peut supposer que le nombre d'agents concernés sera plutôt réduit (Déprés, 2006). Si seulement deux agents sont concernés (par exemple la « victime » et l'agent à l'origine de la nuisance), les coûts de transaction sont réduits et « *a Coasian bargain might be reached* » (Husted, 2004, p.262). Ce type de « face à face » n'est cependant pas la configuration la plus couramment rencontrée : la plupart des problèmes environnementaux implique un nombre élevé d'agents économiques juridiquement autonomes. Cette dernière configuration représente une complexification de la recherche de solutions, le problème de coordination n'étant plus réduit

⁴⁵ Le nombre d'agents impliqués dépend également de la possibilité pour les agents de se soustraire à l'interaction environnementale (*cf.* Thiebaut (1956) pour le vote avec les pieds et Hirshman (1970) pour l'exit).

à une transaction bilatérale. Le nombre et l'hétérogénéité des parties impliquées dans une transaction étant des facteurs d'augmentation du niveau des coûts de transaction (Olson, 1965 ; Williamson, 1985), notamment des coûts d'information et de négociation (Anderson et Libecap, 2005), des négociations décentralisées impliquant tous les agents impliqués seraient très coûteuses. Les transactions environnementales marquées par un nombre élevé d'agents fortement hétérogènes peuvent alors être avantageusement gérées par des accords réglementaires (Déprés, 2006)⁴⁶. Les situations de monopsonne (un seul acteur « victime » et plusieurs acteurs à l'origine de nuisances environnementales), propices à la réduction des coûts de transaction, faciliteraient quant à elles la mise en place effective d'arrangements privés (Salzman, 2005)⁴⁷. De même, dans le cas d'un grand nombre de transactants, la capacité des agents à se regrouper permettrait une diminution des coûts de transaction, et ainsi la mise en place d'arrangements contractuels (*cf.* Grolleau et McCann (2010) pour le cas des services d'approvisionnement en eau de Munich et New York).

Au total, l'analyse de la structure de transaction forme un déterminant crucial du niveau des coûts de transaction et joue donc un rôle important dans le choix du mode de coordination dans le cas des problèmes environnementaux⁴⁸. Cette dimension interagit généralement avec le niveau d'incertitude (Bougherara *et al.*, 2010).

Le second attribut renvoie à l'**incertitude** qui entoure la transaction environnementale, en lien avec le degré de complexité de la nuisance et les problèmes de mesure.

Les difficultés de mesure d'ordre technique et les coûts de la mesure augmentent avec le degré de complexité du problème environnemental (incertitude naturelle). Husted (2004) propose dans ce cadre d'analyser les sources et les conséquences d'une nuisance environnementale. L'exercice de la mesure sera plus ou moins aisé à réaliser en fonction des caractéristiques et des configurations observées : petit nombre ou grand nombre de sources et de parties affectées (*cf. supra*), nuisance émise de manière homogène ou de manière hétérogène, nuisance issue d'une source clairement identifiée ou d'une combinaison de sources qui individuellement n'étaient pas néfastes, nuisance clairement localisée géographiquement sans propagation à d'autres biens environnementaux (ou dans l'espace) ou

⁴⁶ Le nombre de « victimes » d'une nuisance environnementale forme, selon Pigou et Coase, un déterminant majeur de l'intervention de l'Etat (Aslanbeigui et Medema, 1998).

⁴⁷ Mais cela participe également à une augmentation des problèmes relatifs au pouvoir de monopole bilatéral (Déprés *et al.*, 2006).

⁴⁸ Bougherara *et al.* (2009, p.22) précisent que « *while economists generally encourage perfect competition by assuming a great number of sellers and buyers, a TCE [Transaction Cost Economics] analysis may encourage more concentrated market structures in order to economize on transaction costs. Anecdotal evidence shows that private bargaining outcome were more successful in situations involving a small number of transactors* ».

au contraire diffuse et difficilement circonscrite, « victimes » affectées de manière homogène ou de manière hétérogène, durée ou distance entre l'action génératrice et la manifestation effective de la nuisance, nuisance plus ou moins réversible, nuisance consciemment créée ou effet joint d'une activité... Comme l'indiquent Bougherara *et al.* (2005, p.3), « [*e*]nvironmental-related transactions frequently imply a high degree of 'natural' uncertainty inherent to the complexity of environmental processes and the many ways in which humans interact with natural environments ». Le caractère mesurable va dépendre, en plus des caractéristiques du problème environnemental, de l'état des connaissances scientifiques (sur les ressources naturelles, les processus de dégradation et d'amélioration de leur état ainsi que le rôle des aléas climatiques et des caractéristiques du territoire concerné...), conférant un rôle évident au progrès technique.

Du fait des difficultés à établir précisément la chaîne de causalité et notamment la contribution exacte d'une activité à la survenance d'un dommage, il peut être difficile de spécifier les actions techniques permettant de réduire une nuisance environnementale (problème d'évaluation *ex-ante*). Toutefois, même dans les cas où ces actions sont identifiables, des risques contractuels demeurent, en raison de la difficulté du contrôle de leur respect par les agents économiques chargés de les mettre en œuvre car les effets visibles des actions sur l'environnement peuvent être longs à se manifester et sont donc non mesurables à court terme (problème d'évaluation *ex-post*). Il peut également être difficile d'évaluer les efforts réels de chaque agent pour réduire les nuisances du fait du nombre élevé de paramètres pouvant interférer sur le résultat environnemental (aléas climatiques, caractéristiques des biens de nature en jeu, efforts des autres agents...). Dans ce cas, le problème de mesure, du fait de la difficulté de repérage des comportements de passager clandestin (incertitude comportementale), confère un avantage informationnel aux agents chargés de réaliser les actions visant la diminution d'une nuisance environnementale.

Des problèmes importants de mesure contribuent à une élévation du niveau des coûts de transaction (Barzel, 2005 ; Williamson, 1996). Les actions entreprises pour rassembler l'information sont alors très coûteuses et, du fait des difficultés pour identifier les responsabilités individuelles et pour estimer les efforts réalisés, les coûts de négociation sont élevés⁴⁹ ainsi que les coûts de contrôle (Husted, 2004). Les problèmes de mesure forment

⁴⁹ Cette idée peut être rapprochée des travaux « proximités » appliqués au domaine de l'environnement. Ces derniers suggèrent l'existence d'un lien entre le contenu en incertitude des problèmes environnementaux et la coordination des acteurs (Letombe et Zuideau, 2006 ; Torre et Zuideau, 2009). Plus précisément, lorsque le niveau d'incertitude est élevé, du point de vue de l'origine du problème environnemental ou des relations causales, les proximités socio-économiques ou organisées peinent à se réaliser.

donc un paramètre important dans l'arbitrage entre les structures de gouvernance (Williamson, 1991).

Pour toutes ces raisons, nous estimons, à la suite de Déprés (2006, p.120), que « la coordination des transactions entachées d'incertitude (complexe et/ou peu mesurable) est plus efficacement assurée par des mécanismes réglementaires que pas des mécanismes concurrentiels, toutes choses égales par ailleurs ».

Le troisième attribut renvoie à la **spécificité des actifs**. Cette notion requiert certaines transpositions et aménagements pour faire sens dans le cadre des problèmes environnementaux. Nous reprenons à notre compte la distinction opérée par Boissin (1999) : la spécificité qualifiée d'exogène (ou actif spécifique préexistant) d'une part, et la spécificité qualifiée d'endogène (ou actif spécifique construit) d'autre part.

Le premier type de spécificité, la spécificité exogène, fait référence à un actif spécifique déjà présent avant le déroulement de la transaction (par exemple une technologie ou une ressource spécifique mobilisée par les transactants, telle qu'une ressource environnementale localisée) et à l'origine d'une relation de dépendance entre les transactants. Dans ce cas, les développements analytiques de la Théorie des Coûts de Transaction relatifs au choix de structures de gouvernance tiennent toujours (*cf.* Section 1). L'arbitrage entre les différentes structures de gouvernance résulte ainsi toujours du degré de spécificité des actifs impliqués. Dans le cas d'actifs peu ou pas spécifiques, le marché constitue une structure organisationnelle peu coûteuse. A l'opposé, des transactions environnementales impliquant des actifs hautement spécifiques sont plus efficacement encadrées par l'autorité que par le marché (Déprés, 2006).

Le degré de spécificité des investissements réalisés par les agents impliqués dans un problème d'environnement peut également avoir un impact sur leur motivation à trouver une issue au problème de coordination autour de la ressource en question. Par exemple, si un agent à l'origine de la nuisance a réalisé des investissements spécifiques pour l'exercice de son activité, il cherchera à trouver une solution qui lui permette de continuer son activité. A l'opposé, si un agent « victime » de la nuisance a réalisé des investissements spécifiques, ces derniers peuvent être mis en péril par la nuisance environnementale d'une part, et peuvent ôter la possibilité pour l'agent de se soustraire à la nuisance (l'agent ne peut, par exemple, pas quitter le territoire), d'où une forte motivation à mettre fin à la nuisance. Ainsi, Beckmann (2002, p.11) estime que « *it could be true that with the level of specific investments the conflict costs increase and this requires more advanced governance structures* ».

Le second type de spécificité, la spécificité endogène, fait référence à un actif « créé » par la transaction. Les implications organisationnelles de ce type de spécificité sont alors différentes de celles inhérentes à la spécificité exogène. Il y a alors simultanéité entre le choix d'une structure de gouvernance et le degré de spécificité des investissements engagés, et plus précisément, l'arbitrage entre les structures de gouvernance est cette fois dicté par le degré de spécificité de l'actif à créer. La spécificité endogène est particulièrement pertinente pour la problématique environnementale, puisque la diminution d'une nuisance environnementale nécessite souvent la constitution d'investissements spécifiques (par exemple, des compétences spécifiques). Les agents économiques ne consentent à réaliser ce type d'investissements spécifiques que si les caractéristiques de la transaction environnementale y sont favorables. Le niveau d'incertitude apparaît ainsi comme un attribut particulièrement déterminant pour la prise de décisions des agents économiques : un niveau élevé d'incertitude jouerait négativement sur la décision d'engager des investissements spécifiques. Dans le cas où la structure de gouvernance est imposée, par exemple par la réglementation étatique, si les caractéristiques de la structure ne correspondent pas aux attributs de la transaction, les agents n'engageront pas les investissements spécifiques, souvent les plus intéressants pour la protection des ressources environnementales (*cf.* Chapitre 4, Section 3). L'analyse est donc ici axée sur les conditions de « création » d'actifs spécifiques.

Le quatrième attribut renvoie au **système de droits de propriété**. Nous nous intéressons ici plus précisément au degré de sécurisation des droits de propriété (Grolleau et Salhi, 2009), dépendant de la « qualité » des trois dimensions structurantes d'un système complet de droits : définition, mise en œuvre et transférabilité (Yandle, 1999 ; Anderson, 2004). Les détenteurs des droits sont reconnus comme tels, ce qui leur confère un usage exclusif des ressources sur lesquels les droits portent, les autres agents – non détenteurs des droits – étant exclus et toute violation étant sanctionnée. La transférabilité permet aux détenteurs de céder leurs droits, en partie ou en totalité, à un ou plusieurs agents. Un système complet de droits permet ainsi d'envisager la mise en œuvre d'une solution coasienne de marchandage puisque « *[a] perfect 3-D property right means that carrying out a transaction generally involves a minimal transaction cost* » (Bougherara *et al.*, 2009, p.8)⁵⁰. A l'opposé, les défauts dans les systèmes de droits de propriété sont générateurs de coûts de transaction (hausse notamment des coûts d'information, d'exclusion et de négociation) et peuvent empêcher les gains potentiels de l'échange d'être réalisés (Grolleau et Salhi, 2009).

⁵⁰ « 3-D » pour « *defined, defendable and divestible rights* ».

Si les droits de propriété sur certains biens sont considérés comme une chose acquise ou convenue (exemple d'une automobile ou d'un bien immobilier bâti), leur usage dans le domaine environnemental est en revanche beaucoup plus compliqué du fait de « *tremendous legal, cultural and technological barriers* » (Bougherara *et al.*, 2009, p.3). Ainsi, la majorité des ressources environnementales sont non excludables en France, du fait de l'absence de droits de propriété privée sur ces ressources ou de l'existence de restrictions légales à leur appropriation (Anderson et Libecap, 2006). Le Code Rural stipule notamment que « les espaces, ressources et milieux naturels, les espèces animales et végétales, la diversité et les équilibres biologiques auxquels ils participent font partie du patrimoine commun de la nation. Leur protection, leur mise en valeur, leur restauration et leur remise en état sont d'intérêt général (...) » (Art. L.200-1 du Code Rural).

Même lorsque les ressources environnementales sont appropriables, la délimitation des droits d'usage peut être difficile, et se fera le plus souvent de manière incomplète, pour des raisons techniques ou de coûts, du fait de l'existence d'un grand nombre d'usagers (Hagedorn, Artz *et al.*, 2002). « Différentes utilisations d'une chose peuvent appartenir à des personnes distinctes ; il y a alors autant de droits de propriété économiques » (Lemieux et Mackaay, 2001, cité par Jeanneaux, 2006, p.85-86), la notion de droit de propriété économique étant à distinguer de celle de droit de propriété légale et renvoyant au droit d'usage.

Le caractère non appropriable et la délimitation imparfaite des droits d'usage des biens environnementaux génèrent des risques contractuels que les structures de gouvernance doivent essayer de gérer. Les agents vont notamment être faiblement incités à produire des services environnementaux du fait du risque de passager clandestin (Déprés, 2006). C'est pourquoi Williamson (2005) a déclaré, à propos de l'extension de la Théorie des Coûts de Transaction à d'autres champs d'analyses, qu'une faible sécurisation des droits de propriété pouvait jouer un rôle semblable à celui de la spécificité des actifs, du fait des problèmes de sous-investissement qu'elle génère.

2.2. Les différentes structures de gouvernance

Notre présentation des structures de gouvernance potentiellement mobilisables pour encadrer les transactions environnementales se situe dans la filiation des propositions coasiennes (Coase, 1960). Nous distinguons ainsi quatre structures de gouvernance : l'intégration, le marchandage, la réglementation gouvernementale et le laisser-faire. Nous mobilisons cependant les attributs mobilisés par Williamson pour caractériser ces structures en vue de

discuter de leur capacité à encadrer les transactions environnementales. Nous nous appuyons pour cela sur le travail de Déprés (2006).

L'**intégration** coasienne renvoie à une internalisation des externalités à travers la fusion des activités concernées au sein d'une même firme. Cette structure de gouvernance correspond pour Williamson à la structure hiérarchique. Elle se caractérise donc par une perte d'autonomie juridique pour les agents intégrés. La coordination est assurée par l'autorité, ceci permettant une adaptation rapide face aux changements qui peuvent intervenir. Cette solution de coordination est adaptée à l'organisation de transactions impliquant des actifs très spécifiques, une fréquence élevée et une forte incertitude. Les coûts d'intégration sont supposés croître avec le nombre d'agents à intégrer, le degré d'hétérogénéité, l'éloignement géographique... Etant données les caractéristiques structurantes de ce mode de coordination, la mise en œuvre de l'intégration s'avère pertinente pour des problèmes environnementaux impliquant des agents économiques en nombre limité⁵¹, faiblement dispersés géographiquement et mobilisant des champs de compétences proches. Déprés (2006, p.122) mentionne ainsi « le faible intérêt de cette solution lorsque le problème environnemental posé ne concerne pas uniquement des firmes mais également des ménages ».

Le **marchandage** coasien renvoie à une internalisation des externalités à travers une négociation décentralisée entre les parties concernées. Cette structure de gouvernance correspond pour Williamson à une forme de contractualisation privée entre des parties juridiquement autonomes. La coordination est ainsi encadrée par des mécanismes concurrentiels. La négociation décentralisée renvoie à un ensemble d'arrangements contractuels, et le choix d'un type d'arrangement plutôt qu'un autre va dépendre du risque d'opportunisme. Cette structure de gouvernance s'avère en théorie pertinente pour les transactions impliquant un nombre limité d'agents⁵² – le nombre d'agents impliqués étant un facteur d'augmentation des coûts de transaction (*cf. supra*). Le domaine d'application de la négociation décentralisée est donc fortement restreint lorsqu'il s'agit de gérer les problèmes environnementaux, puisque « *[t]his solution [is] feasible because the involved parties [are] well identified and not too numerous, and the definition of accurate property rights [is] possible at a reasonable cost* » (Déprés *et al.*, 2008, p. 418). Ce mode de gouvernance

⁵¹ Beckmann (2002, p.14) précise qu'« *it may be very expensive to organize the harmful effects inside a firm if the firm has to integrate into many and diverse activities in order to control for harmful effects* ».

⁵² Bougherara *et al.* (2009, p.23) précisent ainsi que « *in some cases, the large number of people and the subsequent alleged high transaction costs is not surmountable impediment to private deals* » et Mailath et Postlewaite (1990, p.419) que « *achieving an efficient bargaining outcome becomes more difficult as the number of agents gets larger in the presence of asymmetric information* ».

présente également des difficultés à assurer la crédibilité des engagements des contractants lorsque les attributs de la transaction sont favorables à un comportement opportuniste. Si la négociation décentralisée aboutit, le type d'arrangement contractuel (choisi parmi une pluralité de formes contractuelles potentiellement envisageables) sera fonction du niveau de spécificité des investissements requis et des problèmes de mesure attachés à la transaction environnementale.

La **réglementation gouvernementale** renvoie à une internalisation des externalités à travers l'action étatique. Ce mode de coordination correspond pour Williamson à une forme de gouvernance trilatérale du fait de l'intervention d'un tiers – en l'occurrence l'Etat – à la demande d'un groupe social impliqué – en l'occurrence les « victimes » de nuisances environnementales. La coordination est assurée par des mécanismes réglementaires dans le cadre d'un arrangement contractuel implicite (Déprés, 2006). Les agents ont conservé leur autonomie juridique mais ont délégué une partie de leur pouvoir de décision à l'Etat, ce qui permet d'avoir des coûts de recherche d'un accord entre les parties impliquées plus faibles comparativement à la mise en œuvre d'une négociation décentralisée. Le pouvoir hiérarchique du régulateur couplé au contrôle administratif des règles mises en place permettent d'une part, d'assurer la crédibilité des engagements, évitant ainsi les comportements opportunistes engendrés par un niveau élevé de spécificité des actifs et d'incertitude, et d'autre part, d'opérer des adaptations rapides face aux changements potentiels (coordination par l'autorité des actions individuelles). Mais la réglementation étatique fait actuellement l'objet d'une contestation croissante de la part des agents réglementés (notamment à travers des recours devant les tribunaux administratifs (*cf.* Jeanneaux, 2006), matérialisant ainsi « les difficultés du décideur public (faisant face à des défauts d'information) à évaluer et prendre en compte les préférences individuelles et leur évolutions » (Déprés, 2006, p.125). Dans le cadre des problèmes d'environnement, l'intervention de l'Etat consiste en l'édiction de directives européennes, faisant l'objet d'une transposition en droit français. Etant donné la complexité des problématiques environnementales, plusieurs ministères français, relayés par leurs services déconcentrés, interviennent dans la mise en œuvre de la réglementation environnementale (principalement les services rattachés aux ministères de l'environnement, de l'agriculture et de la santé) (*cf.* Chapitre 3, Section 2). L'intervention gouvernementale admet une pluralité d'instruments avec un degré variable de coercition et d'incitation. Au total, cette solution apparaît, du fait des garanties contractuelles permises, comme la moins coûteuse lorsqu'il s'agit d'encadrer des transactions environnementales « impliquant un

nombre important d'agents hétérogènes et/ou nécessitant la réalisation d'investissements spécifiques dans un contexte marqué par l'incertitude » (*Ibidem*, p.125).

Le **laisser-faire** enfin est envisagé par Coase pour désigner l'absence de transactions environnementales. Cette « solution » ne renvoie donc à aucune structure de gouvernance identifiée par Williamson. Cette absence de transaction s'explique par le fait que les agents concernés – agents privés et /ou l'Etat – anticipent des coûts de transaction plus élevés que les gains espérés. Malgré l'absence de transactions environnementales, les agents peuvent tenter de se protéger des nuisances environnementales (solutions unilatérales), de quitter le territoire ou d'utiliser une ressource différente (solutions d'exit⁵³). Mais « de telles solutions ne suppriment pas le problème [environnemental] et ne sont pas nécessairement efficaces d'un point de vue global » (*Ibidem*, p.113).

Tableau 2 : Les composantes de notre grille d'analyse transactionnelle

Attributs	Contenu des attributs		Structures de gouvernance
Structure de transaction	Caractéristiques des agents impliqués (nombre, hétérogénéité) Fréquence de la transaction environnementale	➔	Intégration
Incertitude	Complexité de la nuisance environnementale Problèmes de mesure		Marchandage
Spécificité des actifs	Investissements redéployables ou non		Réglementation gouvernementale
Droits de propriété	Droits de propriété et droits d'usage sur les ressources environnementales		Laisser-faire

Au total, à travers le croisement réalisé entre les intuitions coasiennes et la grille d'analyse williamsonienne (*cf.* Tableau 2), nous mettons en évidence d'une part, la pluralité des modes de coordination des acteurs impliqués dans un problème d'environnement, et d'autre part, la nécessité d'opérer une analyse au cas par cas du choix à opérer entre les différentes structures potentiellement envisageables pour gérer les problèmes environnementaux. Notre croisement théorique souligne ainsi, à travers la notion de coût de transaction, le rôle de la prise en compte des spécificités du contexte.

⁵³ Pour une présentation des solutions d'exit mobilisables par les agents privés dans le cas de nuisances environnementales, *cf.* Bouba-Olga *et al.* (2008, 2009) ou encore Rivaud (2010).

Notre schéma analytique peut être mobilisé de deux manières. Une première stratégie consiste à considérer les attributs des transactions comme des données, dont l'observation simultanée permet d'appréhender l'efficacité de différents modes de coordination potentiellement mobilisables pour gérer un problème environnemental précis. Une seconde stratégie renvoie à l'analyse de l'évolution – observée et/ou envisageable – des attributs des transactions de manière à diminuer les coûts de transaction (Déprés *et al.*, 2008). En effet, ces derniers peuvent évoluer sous l'effet d'actions des acteurs économiques directement impliqués dans un problème environnemental et/ou d'un tiers acteur, le plus souvent l'Etat.

3. Une prise en compte élargie des éléments de contexte

En ne présumant pas *a priori* la supériorité d'un mode de coordination sur un autre et en soulignant l'importance de mener des analyses contextualisées pour raisonner le choix entre les modalités de gestion potentiellement envisageables, les analyses transactionnelles des problèmes d'environnement présentent, selon nous, des apports certains pour la compréhension des logiques à l'œuvre au sein de ce type de problème de coordination. Nous considérons cependant que la prise en compte des éléments de contexte qui y est opérée mérite d'être complétée et élargie dans le but d'appréhender les déterminants des comportements des agents économiques. Nous rejoignons ainsi à ce niveau l'opinion de Ménard (2003, p.115) concernant les approches néo-institutionnelles : « [n]ous avons très peu avancé dans la direction d'une analyse des comportements des agents qui permettent d'aller au-delà des hypothèses, assez ad hoc, de rationalité limitée et de comportements opportunistes ». Nous cherchons ainsi dans cette thèse à contribuer aux réflexions produites dans ce domaine.

Nous proposons à cette intention une typologie permettant de rendre compte du système de contraintes et d'incitations dans lequel les agents interagissent. Nous adhérons tout d'abord à la séparation analytique opérée par North (1990) entre environnement institutionnel formel et environnement institutionnel informel (*cf.* Section 1). Si l'environnement institutionnel est considéré comme ayant un impact sur le comportement des agents économiques pour les tenants de l'analyse des organisations, l'analyse de cet impact reste à notre sens trop limitée et majoritairement circonscrite à la question des droits de propriété et des réglementations étatiques. Si nous nous accordons pour dire que ces derniers éléments sont centraux dans le

cadre des problématiques environnementales, d'autres éléments, susceptibles d'influer sur les comportements des agents économiques, méritent selon nous d'être pris en compte, à l'image des représentations collectives (environnement institutionnel informel).

Nous considérons également que l'encastrement social des agents économiques impacte leurs processus de prises de décision. Granovetter (1973, 1985), chef de file de la Nouvelle Sociologie Economique, estime ainsi que l'action économique est "encastrée" dans le social (« *embeddedness* »). Dans ce cadre, « les acteurs ne se comportent pas, et ne prennent pas leurs décisions, comme des atomes indépendants de tout contexte social. Au contraire, les actions qu'ils entreprennent pour atteindre un objectif sont encastrées dans des systèmes concrets, continus de relations sociales » (Granovetter, 2000, p.84). La compréhension de leur comportement nécessite alors la prise en compte du système de relations sociales dans lequel ces individus sont inscrits. Williamson (1994, p.85) lui-même a reconnu la complémentarité existante entre son approche et l'encastrement : « *transaction costs economics and embeddedness reasoning are evidently complementary in many respects* ». Les approches néo-institutionnelles entretiennent de plus des relations ambiguës avec la sociologie économique puisqu'elles mobilisent des hypothèses communes telles que la rationalité limitée et l'incertitude (Ferru, 2009). En considérant que le marché ne forme pas l'unique modalité de coordination et qu'il est nécessaire d'introduire des institutions et du social pour rendre compte de la coordination entre acteurs (Steiner, 2007), la sociologie économique nous apparaît comme particulièrement pertinente lorsqu'il s'agit de mieux comprendre les actions des agents économiques. Nous en venons ainsi dans cette thèse à convoquer plus particulièrement les apports de la Nouvelle Sociologie Economique qui nous permettent d'une part de compléter la distinction opérée entre les deux formes de contextes intentionnels – formel et informel – par la prise en compte du rôle des réseaux sociaux, et d'autre part de relâcher l'hypothèse d'individualisme méthodologique contenue dans le programme de recherche néo-institutionnel. Plus précisément, la combinaison des approches néo-institutionnelles et sociologiques nous permet de mettre en avant en quoi les éléments de contexte permettent de mieux comprendre les stratégies mobilisées par les agents économiques face à un problème de coordination autour d'une ressource environnementale.

Les transactions se réalisent ainsi « dans un contexte enchevêtré de relations interpersonnelles, de règles formelles [...] et de représentations collectives » (Le Velly, 2002). En considérant ces différents éléments à la fois comme des ressources et des contraintes pour la réalisation des transactions, nous nous attachons ici à mieux comprendre leur incidence sur

les stratégies empruntées par les agents. Nous proposons dans cet objectif de distinguer d'une part, l'encastrement social, d'autre part l'environnement institutionnel formel, et enfin l'environnement institutionnel informel⁵⁴. Si nous proposons ici une analyse dissociée de ces trois éléments de contexte, nous sommes bien évidemment conscients des relations qui peuvent exister entre ces variables.

3.1. L'encastrement social : le rôle des réseaux sociaux

L'encastrement social fait référence aux relations personnelles entre les individus. Cette notion a été particulièrement développée au sein de la Nouvelle Sociologie Economique, à travers la thèse de l'encastrement.

La sociologie économique considère qu'il « est nécessaire et utile de faire se rencontrer les théories économiques et sociologiques de manière à fournir de meilleures explications des faits économiques » (Steiner, 1999, p.3). Elle ne remet pas en cause les apports théoriques des approches standards mais considère qu'ils peuvent être complétés par une analyse sociologique des faits socio-économiques. Elle appréhende notamment la rationalité économique comme une rationalité parmi d'autres puisqu'elle estime que les motivations des agents économiques peuvent ne pas être économiques, comme par exemple la recherche de reconnaissance, de statut, de sociabilité ou de pouvoir (Granovetter, 1992). Il est ainsi de plus en plus reconnu que la prise en compte de la dimension sociale des faits économiques permet d'enrichir l'analyse économique (Steiner, 2005 ; Piore, 1996).

Dans ce cadre, Granovetter développe la Nouvelle Sociologie Economique autour de la thèse de l'encastrement social dans le but de montrer en quoi l'encastrement de la vie économique dans les réseaux sociaux et les institutions culturelles peut impacter les résultats économiques. C'est Polanyi (1944) qui utilise le premier la notion d'« *embeddedness* » (traduite par « encastrement », mais on trouve parfois aussi les notions d'enchevêtrement ou d'insertion) dans le cadre de son analyse de l'émergence historique de la société de marché. Il montre en quoi les sociétés pré-capitalistes, aux modes de transaction basés sur les principes de réciprocité et de redistribution, sont marquées par un encastrement de l'économie dans la société. Le renversement du processus d'encastrement (« désencastrement ») qui s'opère ensuite marque le passage à un système de marché, à la base de la « grande transformation ».

⁵⁴ Notre typologie s'appuie notamment sur celle proposée par Le Velly (2002) pour analyser l'encastrement des échanges marchands.

Polanyi pose ainsi une analyse critique du caractère utopique d'un système de marché autorégulé, désencastré et résultant d'un processus naturel.

La thèse de l'encastrement telle que proposée par Granovetter vise à rendre compte de l'insertion des actions économiques dans des réseaux sociaux, qu'il convient de cerner à partir des relations personnelles (aspect « relationnel ») et de la structure du réseau de ces relations (aspect « structurel ») (Burnod et Colin, 2006). L'auteur cherche à mettre en avant à la fois les motifs orientant l'action économique – « l'action est toujours socialement située et ne peut pas être expliquée en faisant seulement référence aux motifs individuels » (Granovetter, 1990, p.95-96) – et les ressources accessibles à travers les réseaux, facilitant ou contraignant l'action économique (*Ibidem*). Granovetter insiste notamment sur le développement de la confiance, la diffusion de l'information et des connaissances et l'apprentissage interactif permis par le développement de relations interpersonnelles (Granovetter, 1985).

Au total, les apports de la Nouvelle Sociologie Economique nous permettent d'intégrer à notre analyse l'impact des réseaux sociaux sur les stratégies mobilisées par les agents économiques et ainsi d'améliorer la compréhension des comportements adoptés.

3.2. L'environnement institutionnel informel : le rôle des règles informelles

L'environnement institutionnel informel renvoie à l'ensemble des représentations collectives. Ce sont des représentations du monde qui se cristallisent dans des croyances partagées. L'environnement institutionnel informel fait ainsi référence aux : i) systèmes mentaux de perception, de catégorisation et de classification, ii) scripts qui orientent l'action et les règles de pertinence qui guident l'invocation de ces scripts, et iii) valeurs, normes et goûts (Di Maggio, 1990).

Les représentations collectives forment à la fois des contraintes et des ressources pour l'action. D'une part, elles sont ainsi à l'origine des conditions légitimes de l'action des individus et ces dernières permettent de délimiter l'espace « des possibles ». D'autre part, elles composent une forme de connaissance à partir de laquelle les individus vont analyser leur environnement d'action à la base de la planification, de l'exécution et de la justification des prises de position et des comportements (Verges, 1989). Dit autrement, les représentations collectives font figure d'outils pour l'interprétation des situations et pour l'élaboration des stratégies d'action (Swidler, 1986 ; Spillman, 1999). Les institutions informelles peuvent

enfin être à l'origine de comportements « cérémoniels » et « mimétiques » en lien avec la contrainte de légitimité de l'action (Meyer et Rowan, 1977).

Dans le même sens, l'économie des conventions, et plus spécialement les travaux de Boltanski et Thévenot (1987, 1991), mettent en avant le rôle des ordres de justification (appelées aussi conventions ou grandeurs) pour la coordination des agents. Les comportements de ces derniers sont en effet considérés, au sein de ce cadre d'analyse, comme étant fondés sur des systèmes de représentations – faisant référence à l'existence de cités. La mise en évidence de ces « visions du monde » permet ainsi d'expliquer, dans le cadre de la problématique environnementale, le rapport des individus aux ressources environnementales (Calvo-Mendietta, 2005)⁵⁵.

3.3. L'environnement institutionnel formel : le rôle des règles formelles

L'environnement institutionnel formel fait référence aux règles formelles telles que les règles politiques, les règles juridiques et les règles économiques. Les composantes de cet environnement possèdent, à la différence des règles informelles et des réseaux sociaux, un caractère immédiatement observable (Le Velly, 2002) du fait d'une matérialité évidente. Le « contenu » de l'environnement institutionnel va ainsi conditionner, orienter et contraindre l'action des individus et des organisations⁵⁶. Durkheim (1978) insiste également sur le caractère habilitant des contraintes issues des règles formelles présentes au sein d'une société.

En ce qui concerne l'évolution des institutions, l'individu ne peut généralement pas modifier de façon unilatérale les règles formelles et informelles (Le Velly, 2002), à l'opposé des organisations, qui en ont la capacité, même s'il existe un chemin de dépendance institutionnel (North, 2005). La capacité d'apprentissage des organisations économiques et politiques est un facteur important d'évolution des institutions. Des firmes, des organisations syndicales, des groupements professionnels ou des associations peuvent notamment chercher à modifier le cadre institutionnel à travers des activités de lobbying sur les décideurs politiques. L'Etat joue un rôle primordial dans l'élaboration des règles formelles, notamment pour ce qui relève de la loi (North, 1990). Au total, les dynamiques institutionnelles sont alors basées sur des

⁵⁵ Plusieurs travaux conventionnalistes ont tenté d'appliquer la grille d'analyse proposée par Boltanski et Thévenot à la question des problèmes environnementaux (Godard, 1990 ; Lafaye et Thévenot, 1993 ; Latour, 1995 ; Calvo-Mendietta, 2005).

⁵⁶ « Les organisations se définissent comme des groupes d'individus regroupés ensemble par des objectifs communs. Les firmes, les syndicats, les coopératives sont des exemples d'organisations économiques ; Les organisations politiques peuvent être illustrées par les partis politiques, le Sénat, les agences de régulation ; les corps religieux, les clubs sont des exemples d'organisations sociales » (North, 2005, p.59-60).

évolutions incrémentales, des facteurs politiques et idéologiques (Didry et Vincensini, 2010). Granovetter précise ainsi que « les institutions sociales ne jaillissent pas automatiquement en prenant une forme incontournable, mais sont construites socialement » (Granovetter, 1990, p.95-96).

Dans le but de simplifier notre présentation, nous avons décrit les éléments constitutifs des trois éléments de notre typologie, encastrement social, environnement institutionnel informel et environnement institutionnel formel, de manière distincte. Or, ces trois éléments contextuels se caractérisent dans la réalité par d'importantes relations croisées. En ce qui concerne les institutions, la nécessité d'une compatibilité entre règles formelles et règles informelles semble évidente. En effet, les règles formelles évoluent avec les règles informelles et ne sont véritablement appliquées que si elles semblent légitimes, c'est-à-dire si elles sont conformes aux règles informelles qui parcourent la société. Les règles informelles peuvent par ailleurs permettre de mieux comprendre les logiques inhérentes aux réseaux sociaux. De même, les réseaux sociaux peuvent faire évoluer les représentations collectives, ce qui peut aboutir à une modification des règles formelles. Mais la modification des règles formelles peut provoquer en retour une modification des représentations des agents. Les trois éléments contextuels présentés dans cette section se caractérisent donc par une forte imbrication.

Au total, la prise en compte simultanée des trois dimensions identifiées – environnement institutionnel formel, environnement institutionnel informel et réseaux sociaux – d'un point de vue évolutif nous permet d'appréhender la façon dont ces dernières interagissent et nous permet de mieux comprendre la situation des agents et des logiques qui sous-tendent leurs prises de décision.

SECTION 3 :

LE PROBLEME QUANTITATIF AUTOUR DE LA RESSOURCE EN EAU EN CHARENTE-MARITIME

Nous proposons dans cette section d'appliquer la première partie de notre schéma analytique, la grille d'analyse transactionnelle, à notre cas d'étude, le problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime. Nous cherchons ainsi à appréhender les caractéristiques structurantes du problème environnemental en question dans le but de discuter de l'efficacité relative des différentes modalités de coordination potentiellement mobilisables. La question de la place et du rôle de l'intervention publique se situe au centre de notre questionnement. Sur le plan méthodologique, cette étude de cas est réalisée à partir des informations recueillies lors de plusieurs enquêtes à dires d'experts (représentants professionnels, membres d'associations, représentants des services déconcentrés de l'Etat, gestionnaires de la ressource) (*cf.* Annexe 2) et d'une analyse des spécificités économiques du territoire (analyses de secteurs).

Les activités économiques phares du département étudié dépendent toutes de la ressource en eau. L'agriculture exerce des contraintes à la fois quantitatives (majoritairement à travers les volumes prélevés pour l'irrigation) et qualitatives (engrais et traitements des végétaux). La ressource en eau est également un vecteur important d'attractivité touristique, celle-ci impliquant en retour une élévation importante de la demande en eau potable (la population de Charente-Maritime est quasiment multipliée par deux en été). Enfin, la conchyliculture (ostréiculture et mytiliculture) ne prélève pas d'eau, mais sa production est fortement dépendante de l'état de la ressource. On distingue ainsi deux types d'usages : des usages préleveurs, tels que l'agriculture, l'alimentation en eau potable (AEP)⁵⁷, et de manière plus relative l'industrie, et des usages non préleveurs, tels que la conchyliculture, l'écosystème et des activités de tourisme. Si tous ces usages sont impliqués dans le problème quantitatif autour de la ressource en eau qui marque le territoire de la Charente-Maritime, un conflit important oppose plus spécialement les agriculteurs et les conchyliculteurs. Du fait des nombreuses et graves crises quantitatives des années 2000, en lien avec le décalage important observé entre la disponibilité de la ressource en eau et les besoins anthropiques, la Charente-

⁵⁷ L'alimentation en eau potable (AEP) regroupe l'ensemble des activités de production d'eau pour les consommateurs pour la boisson, le lavage, les besoins d'hygiène, l'évacuation de déchets organiques, les plantes vertes, les jardins privés et les animaux domestiques.

Maritime est aujourd'hui l'un des départements français les plus conflictuels en ce qui concerne l'usage quantitatif de la ressource en eau. Les caractéristiques de notre objet d'étude nous semblent donc tout à fait pertinentes pour tester le pouvoir heuristique de notre grille théorique.

1. Une structure de transaction caractérisée par un nombre important d'agents hétérogènes

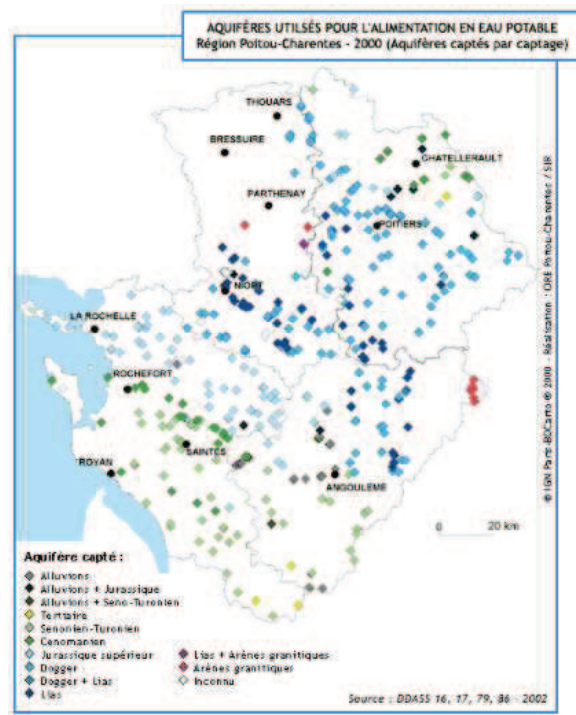
La Charente-Maritime, d'une superficie de 6 824 km², est traversée par quatre fleuves (2 600 km de cours d'eau au total), tous se jetant dans l'Océan Atlantique (460 km de côtes)⁵⁸, mais c'est le fleuve Charente (et ses nombreux affluents) qui forme l'artère fluviale maîtresse du département. La Charente parcourt 93 km et traverse 35 communes sur le territoire départemental. On compte également six grands aquifères répartis sur le territoire (cf. Annexe 3). Ainsi, le caractère non concentré de la ressource en eau en Charente-Maritime favorise un nombre élevé d'utilisateurs et une forte distribution géographique des utilisateurs.

On dénombre environ 1 600 exploitations agricoles irrigantes, soit plus d'un quart des exploitations présentes en Charente-Maritime (Agréste, 2010a). Du fait du poids de l'irrigation individuelle dans le département, les prélèvements agricoles sont particulièrement diffus : en 2009, l'irrigation individuelle représentait environ 90% de l'irrigation totale du département (Agence de l'Eau Adour Garonne). On recense également plus de 1 000 entreprises conchylicoles, employant au total plus de 7 000 personnes⁵⁹. Le département compte également plus de 100 points de captages pour l'Alimentation en Eau répartis sur le territoire (cf. Figure 4). L'usage industriel est quant à lui faiblement représenté puisqu'on dénombre moins de dix entreprises industrielles préleveuses. Enfin, les activités touristiques, très développées dans le département, sont fortement reliées, de manière directe ou indirecte, à la ressource en eau (pour les activités fluviales et littorales). Le département héberge 2 820 entreprises touristiques employant 8 700 personnes (www.stateco17.com). Au total, les utilisateurs de la ressource en eau en Charente-Maritime sont nombreux et les prélèvements réalisés sont diffus.

⁵⁸ Les quatre fleuves sont la Charente, la Sèvre Niortaise, la Seudre et la Gironde.

⁵⁹ Le département abrite ainsi 31% des entreprises conchylicoles du pays (1 018 entreprises) et 38% de l'emploi conchylicole national (7 323 employés) (Direction des Pêches Maritimes et de l'aquaculture).

Figure 4 : Répartition des points de prélèvements pour l'AEP en Poitou-Charentes



Source : www.observatoire-environnement.org

Du fait de la concentration des prélèvements au moment où la ressource en eau est naturellement à son niveau le plus bas (faible pluviométrie estivale), les crises quantitatives en Charente-Maritime sont récurrentes avec un pic d'intensité en période estivale. La majorité des prélèvements ont lieu d'avril à septembre : les prélèvements agricoles pour irriguer les plantes et les prélèvements pour l'alimentation en eau potable pour répondre aux besoins des touristes qui affluent sur ce département très touristique. Le processus de production conchylicole nécessite pour sa part un mélange équilibré entre eaux douces et eaux salines de juin à août au moment de la reproduction. La concentration des pressions quantitatives provoque une concentration temporelle des matérialisations visibles de la dégradation de la ressource en eau⁶⁰ et des difficultés pour les activités économiques dépendantes de la ressource.

Les usages ne sont ensuite pas tous égaux face à l'administration et face à l'espace. Deux usages sont prioritaires et théoriquement protégés par l'administration (Alimentation en eau potable et écosystème aquatique)⁶¹. Les autres usages sont des usages purement économiques,

⁶⁰ Les conséquences des crises quantitatives possèdent en revanche une temporalité longue (effets à long terme sur les milieux aquatiques) (cf. *infra*).

⁶¹ L'administration est censée garantir les besoins de ces deux usages : l'alimentation en eau potable puis le bon fonctionnement du milieu aquatique, devant les usages « économiques ».

où la ressource en eau est une matière première pour l'activité productive. Parmi ces usages, d'un côté, l'agriculture irrigante, prélève dans la ressource (usages-consommateurs) et se voit attribuer des autorisations de prélèvements par l'Administration. De l'autre, la conchyliculture et le tourisme, qui ne réalisent pas de prélèvements en eau (usages-non consommateurs). Par ailleurs, la localisation géographique des acteurs impacte fortement les conditions d'accès à la ressource. Les conchyliculteurs, concentrés sur la zone littorale du département, sont ainsi les derniers utilisateurs de la ressource en eau (en ce qui concerne les eaux continentales). Les agriculteurs irrigants sont quant à eux situés sur le territoire départemental de manière relativement homogène et bénéficient ainsi, de par leur position amont, d'un pouvoir d'antériorité concernant l'accès à la ressource en eau. Le rapport de force entre les deux professions étant à l'avantage des agriculteurs, ces derniers peuvent être incités à se comporter de manière opportuniste (« *the hold-up potential that upstream users of river water have on downstream users* » (Déprés *et al.*, 2008, p.433)). Au total, la situation de l'usage conchylicole le rend très vulnérable aux pressions exercées sur la ressource. Le coût d'opportunité de la profession conchylicole est donc plus élevé que celui des autres acteurs impliqués dans le problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime.

Les usagers sont regroupés en collectifs dans le but de défendre leurs intérêts. Si ces regroupements peuvent permettre de faciliter la mise en œuvre d'une négociation entre les collectifs impliqués, l'hétérogénéité croissante, observée depuis ces dernières années à l'intérieur des différents groupements, diminue leur pouvoir de représentation et compliquent fortement la conduite des négociations. En effet, des évolutions récentes se manifestent, liées à des pressions politiques tant au niveau européen qu'au niveau national, à des pressions sociales (revendications sociales et rôle de l'opinion publique notamment) et à des pressions économiques, et celles-ci participent à une montée de l'hétérogénéité interne aux collectifs (Bossuet et Boutry, 2009).

Des rivalités internes à la conchyliculture existent, liées à des perceptions différentes en ce qui concerne l'évolution de la profession, aussi bien au niveau de l'acte de production que de son ancrage territorial. Certains conchyliculteurs tentent de défendre les conditions habituelles de production sur l'estran et l'image d'un produit traditionnel et naturel, et sont de ce fait fortement touchés par les pressions exercées sur la ressource en eau. Ils se trouvent ainsi fortement en conflit avec les agriculteurs irrigants. D'autres conchyliculteurs, plus jeunes et innovants, cherchent à échapper aux contraintes qui pèsent sur leur activité (solution unilatérale, *cf.* Section 2), en recourant aux dernières innovations conchylicoles (notamment

les filières conchylicoles et les huîtres triploïdes⁶²), et comptent d'importants entrepreneurs (du fait du niveau élevé d'investissements à engager). Ces innovations permettent de relâcher quelque peu la contrainte « eau » de l'activité conchylicole et ainsi de diminuer dans le même temps la conflictualité avec les agriculteurs. En revanche, le type d'exit pratiqué par les conchyliculteurs de Charente-Maritime, lorsqu'il se matérialise par la mise en place de champs de filières en mer, provoque un nouveau conflit, cette fois avec les plaisanciers autour de l'occupation de l'espace maritime (*cf.* Bossuet et Boutry, 2009 ; Bouba-Olga *et al.*, 2008).

De son côté, le monde agricole évolue sous l'effet d'une prise de conscience plus ou moins collective à deux niveaux. Le premier niveau renvoie à l'image à donner aux autres acteurs et plus globalement à la société. Les instances dirigeantes agricoles ont en effet compris la nécessité de montrer à la société, et prioritairement aux autres acteurs institutionnels départementaux et régionaux, que la profession modifie ses pratiques vers un plus grand respect de l'environnement. Le second niveau, interne, est moins manifeste en raison des rapports de pouvoir existants au sein de la sphère agricole. On observe ainsi des segmentations au sein de la profession en ce qui concerne les adaptations ou les repositionnements productifs réalisés pour répondre aux nouvelles exigences dans le domaine environnemental (*cf.* Chapitre 4, Section 2). Devant la contestation grandissante des conchyliculteurs de Charente-Maritime, la montée en puissance des revendications environnementales et les oppositions concernant le modèle de production agricole, les agriculteurs peuvent difficilement rester sur leurs positions et contester leurs responsabilités quant à l'état de la ressource en eau, aussi bien au niveau quantitatif que qualitatif. Le collectif agricole, beaucoup moins homogène qu'il y a trente ans, fait ainsi preuve d'une attitude plus conciliatrice. Le résultat de ces évolutions se matérialise par une segmentation productive, avec des pressions différentes sur les ressources environnementales, et notamment sur la ressource en eau.

⁶² Les filières sont des filins tendus en mer avec des lignes suspendues où sont fixés les mollusques. Cette technique impose la création de champs d'élevage et la définition d'aires maritimes réservées. Les huîtres triploïdes sont issues des recherches de l'IFREMER. Cette variété d'huîtres, fournie aux producteurs par les écloséries, permet de réduire significativement la durée du cycle de production et d'augmenter la période de commercialisation, du fait de l'absence de période de reproduction (stérilité de l'animal).

2. Une incertitude liée à la complexité du problème environnemental et à un manque de connaissance scientifique.

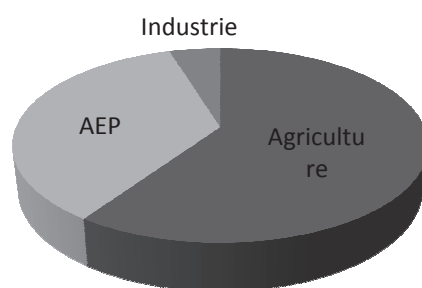
Il s'agit ici de se prononcer sur le niveau de connaissance relatif au problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime. Du fait du lien existant entre les caractéristiques des agents impliqués dans un problème d'environnement et le niveau d'incertitude qui l'entoure, nous avons déjà été amenés à mettre en évidence certains facteurs de complexité du problème étudié. Nous complétons ici avec d'autres éléments.

Depuis 1997, l'identification des préleveurs agricoles et la mesure des volumes d'eau prélevés sont possibles à travers la mise en place des compteurs volumétriques sur les points de prélèvements⁶³. Les prélèvements totaux en Charente-Maritime s'élèvent ainsi à plus de 380 millions de m³. L'activité agricole, principalement à travers l'irrigation des céréales, et plus spécialement du maïs⁶⁴, est de loin l'activité qui a le plus grand impact sur la ressource en eau sur le plan quantitatif. Celle-ci est responsable d'environ 60% des prélèvements totaux, devant l'usage domestique (environ 36%) et l'usage industrie (moins de 5%) (*cf.* Figure 5). L'écart avec les autres usages préleveurs est d'autant plus important en valeur nette, puisque seuls 30% des volumes prélevés par l'agriculture sont restitués au milieu naturel, contre 76% pour l'usage domestique et 93% pour l'usage industriel (Comité Régional de l'Environnement de Poitou-Charentes, 2008). Les prélèvements réalisés sont principalement des prélèvements en eaux souterraines (85% des prélèvements agricoles, 53% des prélèvements domestiques et environ 50% des prélèvements industriels). Les prélèvements ne sont pas nuisibles pour la ressource en eau au niveau individuel, mais la somme de ces prélèvements à l'échelle des rivières qui traversent la Charente-Maritime, impacte fortement l'état de la ressource et des milieux aquatiques.

⁶³ Dès 2000, 85% des points de prélèvements étaient équipés, et le taux d'équipement est aujourd'hui de l'ordre de 95%.

⁶⁴ Le maïs est la plante la plus irriguée en Charente-Maritime (*cf.* Chapitre 3). Même si nous nous concentrons dans cette thèse sur la question de la gestion quantitative de la ressource en eau, en lien avec l'irrigation agricole dans le département, il est intéressant de noter que cette plante est également un facteur important de hausse des nitrates dans les eaux souterraines (Deffontaines et Brossier, 2000 ; Perrot Maitre et Davis, 2001).

Figure 5 : Prélèvements en eau en Charente-Maritime



Source : Données Agences de l'Eau Adour-Garonne et Loire-Bretagne, 2006

Les prélèvements impactent quantitativement et qualitativement les milieux aquatiques (Montginoul, 2007). Ils exercent une pression quantitative sur la ressource pouvant aller jusqu'à sa surexploitation, et dans le cas d'aquifères côtiers à une intrusion d'eau salée. Ils peuvent également avoir un impact sur la qualité de la ressource de manière « directe » d'une part, puisque les modalités de prélèvements dans les eaux souterraines (ainsi que l'abandon d'un forage) représentent un risque de contamination des nappes par les polluants de surface ou par des nappes plus superficielles et de moins bonne qualité⁶⁵, et de manière « indirecte » d'autre part, à travers les effets de dilution.

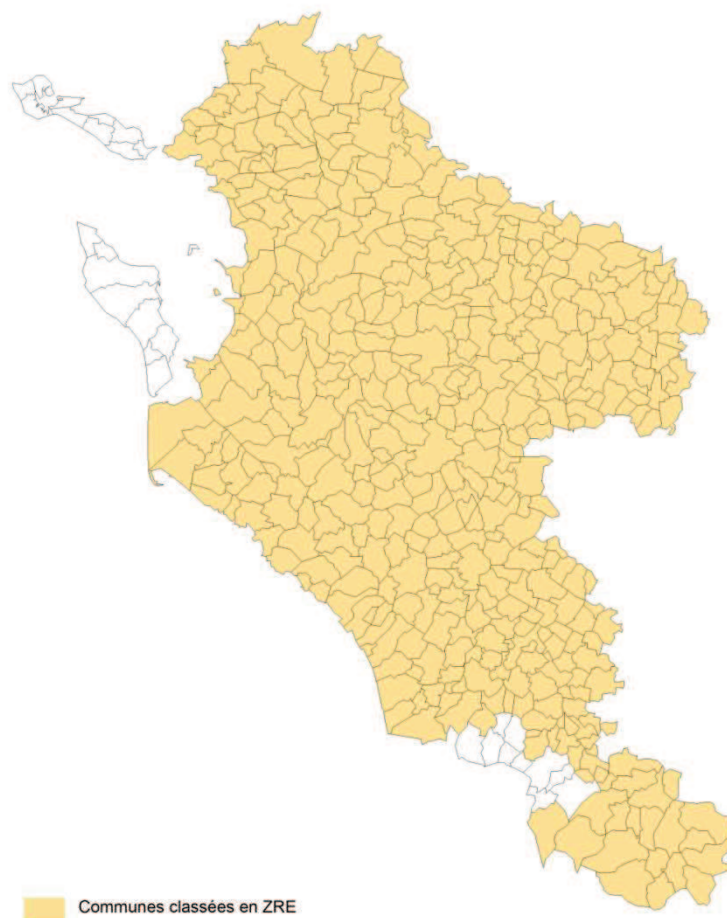
Les pressions exercées sur la ressource en eau se matérialisent en Charente-Maritime par des assècs récurrents et des ruptures d'écoulement, des piézomètres de faibles niveaux, une diminution des débits d'étiage, un rallongement de la période d'étiage et des risques plus élevés d'eutrophisation. Tous ces éléments affectent les écosystèmes aquatiques et la vie piscicole. Le déficit en eau douce dans les estuaires menace le développement et la reproduction des animaux des zones littorales du fait d'une modification des paramètres physiques. Le classement d'une grande partie du territoire de Charente-Maritime en Zone de répartition des Eaux (ZRE)⁶⁶ marque la reconnaissance des difficultés récurrentes et chroniques liés aux déséquilibres entre la disponibilité de la ressource et les besoins anthropiques en eau (cf. Figure 6).

⁶⁵ Le poids de l'irrigation individuelle dans le département accentue ce risque du fait du nombre plus important de forages, comparativement à l'irrigation organisée collectivement.

⁶⁶ Les Zones de Répartition des Eaux (ZRE) sont définies en application de l'article R211-71 du code de l'environnement, comme des « zones présentant une insuffisance, autre qu'exceptionnelle, des ressources par rapport aux besoins ».

Une diminution des pressions quantitatives exercées sur la ressource en eau permet de remédier à certaines des matérialisations les plus visibles, telles que les assecs et les diminutions d'écoulement⁶⁷. Mais ces derniers ont des impacts qui marquent durablement les milieux aquatiques : disparition d'espèces animales et végétales, développement importante de végétaux et de phytoplancton dans les cours d'eau aux effets néfastes, bouchons vaseux, modifications des migrations d'animaux, diminution du niveau quantitatif et qualitatif des nappes, disparition définitive et irréversible de zones de marais...

Figure 6 : Communes de Charente-Maritime classées en Zone de Répartition des Eaux



Source : Arrêté préfectoral n°03-3757 du 2/12/03

Ces matérialisations « environnementales » des pressions sur la ressource en eau peuvent en retour impacter, et limiter les activités humaines. Le faible niveau des cours d'eau et les assecs compliquent notamment toute pratique d'activités nautiques fluviales ainsi que

⁶⁷ On peut tout de même préciser que certains cours d'eau peinent à retrouver leur régime hydrologique « naturel ».

l'épuration des eaux usées. Le faible niveau des nappes ainsi que le risque accentué de pollution constituent une menace pour l'alimentation en eau potable. Enfin, le déficit en eau douce des estuaires joue négativement sur la production conchylicole du département de la Charente-Maritime⁶⁸.

Si l'identification des usages impliqués et la recension des conséquences sur les milieux aquatiques sont aisées à réaliser, la mesure des nuisances et des responsabilités individuelles est beaucoup plus complexe à établir. En effet, les relations entre les prélèvements et l'état de la ressource sont complexes et non linéaires. Les résultats sur les milieux aquatiques des évolutions des pratiques anthropiques ne sont mesurables qu'à moyen ou long terme, et plusieurs paramètres peuvent influencer les résultats (par exemple, le niveau de pluviométrie, les caractéristiques du sol et des roches). L'évaluation est également compliquée par l'existence d'incertitudes scientifiques en ce qui concerne le fonctionnement du système hydraulique, et notamment le fonctionnement des nappes souterraines et les liens entre les ressources de surface et les ressources souterraines (incertitude sur le renouvellement de la ressource, le rechargement des nappes, le degré de vulnérabilité des ressources à une éventuelle dégradation...). Ces incertitudes relatives au problème environnemental autour de la ressource en eau en Charente-Maritime sont parfois instrumentalisées par les acteurs impliqués pour entraver les possibles tentatives de négociation. Il est ainsi parfois difficile d'établir une distinction claire entre ce qui relève du problème d'incertitude « pur » et ce qui relève de son instrumentalisation.

Un problème de connaissance scientifique entoure notamment le conflit d'usage qui oppose les agriculteurs et les conchyliculteurs. Les conchyliculteurs dénoncent l'impact des prélèvements en eau, majoritairement agricoles sur leur activité productive. Si les scientifiques reconnaissent le caractère indispensable de l'eau douce dans l'estran pour la production conchylicole (notamment pour la reproduction et la survie larvaire), aucune étude scientifique n'est en mesure d'identifier clairement le lien entre le niveau de la ressource en eau douce et le niveau de la production conchylicole, du fait de la complexité et de la non linéarité de la relation de causalité.

⁶⁸ L'arrivée de l'eau douce dans l'estran procure des sels nutritifs et permet une variation de la salinité des eaux de l'estran. Ces deux éléments participent au développement des cellules phytoplanctoniques, sources de nourritures pour les huîtres.

On note tout de même une amélioration du niveau de connaissance en Charente-Maritime autour des pressions exercées sur la ressource en eau. L'Etat et les services déconcentrés ont joué un grand rôle dans cette amélioration.

L'obligation réglementaire pour les agriculteurs dotés d'une autorisation de prélèvement de mesurer le volume prélevé à l'aide d'un compteur (mise en place subventionnée à hauteur de 70% jusqu'au début des années 2000), et de transmettre ces données à l'administration, a permis d'améliorer considérablement la connaissance des volumes prélevés. Les informations transmises permettent de localiser précisément les points de prélèvement, de vérifier si les volumes alloués sont respectés (contrôle du respect de la réglementation) et de suivre l'évolution des prélèvements. La répartition des prélèvements sur la période de relevé du compteur est en revanche inconnue, ce qui peut rendre complexe la gestion des crises quantitatives.

Le Centre Régional d'Expérimentation et d'Application Aquacole (CREAA)⁶⁹ et l'Ifremer suivent, à partir de sondes disposées en plusieurs points du littoral picto-charentais, les variations d'apports en eau douce et les caractéristiques de la ressource. Ces suivis hydrologiques ont notamment permis de démontrer l'absence d'arrivée d'eau douce à l'embouchure de la Charente, réalité jusqu'alors niée par le monde agricole. Cette amélioration de la connaissance sur la ressource en eau en Charente-Maritime a joué un rôle certain dans la prise de conscience des agriculteurs des impacts de leurs activités sur le milieu naturel et les autres usages.

3. Un degré élevé de spécificité des actifs

Il s'agit ici de se prononcer sur le degré de spécificité des investissements réalisés par les usagers de la ressource en eau en Charente-Maritime. Plus précisément, nous cherchons à rendre compte, d'une part de la spécificité des investissements déjà réalisés par les usagers, et d'autre part, de la spécificité de la ressource en eau pour les activités.

L'AEP a réalisé des investissements importants à travers la construction de plusieurs ouvrages de prélèvements ou de récupération de la ressource en eau. La dimension de ces

⁶⁹ Le CREAA est une association loi de 1901 comptant parmi ses membres le Conseil Régional Poitou-Charentes, le Conseil Général de Charente Maritime, l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) et la Section Régionale de la Conchyliculture Poitou-Charentes.

investissements est importante en Charente-Maritime du fait du niveau élevé d'attractivité touristique du département, particulièrement en saison estivale. La « rentabilité » des investissements réalisés est donc fortement attachée à la fréquentation touristique. La configuration de ces ouvrages dépend du type et du lieu de prélèvement et les investissements réalisés ne sont pas redéployables d'un site à l'autre en cas de tarissement ou d'épuisement d'une nappe. 153 ouvrages ont ainsi été abandonnés dans le département depuis 25 ans, pour des raisons de qualité, de quantité ou du fait d'une protection impossible à mettre en place. Les collectivités locales, responsables de l'alimentation en eau potable de leur population, cherchent de plus en plus à exploiter les eaux souterraines des nappes profondes captives dans le but de protéger leurs investissements.

Les agriculteurs irrigants ont investi dans le foncier et dans du matériel d'irrigation (équipements de forage et/ou de pompage, systèmes d'aspersion et systèmes d'arrosage) adapté aux besoins et aux configurations des terrains qu'ils exploitent et des productions réalisées. Puisque l'irrigation est en grande partie individuelle dans le département, les investissements sont plus élevés pour les irrigants (équipements de forage et/ou de pompage à leurs charges). La spécificité de site des investissements rendrait toute délocalisation difficilement réalisable sur le plan technique et très coûteuse pour l'exploitant. Les besoins des agriculteurs irrigants en eau de Charente-Maritime sont les plus forts en été, du fait des plantations en cours (en grande majorité, irrigation pour le maïs) et de l'enchaînement des cultures. Un manque d'eau, à structure d'exploitation agricole constante, peut représenter une perte de rendement pour l'exploitant non compensable par un apport d'eau, même conséquent, à une autre période. Cette perte de rendement représente donc au total une perte financière pour l'exploitation. Les épisodes de sécheresse ont en effet pour conséquence de ralentir la croissance des plantes et de réduire la surface foliaire. Les producteurs de maïs voient leur productivité chuter rapidement lorsque le manque d'eau intervient lors du stade de la floraison (en dehors de ce stade, une limitation en eau n'a pas de graves conséquences sur la production). L'agriculture irrigante du département, majoritairement orientée vers la culture du maïs, fait donc apparaître une spécificité temporelle concernant le besoin en eau des irrigants.

Les conchyliculteurs de Charente-Maritime ont eux aussi réalisé d'importants investissements dans des actifs spécifiques. L'activité nécessite la détention d'une concession⁷⁰ sur l'estran de

⁷⁰ Autorisation d'exploitation d'une parcelle du Domaine Public Maritime (DPM) pour une durée limitée délivrée par la DDTM 17 (Direction Départementale des Territoires et de la Mer de Charente-Maritime).

manière à bénéficier du mélange strict d'eau douce et d'eau salée caractéristique de la zone. Les concessions conchylicoles sont en nombre limité et sont toutes aujourd'hui accordées. Les conditions de production conchylicole sont qualifiées de spécifiques dans cette thèse du fait de leur rareté spatiale : la ressource en eau est un actif générique mais la réunion de l'eau douce et de l'eau salée s'observe dans des lieux limités où les concessions sont elles-mêmes en nombre limité. De plus, les conchyliculteurs situés dans la baie de Marennes-Oléron (zone littorale au sud-ouest du département) bénéficient de l'Indication Géographique Protégée « Huîtres Marennes-Oléron » (affinage des huîtres dans des bassins naturels creusés dans les marais (claires) qui confère à l'animal une couleur verte). Ils sont donc dans une situation de *lock-in* géographique. Enfin, les conchyliculteurs qui ont conservé le mode de production traditionnel ont des besoins en eau douce à des moments précis du stade de production (pour la reproduction et l'engraissement). Les huîtres et les moules ont en effet besoin d'un mélange strict d'eau douce et d'eau saline, au printemps et en été, sans quoi leur pronostic vital est engagé. Mais les prélèvements importants réalisés en eau en amont à cette période réduisent l'arrivée d'eau douce dans l'estuaire et donc nuisent à l'efficacité de la production conchylicole. Et là encore, un afflux important d'eau douce à d'autres périodes n'a pas d'effet remédiant sur la production, au contraire.

4. Les droits d'usage agricoles de plus en plus contestés

Dans le système français, un ensemble de textes encadre le droit de propriété sur les ressources en eau. La loi sur l'eau de 1992 réaffirme le caractère commun de l'eau : « L'eau fait partie du patrimoine commun de la nation. Sa protection, sa mise en valeur générale et le développement de la ressource utilisable dans le respect des équilibres naturels sont d'intérêt général » et « l'usage de l'eau appartient à tous ». La Directive cadre européenne sur l'eau de 2000 précise également que « l'eau n'est pas un bien marchand comme les autres mais un patrimoine qu'il faut protéger, défendre et traiter comme tel. L'eau est ainsi par nature un bien collectif qui ne peut faire l'objet d'une propriété privée ». Mais ces affirmations législatives, et notamment la notion de patrimoine commun, ne définissent pas le régime de propriété. Il faut se référer pour cela au Code Civil, selon lequel certaines eaux font l'objet de droit de propriété ou de droit d'usage (*cf.* Chapitre 3).

Le problème environnemental autour de la ressource en eau en Charente-Maritime concerne les eaux souterraines et les eaux courantes. Du fait de la fonction collective de ces eaux, le propriétaire terrien dans le cas des eaux souterraines, et le propriétaire du lit du cours d'eau dans le cas des eaux courantes, peuvent utiliser la ressource mais elle ne leur appartient pas (Jegouzo, 2006). La loi de 1992 pose également le principe général de l'autorisation ou de la déclaration de tous les prélèvements, restitués ou non, et l'administration peut ainsi limiter quantitativement les droits d'usage pour garantir, dans l'intérêt général, une gestion équilibrée de la ressource, c'est-à-dire capable de préserver les milieux aquatiques et de concilier les différents usages afférents.

En Charente-Maritime, les agriculteurs irrigants possèdent des autorisations de prélèvements attachés à un volume d'eau. Ces droits d'usage sont basés sur des droits historiquement acquis. Les agriculteurs considèrent souvent que l'eau située sur leurs terres leur appartient et estiment ainsi que « toute eau qui arrive à la mer est une eau perdue » (expression souvent employée par les agriculteurs du département). Les autorisations de prélèvements sont temporaires, non échangeables entre usagers et le volume d'eau est non garanti, étant donné la possibilité de l'administration de stopper les prélèvements avant l'utilisation « complète » du quota (quantité maximale prélevable et non quantité garantie) en cas de crise quantitative. Les seuls usages « théoriquement » garantis en Charente-Maritime sont, premièrement, l'alimentation en eau potable, et deuxièmement l'usage environnemental (usages prioritaires établis selon le Code de l'Environnement et dont les besoins minimums en eau sont théoriquement garantis dans la définition des valeurs seuils de gestion). Si l'alimentation en eau potable des populations a pu être préservée ces dernières années, les milieux aquatiques ont été régulièrement mis en péril par la survenue d'assecs sur les cours d'eau du département. C'est pourquoi les autorisations de prélèvement des agriculteurs sont de plus en plus contestées par les autres usagers, les associations de protection de la nature et plus largement la société civile. Les conchyliculteurs, en dénonçant les pressions exercées par l'irrigation agricole sur la ressource en eau et les conséquences sur le niveau de leur production, tentent de revendiquer des droits d'usage (Jeanneaux, 2007). Ces éléments, ajoutés à l'objectif assigné par la Directive européenne de « bon état » des eaux (*cf.* Chapitre 3), permettent d'expliquer la baisse des volumes attachés aux autorisations de prélèvements agricoles observée depuis plusieurs années (objectif d'atteinte des volumes « réellement » prélevables pour parvenir à un équilibre entre volumes attribués et ressource disponible).

Notre grille d'analyse transactionnelle adaptée à l'analyse des problèmes d'environnement nous amène ainsi à caractériser plus finement le problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime. Nous prenons en considération les spécificités du territoire et de la ressource qui pose problème, les spécificités socio-économiques en lien avec les activités et les usages du territoire, leur dépendance à la ressource en eau, leur localisation spatiale et les interactions qui les lient, et enfin le cadre réglementaire.

La prise en compte de ces éléments de contexte nous permet ainsi d'appréhender les sources des coûts de transaction (*cf.* Tableau 3). Compte tenu de ces caractéristiques, nous considérons que l'intervention de l'Etat est un « choix » pertinent. Nous estimons en effet que certes, des arrangements privés, moins coûteux que l'intervention étatique, pourraient être mis en œuvre sur le territoire, mais ces derniers ne pourraient intégrer – pour des raisons de coûts – qu'une partie du problème et ne seraient donc pas en mesure d'assurer le même niveau de protection environnementale que l'intervention étatique (Richards, 2000 ; Déprés, 2006).

Tableau 3 : Caractéristiques du problème environnemental en Charente-Maritime

Attributs	Caractéristiques structurantes pour le cas de la Charente-Maritime
Structure de transaction	Agents impliqués nombreux, hétérogènes et dispersés géographiquement.
Incertitude	Problèmes quantitatifs récurrents avec pics d'intensité à chaque période d'étiage. Effets nuisibles non concentrés géographiquement et de diverses natures. Ecart géographique qui peut être important entre les « sources » et les « conséquences ». Temporalité longue des effets nuisibles, et certains effets non remédiables. Mesure des nuisances et des responsabilités individuelles complexes à établir. Problèmes de connaissances scientifiques. Amélioration de l'identification des usagers et de la mesure des prélèvements réalisés.
Spécificité des actifs	Activités impliquées fortement dépendantes de la ressource en eau. Réalizations d'investissements spécifiques. Spécificité de site, de marque et temporelle.
Droits de propriété	Droits d'usage qui peuvent être limités ou annulés par l'Etat pour des raisons d'intérêt général (usage AEP et usage environnemental prioritaires). Tous les droits d'usage ne sont pas clairement définis. Contestation de plus en plus forte des droits d'usage des agriculteurs.

L'intervention de l'Etat combine plusieurs registres. Des instruments incitatifs contribuent au financement de la politique de gestion de la ressource en eau tandis que des instruments coercitifs doivent permettre d'atteindre les objectifs fixés⁷¹. Les modalités d'intervention de

⁷¹ L'idée de substituabilité des solutions est alors contestable du fait du caractère complémentaire de certains arrangements (OCDE, 2003).

l'Etat pourront également avoir, compte tenu du niveau d'incertitude, un impact sur les décisions des agents concernant l'engagement d'investissements spécifiques (*cf.* Chapitre 4). En outre, l'action de l'Etat ne se limite pas à l'instauration de règles ou d'instruments de gestion sur le plan environnemental. L'Etat peut également continuer, à travers la production de connaissances nouvelles et la diffusion d'une information crédible et scientifique auprès des acteurs impliqués, à réduire l'incertitude qui entoure le problème environnemental autour de la ressource en eau sur le territoire. Par ses actions, il peut ainsi modifier le « contenu » des attributs identifiés (structure de transactions, incertitude, spécificité des actifs et système des droits de propriété) et faire évoluer, les modalités de gestion du problème environnemental.

Conclusion du Chapitre 2

Nous avons présenté dans ce chapitre notre grille d'analyse des problèmes environnementaux, axée sur la prise en compte des éléments de contexte. La première composante de notre grille permet, à travers la remobilisation des outils de la Théorie des Coûts de Transaction, d'appréhender dans un cadre plutôt micro-économique, les caractéristiques structurantes d'un problème environnemental donné en se centrant sur le sujet de la transaction, c'est-à-dire une ressource environnementale, et de questionner la pertinence de différentes modalités de coordination des acteurs. La seconde composante de notre grille permet, à travers la prise en compte de l'environnement institutionnel (formel et informel) et des réseaux sociaux, de comprendre plus finement les comportements et les processus de décision des agents économiques. L'articulation originale entre ces deux composantes nous semble ainsi particulièrement pertinente pour l'analyse des logiques à l'œuvre au sein des problèmes environnementaux.

La contextualisation du problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime, réalisée à partir de notre grille d'analyse transactionnelle des problèmes d'environnement, nous a conduits à reconnaître, en première analyse, la pertinence d'une intervention de l'Etat. Compte tenu des objectifs assignés par la Directive cadre européenne sur l'eau concernant l'état des ressources, du contexte de gestion intégrée des ressources en eau (GIRE), et du poids des prélèvements agricoles sur le territoire, les actions de l'Etat en Charente-Maritime se sont fortement concentrés sur l'usage agricole et la question de la diminution des prélèvements agricoles sur la ressource.

Dès lors, les développements appliqués au sein des deux prochains chapitres ont vocation à alimenter les réflexions autour de deux questions étroitement liées : Dans quelle mesure les interventions de l'Etat impactent-elles les comportements des agriculteurs de Charente-Maritime ? Existe-il des blocages à une modification des pratiques agricoles ?

Pour répondre à ces questions, nous proposons de mobiliser la deuxième composante de notre grille d'analyse (composante « socio-institutionnelle »), axée sur la prise en compte du rôle de l'environnement institutionnel (formel et informel) et des réseaux sociaux, dans le but de mieux comprendre la situation dans laquelle se trouvent les agriculteurs de Charente-Maritime ainsi que leurs comportements face aux instruments de gestion de la ressource (politique environnementale) et aux évolutions de la politique sectorielle (politique agricole).

CHAPITRE 3 :

LE ROLE DE L'ENVIRONNEMENT INSTITUTIONNEL FORMEL : IMPACT DES POLITIQUES AGRICOLE ET ENVIRONNEMENTALE SUR LES PRATIQUES D'IRRIGATION⁷²

L'objet de ce chapitre 3 est de rendre compte de l'influence de l'environnement institutionnel formel sur les comportements stratégiques des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime, notamment par rapport à l'utilisation de la ressource en eau. La relation entre les agriculteurs et la ressource en eau se trouve au croisement de deux grands domaines d'action publique, l'agriculture d'une part, l'environnement d'autre part. Les comportements des agriculteurs vis-à-vis des ressources environnementales ne sont donc pas seulement impactés par les règles édictées par l'Etat (ou l'Europe) dans le cadre de la politique environnementale. La politique sectorielle agricole (Politique Agricole Commune) structure et oriente également les stratégies des agriculteurs, et donc leur rapport à l'environnement.

La Politique Agricole Commune (PAC) constituant la politique communautaire la plus intégrée, le secteur agricole reste, malgré les nombreux débats sur les soutiens publics perçus, un des domaines d'intervention privilégié de l'Etat français. Dès lors, l'influence du système de gouvernance agricole sur les trajectoires productives des exploitants nécessite d'être prise en considération dans le but de mieux comprendre les comportements des agriculteurs.

Les politiques publiques ont initialement encouragé, à travers la promotion du modèle productiviste agricole, le développement de techniques intensives, aux effets néfastes sur les ressources environnementales, et notamment sur la ressource en eau. Malgré l'intégration croissante des considérations environnementales au sein de la PAC, permise par les différentes réformes du système de gouvernance depuis 1992, les contraintes économiques attachées au contexte de libéralisation du secteur agricole forment, compte tenu des caractéristiques productives des exploitations irrigantes de Charente-Maritime, des incitations au maintien voire au renforcement des techniques intensives, dont l'irrigation fait partie. Il

⁷² La majorité des développements présentés dans ce chapitre sont issus d'un papier présenté au colloque ISNIE (The International Society for New Institutional Economics) en 2011 à San Francisco (Stanford University), intitulé « *The Impact of the Institutional Environment on Irrigation Practices : Econometric analysis based on farming in Charente-Maritime (France)* ».

semble ainsi que le contexte de marché actuel, en renforçant la sensibilité des exploitants aux prix des produits agricoles, puisse compromettre la réalisation d'objectifs environnementaux, notamment en ce qui concerne la ressource en eau.

La politique environnementale, en encadrant les conditions d'utilisation des ressources environnementales par les agents économiques, impacte de manière évidente leurs comportements et leur rapport aux ressources environnementales.

La politique française de l'Eau repose sur trois lois (1964, 1992 et 2006), qui ont établi la gestion décentralisée et concertée de la ressource en eau. La dernière loi sur l'eau, nommée LEMA (Loi sur l'eau et les milieux aquatiques), marque un changement de paradigme dans la manière d'appréhender la politique environnementale, puisque les outils de gestion, établis dans le but d'atteindre à l'horizon 2015 l'objectif de « bon état » des eaux fixé par la DCE (Directive Cadre sur l'Eau), sont désormais assortis d'une obligation de résultat sous peine de sanctions financières. Cette évolution du cadre réglementaire relatif à la ressource en eau, ajoutée à la reconnaissance de l'ensemble des usagers de la ressource, renforce ainsi à notre sens l'intérêt de produire des réflexions portant sur la capacité des agents économiques à modifier leurs usages. Dès lors, l'existence de contradictions potentielles entre les incitations issues de la politique agricole et les évolutions de la politique environnementale, en ce qui concerne le rapport des agriculteurs à la ressource en eau, requiert une analyse des effets combinés des deux politiques.

A cette intention, nous mobilisons une base de données issue des déclarations PAC réalisées par les exploitations de Charente-Maritime pour les années 2003 et 2009. Cette base de données contient un ensemble d'informations relatives à la structure, au statut juridique et à l'assolement de 4 665 exploitations déclarantes. Notre base nous permet tout d'abord d'identifier plus finement les caractéristiques et les trajectoires productives des exploitations irrigantes de notre territoire d'étude. Nous élaborons ensuite une modélisation économétrique dans le but d'identifier les déterminants des pratiques d'irrigation et de l'évolution de ces pratiques. Nous proposons pour cela un modèle de switching avec double sélection : notre première équation estime, pour l'ensemble des exploitations de Charente-Maritime, la probabilité d'irriguer en 2003 ; la seconde équation estime, au sein de la population d'irrigants en 2003, la probabilité d'être toujours irrigants en 2009 ; enfin, la troisième équation explique, pour les exploitations qui sont toujours irrigantes en 2009, le taux de croissance de l'intensité d'irrigation entre 2003 et 2009. Les résultats de nos traitements économétriques nous permettent de nous prononcer sur l'arbitrage réalisé par les exploitants irrigants de notre

territoire d'étude entre les considérations économiques et les considérations environnementales.

Le Chapitre 3 est organisé en trois sections qui reprennent les étapes de notre démonstration. Nous revenons, dans une première section, sur les évolutions structurantes du système de gouvernance agricole et leur influence sur les trajectoires productives empruntées par les agriculteurs. Nous présentons, dans une seconde section, le cadre réglementaire relatif à la gestion quantitative de la ressource en eau, à partir des trois lois à la base de la politique française de l'eau et des différents outils de gestion de la ressource mis en œuvre localement sur notre territoire d'étude. Enfin, nous proposons, dans une troisième section, une modélisation économétrique des pratiques d'irrigation des exploitations de Charente-Maritime, dans le but de compléter notre analyse des déterminants des positionnements stratégiques des agriculteurs en rendant compte des effets combinés des politiques agricole et environnementale.

SECTION 1 :

INCIDENCES DE LA POLITIQUE AGRICOLE SUR LES TRAJECTOIRES PRODUCTIVES

Nous souhaitons montrer, dans cette première section, en quoi l'analyse des composantes du système de gouvernance agricole, à travers l'observation des évolutions de la Politique Agricole Commune, permet de mieux comprendre la situation des agriculteurs et les déterminants de leurs comportements stratégiques, notamment vis-à-vis de la ressource en eau.

Du fait des spécificités des marchés agricoles (on peut citer notamment la saisonnalité et l'irrégularité des productions, la stabilité de la demande et la volatilité des prix), des liens existants avec les autres secteurs d'activité, de son caractère stratégique sur les plans économique, social et environnemental, et d'un héritage socioculturel et politique particulier, le secteur agricole fait historiquement l'objet de grandes politiques interventionnistes qui ont structuré et structurent encore aujourd'hui les évolutions fondamentales de l'agriculture. Mais en influant sur les comportements des agriculteurs, la politique agricole joue également de manière indirecte sur les relations entre l'agriculture et les ressources environnementales, y compris la ressource en eau.

L'agriculture connaît de profonds bouleversements dans la seconde moitié du XX^{ème} siècle (Jollivet, 2007) dans le but de répondre aux attentes de la société de l'époque, c'est-à-dire assurer la sécurité alimentaire. L'objectif sur le plan agricole est alors simple : augmenter la production à partir d'une intensification des rendements. Cette politique s'avère rapidement être un succès puisque la France passe d'une situation de dépendance alimentaire à la Libération à celle de deuxième puissance agricole mondiale. Mais le modèle de développement agricole mis en œuvre au sortir de la Seconde Guerre Mondiale laisse progressivement apparaître un certain nombre de limites (problèmes de surproduction, baisse du revenu des agriculteurs, dérives budgétaires, crises alimentaires, impacts négatifs sur les ressources environnementales...). Face aux contestations grandissantes, la PAC entame en 1992 un processus de réformes dans le but de mieux répondre aux nouveaux défis lancés aux agriculteurs.

Sur le plan environnemental, les grandes réformes de 1992, 1999 et 2003, approfondies par celles de 2008 et 2010, vont permettre une intégration croissante des enjeux de protection de l'environnement au sein de la politique agricole. Malgré ces réformes, certaines composantes

du système de gouvernance représentent encore, dans certains contextes productifs, des incitations, directes ou indirectes, au maintien voire au développement de l'intensification productive et de l'irrigation au sein des exploitations agricoles. Ainsi, à travers l'analyse de l'incidence de la politique agricole sur les trajectoires productives des exploitations, c'est en réalité la question de la cohérence du système de gouvernance agricole face aux enjeux environnementaux qui est finalement posée dans cette première section.

Cette section est organisée en deux points. Nous réalisons tout d'abord un retour sur les caractéristiques structurantes du modèle de développement agricole mis en œuvre au milieu des années 2000 et sur ses conséquences sur le plan environnemental. Nous présentons ensuite les grandes évolutions de la politique agricole susceptibles d'influer sur les relations entre les agriculteurs et les ressources naturelles, et notamment la ressource en eau. Notre étude du système de gouvernance agricole, dans une perspective dynamique, conduit à mettre en évidence l'existence de contradictions potentielles au sein de la PAC entre objectif économique et objectif environnemental.

1. La modernisation de l'agriculture française au lendemain de la Seconde Guerre Mondiale : la réussite économique au détriment des ressources naturelles

Au sortir de la Seconde Guerre Mondiale, le secteur agricole est pressé par l'Etat de participer activement à la reconstruction et au redémarrage économique, notamment à travers l'accroissement de sa production afin de sécuriser les approvisionnements alimentaires du pays. Ces objectifs assignés aux agriculteurs vont motiver le processus de modernisation agricole du secteur mis en place dans les années 1960 (Jollivet, 2007). En effet, les lois d'orientation agricole de 1960 et 1962, et au niveau européen, la mise en œuvre de la Politique Agricole Commune à partir de 1962, créent les conditions d'une amélioration des structures de production agricoles. Rapidement, les effets de ces politiques se manifestent : la production augmente (hausse de 64% entre 1960 et 1980) et devient excédentaire, et dès les années 1980, la France devient le premier producteur européen et le second exportateur mondial de produits agricoles (INSEE, 2007). Si les objectifs premiers de la PAC sont donc rapidement atteints (Butault *et al.*, 2004), le système mis en place montre progressivement certaines limites qui s'ajoutent aux conditions économiques du GATT, puis de l'OMC, et aux nouvelles demandes sociétales. Nous nous focalisons ici sur les conséquences du modèle de

développement agricole d'après-guerre sur la ressource en eau au niveau quantitatif, à travers le développement de l'irrigation.

1.1. Le modèle de développement agricole des années 1960

Le système institutionnel de gestion et d'organisation du secteur (Rivaud, 2010) mis en place dans les années 1960 dessine les contours du « modèle productiviste » agricole (Allaire et Boyer, 1995 ; Mollard, 1995). Celui-ci est basé sur l'intensification (recours croissant aux consommations intermédiaires et aux ressources naturelles), l'industrialisation (recours à la mécanisation et aux intrants chimiques) et la spécialisation du processus productif agricole (éclatement du modèle traditionnel de polyculture-élevage) dans le but d'augmenter les rendements, et par voie de conséquence, la production. Le système des « prix de soutien » établi au sein de la PAC permet d'une part, une stabilité des prix agricoles favorables au développement du secteur, et d'autre part, une redistribution des gains de productivité réalisés (Mollard, 1995). Du fait du phénomène de concentration des moyens de production, les exploitations agricoles se transforment. Le nombre d'exploitation agricole diminue fortement⁷³ : la France compte plus de 2 millions d'exploitations en 1955, un peu plus d'1 million en 1988, moins de 700 000 en 2000, et à peine plus de 500 000 en 2007. La superficie moyenne par exploitation augmente : la SAU moyenne passe de 23 hectares en 1979, avec 80% d'exploitations de moins de 20 hectares, contre une moyenne de 42 ha en 2000 et 80 ha en 2007 (Brun *et al.*, 2006 et Agreste, 2010b). Enfin, la population agricole diminue fortement : le secteur a perdu 80% de ses actifs en cinquante ans, avec seulement 1,3 millions de personnes en 2000 (INSEE, 2007).

Le modèle de développement des années 1960, remarquable du point de vue des accroissements de production qu'il a permis (Allaire, 1988), repose sur la mobilisation de tous les acteurs de la filière agricole vers un objectif commun – l'augmentation de la production – et leur structuration autour du syndicat majoritaire, la Fédération Nationale des Syndicats des Exploitants Agricoles (FNSEA) (*cf.* Chapitre 4). Les organismes financiers élaborent des crédits spécifiques pour permettre le développement de l'investissement, tandis que les organismes de recherche (exemple de l'Institut Nationale de Recherche Economique (INRA) créé en 1946), les organismes de vulgarisation (création du Fonds National de Progrès Agricole (FNPA) en 1947 (Labarthe, 2005)), les techniciens agricoles (Chambres

⁷³ Un processus de sélection s'opère au sein des exploitations agricoles à travers la politique de « réforme des structures » (Jollivet, 2007).

d'Agriculture créées dès 1924) et les organismes de formation professionnelle (rôle joué notamment par les CETA (Muller, 1984)) permettent la diffusion du progrès technique. Le réseau des Sociétés d'Aménagement Foncier et d'Etablissement Rural (SAFER), créé en 1960, forme un soutien précieux à l'agrandissement des exploitations. L'amélioration des rendements agricoles a également des effets directs sur la croissance économique, puisque les mutations que connaît le secteur agricole lui permettent de fournir des denrées alimentaires à bas prix à la population française (Allaire, 1988, 1995), de libérer de la main-d'œuvre qui va devenir disponible pour le secteur industriel et de développer des relations avec les autres activités de la filière. En amont de l'activité de production, on peut citer la hausse des approvisionnements des industries chimiques (produits phytosanitaires, produits fertilisants...) pour les agriculteurs désireux de se protéger des aléas inhérents au milieu naturel, ainsi qu'une hausse de la demande auprès des entreprises de biens d'équipements (développement de la mécanisation). En aval, du fait de la hausse des quantités produites, les exploitants sont de plus en plus dépendants des industries agro-alimentaires pour leurs débouchés.

Au total, les transformations de l'agriculture française que nous venons de décrire font référence au passage du modèle des petites exploitations familiales marquées par une diversité des systèmes de production à une agriculture industrialisée et productiviste marquée par une homogénéisation des systèmes productifs (Allaire, 1988).

1.2. Hausse des pressions exercées sur les ressources naturelles

Du fait de son poids dans l'occupation du territoire français (63% en 1960 contre 50% en 2009 (Agreste 2010b)), l'agriculture, de par ses pratiques productives, impacte de manière évidente les ressources environnementales. Or, les incitations qui émanent dans les années 1960 du système de gouvernance agricole se matérialisent, sur le plan environnemental, par de fortes pressions exercées sur les ressources naturelles. En effet, à l'époque, les questions environnementales sont moins prégnantes et les ressources environnementales en meilleur état qu'aujourd'hui, d'où un encouragement des pouvoirs publics à profiter des ressources naturelles, et notamment de la ressource en eau, pour augmenter la productivité agricole et sécuriser la production. Le développement de l'irrigation, encouragé par la politique agricole, procure ainsi une rente aux agriculteurs au prix du sacrifice de l'état quantitatif de la ressource en eau.

L'outil « irrigation » apparaît comme un des vecteurs du développement agricole (Brun *et al.*, 2006). La politique agricole européenne – notamment la garantie de débouchés et le couplage des aides au niveau de production – ajoutée aux politiques incitatives établies à une échelle plus locale encouragent la réalisation d'investissements en matériels d'irrigation agricole, eux-mêmes partiellement subventionnés. Le recours à l'irrigation permet ainsi de sécuriser, de diversifier et d'augmenter la production des cultures, mais aussi d'élargir les possibilités de culture (implantation de cultures sur des territoires à l'origine non adaptés). La politique agricole a contribué à une dégradation de l'état quantitatif de la ressource en eau en France du fait d'un accroissement exceptionnel des surfaces irriguées. Notre pays affiche en effet le taux de croissance le plus fort d'Europe, les surfaces irriguées françaises ayant été multipliées par plus de 3,5 entre 1965 et 1995 (Service Central des Etudes Economiques et Statistiques du Ministère de l'Agriculture).

Notre territoire d'étude, le département de la Charente-Maritime, a bénéficié de conditions particulièrement favorables au développement de l'irrigation. En effet, des éléments relevant du contexte local couplés à l'environnement macro-institutionnel de l'époque permettent d'expliquer le développement de l'irrigation en Charente-Maritime. La région Poitou-Charentes, et encore plus fortement le département de la Charente-Maritime, bénéficient en effet de conditions pédoclimatiques (types de sols et ensoleillement)⁷⁴ particulièrement favorables à la culture du maïs couplées à un risque élevé de sécheresse (exemples des épisodes de sécheresse de 1976, 1985, 1986 et 1991), ce qui justifie pour les agriculteurs le recours à l'irrigation. La région Poitou-Charentes connaît l'augmentation des surfaces irriguées la plus importante de France : les surfaces irriguées régionales ont été décuplées en trente ans (Strosser *et al.*, 1999), avec un effet mécanique d'augmentation des prélèvements exercés sur la ressource. Les surfaces en maïs grain ont été multipliées par 5 dans la région et par 6,5 en Charente-Maritime entre 1962 et 2002 (DRAF-SRSA).

Les effets néfastes sur l'environnement du modèle de développement agricole d'après-guerre ne forment qu'une illustration parmi d'autres des contradictions qui sont mises en avant dans les années 1990 pour justifier une refonte des principes de gouvernance agricole. Mollard (1995, p.339) considère ainsi que « [c]'est au cœur de cette crise qu'il faut rechercher l'émergence de nouvelles formes de régulation en gestation, qu'elles se trouvent dans la

⁷⁴ Le Poitou-Charentes est une des régions les plus ensoleillées de France et la Charente-Maritime est le département le plus ensoleillé du littoral atlantique (2250 heures par an) (Météo-France). Les sols de groies (argilo-calcaires) qui caractérisent la région ont une réserve d'eau faible à moyenne (INRA, 2006).

dimension internationale et européenne des systèmes productifs ou dans l'affirmation des dimensions territoriales et environnementales de la production ». Face à l'apparition progressive des limites du modèle agricole productiviste et aux pressions du GATT, puis de l'OMC, vis-à-vis des bénéficiaires de la PAC, il apparaît indispensable de repenser le contrat social entre l'Etat – et l'Europe – et les agriculteurs, de manière à atteindre les nouveaux objectifs établis.

2. Evolutions de la PAC : vers une meilleure prise en compte de l'environnement

Les perturbations qui touchent le modèle de développement agricole d'après-guerre motivent le processus de réforme continu que connaît la PAC depuis 1992 – date de la première réforme – et les réformes successives tentent de répondre aux nouveaux enjeux posés à l'agriculture : compétitivité économique et libéralisation du secteur agricole d'une part, et respect de l'environnement et multifonctionnalité d'autre part. Mais si la prise en compte croissante de l'environnement au sein de la PAC est visible de manière certaine au fur et à mesure des réformes (*cf.* Encadré 1), la conciliation des enjeux économiques et des enjeux environnementaux au sein du mode de gouvernance agricole apparaît comme particulièrement complexe à établir. Ainsi, la question de la lisibilité et de la cohérence des incitations en direction des agriculteurs mérite d'être analysée plus en détail si l'on souhaite comprendre leurs comportements vis-à-vis de l'environnement, et plus particulièrement dans cette thèse, vis-à-vis de la ressource en eau. Pour cela, nous choisissons de présenter trois grands domaines d'évolution au sein du système de gouvernance agricole : les modalités d'attribution des aides, le développement de la politique agro-environnementale et la libéralisation du secteur agricole.

Encadré 1 : Le rôle de la réforme de 2003 dans l'orientation de la Politique Agricole Commune

La réforme Fischler de 2003 s'inscrit dans la continuité des deux premières réformes de la politique agricole, la réforme McSharry de 1992 et la réforme « Agenda 2000 » de 1999, mais marque cependant une rupture dans la manière d'appréhender les enjeux environnementaux au sein du système de gouvernance agricole.

Réforme McSharry de 1992

La réforme de 1992 instruit le début du processus de découplage à travers une diminution des soutiens par les prix et une compensation par des aides directes attachées aux moyens de production (surfaces pour les cultures, têtes pour le bétail, quotas pour le lait).

Réforme « Agenda 2000 » de 1999

La réforme de 1999 poursuit le processus de découplage des aides notamment dans le secteur des grandes cultures. Mais surtout, elle dote la politique agricole d'un deuxième pilier, consacré au développement rural (promotion de la multifonctionnalité de l'agriculture et de mesures respectueuses de l'environnement), le premier pilier étant consacré au soutien des prix et des marchés.

Réforme Fischler de 2003

La réforme de 2003 instaure le système de découplage des aides, qui consiste en un paiement unique aux exploitations (non liés à la production), et le principe d'éco-conditionnalité (respect de normes environnementales et sanitaires). La modulation devient obligatoire (transfert financiers du premier pilier vers le second à partir d'une réduction ou d'un plafonnement des aides du premier pilier et dans le but d'alimenter les fonds nationaux pour les mesures agro-environnementales). Le « Bilan de Santé » de 2009 poursuit la mise en œuvre des réformes.

2.1. Les aides du premier pilier de la PAC : évolution du système d'attribution des aides et conditionnalité

Du fait de leur poids financier, et puisqu'elles déterminent pour une large part l'équilibre économique des exploitations (Ansaloni et Fouilleux, 2006), les modalités d'attribution des aides du premier pilier continuent à avoir un impact fort sur l'orientation des systèmes productifs (Colson *et al.*, 1998). C'est pourquoi Mollard *et al.* (2003, p.135) précisent que c'est « l'orientation actuelle des incitations financières reçues par les agriculteurs au titre de la PAC qui constitue le levier le plus puissant des relations agriculture-environnement ». Ainsi, les aides du premier pilier de la PAC ont un rôle structurant sur les pratiques agricoles (choix d'assolement, niveau d'intensification, recours à l'irrigation...) et peuvent expliquer le maintien des agriculteurs dans des systèmes productivistes, ou au contraire, leur orientation vers des modes productifs plus respectueux des ressources naturelles.

Face aux négociations internationales sur le commerce, et pour éviter les accusations d'entraves à la concurrence (effets distorsifs des aides couplées à la production), les aides reçues par les agriculteurs européens deviennent, à travers des réformes d'envergure, de plus en plus déconnectées de la production. Attachées aux moyens de productions (surfaces pour les cultures, têtes pour le bétail et droits à produire pour le lait) depuis 1992 (réforme « McSharry »), les aides deviennent déconnectées de l'acte de production avec la réforme de 2003 (mise en place progressive à partir de 2006 en France). La période 2003-2009 représente

ainsi une période de transition vers un système d'aides découplées (aides attachées à l'exploitation, sur la base des références historiques) (*cf. infra*). La réforme de 2003 met également fin au déséquilibre observé entre les aides fourragères et les aides aux grandes cultures (Le Goffe et Mahé, 2001 ; Mollard *et al.*, 2003). Il faudra en revanche attendre 2010 en France pour voir disparaître la surprime aux grandes cultures et la surprime à l'irrigation⁷⁵ (*cf.* Tableau 4), derniers stigmates de la relation existante entre maximisation des moyens de production et maximisation des aides, relation très néfaste pour les ressources environnementales. Au total, on observe clairement, à travers les différentes réformes de la PAC, la disparition progressive des incitations publiques à l'intensification qui caractérisaient la politique agricole de l'après-guerre.

Tableau 4 : Primes PAC par hectare pour les cultures végétales

<i>Années</i>	<i>Cultures sèches (€/ha)</i>	<i>Cultures irriguées (€/ha)</i>
<i>1999</i>	<i>352</i>	<i>485</i>
<i>2003</i>	<i>346</i>	<i>465</i>
<i>2006</i>	<i>92*</i>	<i>125*</i>

**En 2006, les aides couplées s'ajoutent aux Droits à Paiement Uniques*

Source : Centre d'Economie Rurale France

Les aides découplées sont basées sur le dispositif de Droits à Paiement Unique (DPU). Le niveau de l'aide pour un exploitant est désormais basé, qu'il y ait ou non activité de production et indépendamment des décisions de production des agriculteurs, sur les soutiens historiques (références historiques), c'est-à-dire les aides directes perçues au cours de la période 2000-2002 (période de référence). Le niveau de l'aide d'une exploitation étant basé sur l'historique des soutiens, les producteurs irrigants reçoivent aujourd'hui des aides, découplées certes, mais toujours plus importantes que les non irrigants. Ces références ont ainsi pour effet de maintenir un avantage pour les exploitations intensives en ce qui concerne le montant des aides par rapport aux autres exploitations, avantage d'autant plus fort quand les premières irriguent. En revanche, une fois mises en place, les aides découplées sont stables

⁷⁵ Lors de la réforme de 1992, les aides directes versées aux agriculteurs sont censées compenser la baisse des « prix de soutien ». La France établit une aide compensatoire d'un montant supérieur pour les surfaces irriguées de manière à aider à l'amortissement des investissements réalisés en matériels d'irrigation. En 2003, la France choisit un recouplage partiel qui maintient une partie de la surprime.

quelle que soit la production, et ne représentent donc plus d'incitations supplémentaires à l'intensification⁷⁶.

La réforme de 2003 instaure également la notion de conditionnalité des aides du premier pilier de la PAC (mise en place depuis 2005 en France). Les aides sont désormais versées aux agriculteurs qui respectent les bonnes pratiques agricoles en matière d'environnement, de sécurité sanitaire et de bien-être animal. Le poids financier des aides du premier pilier est donc désormais mobilisé pour faire appliquer certaines exigences réglementaires et ainsi asseoir le principe de multifonctionnalité de l'agriculture, qui devient la nouvelle justification des aides accordées au secteur. Dit autrement, les agriculteurs ne sont plus soutenus dans leur fonction productive de biens agricoles – celle-ci étant désormais dépendante des règles du marché – mais dans leur fonction de producteurs de services et de biens publics, d'aménageurs de l'espace, de protecteurs des ressources naturelles et de l'environnement, de créateurs d'emplois et de cohésion sociale... (Hervieu *et al.*, 2001 ; Mahé et Laroche-Dupraz, 2000). Si la conditionnalité des aides à certaines contraintes environnementales renvoie clairement à une prise en compte des enjeux environnementaux au sein de l'activité productive agricole, les contraintes restent cependant essentiellement basées sur les réglementations existantes (normes minimales)⁷⁷, ce qui limite l'impact sur l'évolution des pratiques agricoles en direction de l'environnement⁷⁸.

Au total, les évolutions conduites au sein du premier pilier de la PAC renvoient à un double phénomène : d'une part, la disparition progressive des incitations à l'intensification, et d'autre part, l'introduction, elle aussi progressive, des enjeux environnementaux à travers la promotion des fonctions non productives de l'agriculture, principalement les fonctions environnementales et territoriales (Hervieu *et al.*, 2001).

2.2. Le développement de la politique agro-environnementale

Le « verdissement » de la PAC s'opère également à travers la mise en œuvre de mesures spécifiquement destinées à promouvoir des pratiques agricoles respectueuses des ressources environnementales. Les mesures agro-environnementales sont incluses dans la politique

⁷⁶ La PAC 2013 s'orienterait vers un abandon des références historiques (CER France, 2010). On observe également une tendance à la diminution des aides du premier pilier à travers le jeu de la modulation (transferts des montants du premier pilier vers le second).

⁷⁷ Il existe notamment des bonnes pratiques en matière d'irrigation qui renvoient en fait à la Loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) que nous présenterons dans la Section 2 de ce chapitre.

⁷⁸ La Cour des Comptes Européenne (2008) dénonce également le faible taux d'inspection et la faiblesse des sanctions.

agricole en 1992 et le caractère obligatoire de leur mise en œuvre par les Etats membres est établi en 1999 dans le cadre de la politique de développement rural (second pilier de la PAC). La création de ce second pilier au sein de l'architecture de la PAC consacre la notion de multifonctionnalité de l'agriculture : « [l]a politique agricole prend en compte les fonctions économique, environnementale et sociale de l'agriculture et participe à l'aménagement du territoire, en vue du développement durable » (Loi d'Orientation Agricole de 1999).

La politique agro-environnementale a pour objet d'inciter des agriculteurs à adopter ou à maintenir des pratiques respectueuses de l'environnement au sein de leur exploitation grâce aux versements d'une contrepartie financière par la puissance publique (co-financement Union Européenne et Etat membre) sur la base d'engagements contractualisés pour une durée de cinq ans (respect d'un cahier des charges pour chaque action contractualisable). Le montant versé a pour but de compenser la perte de revenu ou les coûts additionnels que les pratiques adoptées représentent pour l'exploitant qui a choisi de contractualiser (élaboré sur la base de moyennes à l'échelle d'un territoire donné). Le Contrat Territorial d'Exploitation (CTE), premier contrat agro-environnemental (1999), sera remplacé en 2002 par le Contrat d'Agriculture Durable (CAD) qui, s'il conserve de nombreux traits communs avec le précédent dispositif, permet une procédure simplifiée, un meilleur encadrement budgétaire et un ciblage sur des enjeux environnementaux prioritaires (Thoyer et Saïd, 2007). Depuis 2007 (Programme de Développement Rural Hexagonal), on distingue trois niveaux d'application des MAE : deux dispositifs nationaux, six dispositifs à cahier des charges national mais à application régionalisée et un dispositif de mesures agro-environnementales territorialisées (MAET) à l'échelle de territoires de projet. Si les mesures agro-environnementales cherchent à promouvoir « une agriculture durable pour atteindre les objectifs du réseau Natura 2000 et de la Directive Cadre sur l'eau » (Louis et Rousset, 2010, p.2), l'outil MAE n'est en revanche pas un outil très fortement orienté vers la gestion quantitative de la ressource en eau. En effet, parmi la cinquantaine de MAE proposées et potentiellement mobilisables sur un territoire, une seule vise directement à limiter l'irrigation des grandes cultures (communément appelée MAE Désirrigation)⁷⁹.

Plusieurs études mettent en avant les limites du dispositif agro-environnemental. Premièrement, malgré la croissance des dépenses consacrées au second pilier (*cf.* Tableau 5) – même si les arbitrages budgétaires pour la période 2007-2013 ne sont pas à la hauteur des

⁷⁹ La MAE Désirrigation est contractualisable depuis janvier 2011 en Charente-Maritime (*cf.* Chapitre 4).

ambitions annoncées (Bureau, 2007) – et la modulation des aides, le premier pilier représente encore la plus grosse enveloppe financière de la politique agricole (80% des aides reçues en France). Des auteurs rappellent également les difficultés d'évaluation et les problèmes de sélection adverse ou d'effet d'aubaine inhérents à ce type d'instruments (Barbut et Basset, 2005 ; Bonnieux, 2005 ; Dupraz et Pech, 2007) et qui ont pour effet de limiter l'impact global des mesures agro-environnementales. En mettant en avant leur caractère facultatif et temporaire (en comparaison, les aides du premier pilier sont générales et plus stables), d'autres auteurs questionnent la durabilité de ce type d'instruments tant sur le plan environnemental (pérennité des effets en cas de non renouvellement du contrat) que sur le plan financier (coût pour la collectivité) (Mollard *et al.*, 2003). Enfin, si les approches contractuelles permettent une adaptation aux conditions et aux enjeux locaux (Hervieu *et al.*, 2001), l'asymétrie informationnelle entre les exploitants et les pouvoirs publics et la trop grande dispersion géographique des contractants nuisent à leur efficacité (Basset, 2009 ; Mollard *et al.*, 2003 ; Thoyer et Saïd, 2007).

Tableau 5 : Prévission des dépenses de l'Union Européenne (UE) pour l'agriculture

Milliards €	2006 UE-25	2013 UE-27	Evolution
Prix courants			
- Soutien des marchés et aides directes	45.5	50.5	+ 11%
- Développement rural	11.0	15.8	+ 44%
- TOTAL	56.5	66.3	+17%
Prix constants (base 2004 – 2% d'inflation par an)			
- Soutien des marchés et aides directes	43.7	42.3	- 3%
- Développement rural	10.5	15.8	+ 25%
- TOTAL	54.2	58.1	+ 7%

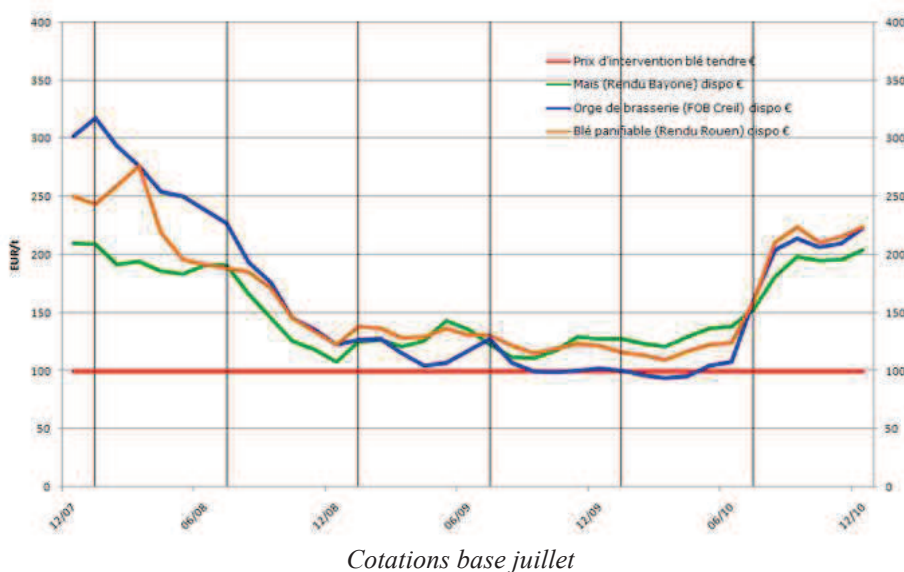
Source : d'après Velilla (2005)

Au total, si la politique agro-environnementale est clairement un signe de l'attention croissante portée aux ressources naturelles au sein du système de gouvernance agricole (Bonnieux, 2009), les effets sur l'environnement sont pour leur part encore en question (Dupraz et Pech 2007).

2.3. La libéralisation du secteur agricole : le poids des contraintes de marché

Le contexte actuel de libéralisation du secteur agricole – à travers une baisse tendancielle des prix garantis depuis la réforme de 1992 – joue également sur le comportement stratégique des exploitants (Mollard *et al.*, 2003), et donc de manière indirecte, sur leur rapport à l’environnement. En effet, le changement de paradigme du système de gouvernance agricole, basé sur le rétablissement du lien entre les agriculteurs et les prix de marché, rend les stratégies productives beaucoup plus sensibles aux évolutions de prix. La tendance à la hausse des prix agricoles de ces dernières années possède, en plus de fondements conjoncturels – phénomènes de spéculation ayant également pour effet d’augmenter la volatilité des prix (flambée des prix en 2007, chute en 2009 et remontée rapide en 2010) – des fondements plus structurels – demande croissante des pays émergents conjuguée à une surface agricole non croissante⁸⁰ (cf. Figure 7).

Figure 7 : Evolution des prix des céréales de 2007 à 2010



Source : Site Internet de l'Association générale des producteurs de blé et autres céréales

Les contraintes de marché provoquent une diminution des marges de manœuvre des agriculteurs, d’autant plus pour les producteurs de produits standards intermédiaires – tels que le maïs grain – et peuvent conduire à un maintien voire à un renforcement des techniques intensives au sein des exploitations dans le but de sécuriser les niveaux de production et de se

⁸⁰ Les surfaces agricoles sont rongées progressivement par des aménagements urbains ou d’autres activités économiques telles que l’industrie ou le tourisme, ou encore des productions agricoles mais non alimentaires (exemple des biocarburants), tandis que certaines terres deviennent incultes ou arides (CER France, 2006).

prémunir contre les risques liés à la volatilité⁸¹. Les exploitants engagés dans une logique intensive sont incités dans ces conditions à rechercher une réduction de leurs charges d'exploitation et la réalisation de rendements d'échelle, d'où une tendance à une simplification des systèmes productifs et une spécialisation accrue des tâches (réduction du nombre de tâches en supprimant par exemple l'élevage et en réduisant le nombre de cultures), une augmentation de la taille des parcelles et des exploitations et un recours croissant à la mécanisation. Dans un contexte de plus grande incertitude, inhérent à la plus forte exposition des agriculteurs à la concurrence mondiale, les pratiques intensives représentent donc un moyen de s'assurer face aux aléas (Dron *et al.*, 2003). Dans ce cadre, l'irrigation reste primordiale pour l'organisation productive, étant donné la garantie qu'elle apporte au niveau des rendements, aussi bien sur le plan quantitatif que sur le plan qualitatif⁸². L'intérêt de l'irrigation pour les exploitations équipées en systèmes d'irrigation est d'autant plus important que la période d'amortissement est le plus souvent achevée (période d'investissement massif dans les années 1980). Au total, les contraintes liées à la libéralisation du secteur agricole, en incitant au maintien voire à l'accentuation des techniques productives intensives, semblent allées à l'encontre d'une meilleure prise en compte de l'environnement dans les modes de production agricoles, d'où un problème de cohérence du système de gouvernance agricole. En effet, le risque est alors grand de voir reléguer au second rang les objectifs d'intégration des enjeux environnementaux au sein des stratégies productives (Rivaud, 2010), et ce risque est renforcé lorsque les prix agricoles sont à la hausse.

Ces éléments et leurs incidences sur les comportements des agriculteurs vis-à-vis des ressources environnementales, et notamment de la ressource en eau, doivent être mis en perspective des caractéristiques des exploitations d'un territoire donné, de manière à éclairer les itinéraires stratégiques dans lesquelles ces dernières sont inscrites. Compte tenu du poids des superficies en grandes cultures (plus de 65% de la SAU départementale contre moins de 45% au niveau national en 2008) et plus particulièrement en maïs irrigué (environ 80% des surfaces irriguées déclarées dans le département sont des surfaces en maïs (Agreste, 2009)) dans le département de la Charente-Maritime, celui-ci semble marqué par une forte présence d'exploitations productivistes, où l'irrigation répond à une logique d'intensification. Du fait

⁸¹ Ces risques de marché s'ajoutent aux risques climatiques et sanitaires. La protection des agriculteurs contre la volatilité des prix était auparavant (1962) assurée collectivement dans le cadre des organisations communes de marché.

⁸² L'irrigation concerne également des cultures qui ne nécessitent pas d'être irriguées, mais où les contraintes de marché imposent une régularité dans la production et la qualité qui explique le recours à l'irrigation (exemples du blé dur et de l'orge brassicole).

de ce contexte productif, les contraintes économiques incitent fortement au maintien des systèmes intensifs. Plus particulièrement au niveau de la ressource en eau, les incitations issues de la libéralisation du secteur, renforcées par la hausse tendancielle des prix agricoles, jouent donc sur notre territoire d'étude à l'encontre d'une diminution des contraintes exercées sur la ressource. Le désir de sécurité des agriculteurs mentionnés précédemment permet également d'expliquer l'attachement des agriculteurs de Charente-Maritime pour le maïs irrigué étant donné ses différents avantages : « différentiel de rendement le plus important, grande résistance au stress hydrique sauf en période de floraison, à l'excès d'eau, d'intrants, faiblesse des problèmes parasitaires, risque faible de mauvaise récolte, qualité et débouché assurés, probable tenue favorable du marché dans l'avenir... » (AScA, 2006, p.50). Dans ce cadre, les réglementations environnementales concernant la ressource en eau sont assimilées par les agriculteurs inscrits dans une trajectoire productive intensive à des contraintes supplémentaires imposées sur les systèmes productifs, à une hausse des coûts de production qui complique l'atteinte des objectifs économiques et à une baisse de leur revenu (Brun, 2003)⁸³. La prédominance des objectifs économiques sur les objectifs environnementaux peut être illustrée, dans le cas de la Charente-Maritime et en ce qui concerne la ressource en eau, par l'opposition souvent manifeste des agriculteurs face aux réglementations environnementales de plus en plus contraignantes vis-à-vis des prélèvements liés à l'irrigation agricole (*cf.* Section 2).

Cette première section du chapitre 3 nous a permis de mieux comprendre, à travers l'analyse des évolutions du système de gouvernance agricole, les causes du développement et du maintien de stratégies productives intensives, dont l'irrigation fait partie, en dépit de l'intégration croissante des préoccupations environnementales au sein même de la Politique Agricole Commune.

En revenant, dans une perspective historique, sur les origines de la PAC, nos investigations nous ont permis d'expliquer les raisons de la sur-exploitation de la ressource en eau sur notre territoire d'étude, en lien avec le développement de l'irrigation agricole dans une démarche d'intensification des systèmes productifs. L'appréhension des évolutions plus récentes de la

⁸³ Il est important de signaler que la mise en œuvre de modes de production plus respectueux de l'environnement peut certes augmenter certains coûts de production, ou encore provoquer une diminution de la production, mais cela peut également coïncider dans certains cas avec une économie au niveau des consommations intermédiaires et une plus forte valeur ajoutée, d'où une préservation, voire une augmentation du revenu agricole (Ansaloni et Fouilleux, 2006).

gouvernance agricole nous a ensuite conduits à mettre en évidence les possibles contradictions existantes au sein du système de gouvernance agricole. La PAC est en effet entrée depuis 1992 dans une phase de mutations motivée par un double objectif : assurer la maîtrise budgétaire et la compétitivité du secteur agricole d'une part, intégrer les enjeux de protection et de valorisation des ressources naturelles d'autre part. L'environnement fait ainsi l'objet d'une prise en compte croissante au sein de la politique agricole, notamment à travers le développement de la politique agro-environnementale et la mise en œuvre de l'éco-conditionnalité des aides découplées. Mais dans le même temps, la libéralisation du secteur agricole, accompagnée d'une instabilité accrue des prix, conduit à un renforcement des exigences en matière de compétitivité, pour faire face à la concurrence mondiale, et à un accroissement des risques. Or, ces contraintes de marché forment, lorsque l'irrigation répond à une logique d'intensification, comme c'est le cas en Charente-Maritime avec l'irrigation des grandes cultures, des incitations au maintien voire au renforcement des logiques intensives, et de l'outil irrigation. Il apparaît dès lors sur ce territoire que les objectifs économiques soient en mesure de primer sur les objectifs environnementaux inscrits dans la nouvelle politique agricole. Mais outre l'évolution du système de gouvernance sectoriel, les comportements des exploitants agricoles vis-à-vis de la ressource en eau sont également à mettre en perspective de l'évolution de la politique environnementale dans ce domaine.

SECTION 2 :
POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE :
LA GESTION DE L'EAU EN CHARENTE-MARITIME

La réglementation environnementale relative à la ressource en eau a vocation à encadrer et à agir sur les comportements des agents économiques vis-à-vis de la ressource. Il nous semble donc indispensable d'appréhender les fondements de la politique française de gestion de l'eau ainsi que l'application locale de cette politique en Charente-Maritime, dans le but de décrypter les enjeux inhérents à la gestion de la ressource et la manière avec laquelle les modalités de cette gestion, sur le plan quantitatif, sont supposées agir sur les comportements des usagers, et notamment des agriculteurs irrigants. C'est l'objet de cette seconde section.

Les politiques de l'eau renvoient à trois grands niveaux d'intervention nécessairement interdépendants (Barraqué, 1998). On distingue ainsi : i) la gestion globale des milieux aquatiques et des usages, ii) le traitement de la ressource pour distribuer une eau conforme aux exigences réglementaires iii) l'organisation de services de distribution et d'assainissement. Puisque nous cherchons ici à observer en quoi la réglementation environnementale autour de la ressource en eau peut influencer sur les comportements des usagers, nous nous concentrons sur le premier domaine d'intervention.

La compréhension de la gestion de la ressource en eau en France nécessite la reconnaissance de plusieurs grands principes rappelés dans la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) de 2006 : l'eau fait partie du patrimoine commun de la nation ; sa protection, sa mise en valeur et le développement de la ressource utilisable, dans le respect des équilibres naturels, sont d'intérêt général ; l'objectif est la gestion équilibrée et durable de la ressource en eau ; l'usage de l'eau appartient à tous dans le cadre des lois et règlements ainsi que des droits antérieurement établis. La cohérence interne de la politique de l'eau française se cristallise autour de ces différents principes.

Ces affirmations législatives ne remettent pas pour autant en cause le régime de propriété des eaux prévu par le Code Civil. Certaines eaux font ainsi l'objet de droit de propriété ou de droit d'usage (Amigues *et al.*, 2006 ; Jegouzo, 2006) :

- Eaux de pluie : Les eaux de pluie sont classées *res nullius*, c'est-à-dire qu'elles n'appartiennent à personne jusqu'à ce qu'elles atterrissent sur le sol. Le propriétaire du fond peut alors en user et en disposer à sa guise (les capter, les utiliser, les céder...) ;

- Eaux non courantes : Les eaux souterraines et de source sont également des *res nullius* jusqu'à ce que le propriétaire du sol sur lequel elles jaillissent les capte. Ce dernier peut alors utiliser les eaux captées (contrôles et restrictions sur les captages réalisés, notamment dans un but d'intérêt général). Les étangs et lacs ne communiquant pas avec la mer sont soumis au régime des eaux courantes s'ils sont alimentés par un cours d'eau, et relèvent du domaine public lorsqu'ils communiquent avec la mer. Les eaux stagnantes sont incorporées au fond ;
- Eaux courantes : Les eaux courantes non domaniales sont des *res communes*. Le lit appartient aux propriétaires riverains, mais ceux-ci ont seulement un droit d'usage sur la ressource. Les eaux courantes domaniales sont des *res publica*. Les eaux appartiennent au domaine public, mais l'Etat peut accorder des concessions.

Le caractère multiforme de la ressource en eau joue ainsi, au sein du système juridique français, sur le régime de propriété des eaux. Mais qu'il existe ou non un droit de propriété ou d'usage, les prélèvements sont soumis à la réglementation et ces droits cèdent devant l'intervention légitime de l'Etat pour garantir, dans l'intérêt général, une gestion équilibrée de la ressource, c'est-à-dire capable de préserver les milieux aquatiques et de concilier les différents usages afférents (Amigues *et al.*, 2006).

Le cadre réglementaire français relatif à la gestion de la ressource en eau a connu des évolutions importantes depuis une cinquantaine d'années. Ces évolutions, à travers les outils de gestion mis en place sur les territoires, peuvent impacter les comportements des agents économiques, et plus particulièrement des agriculteurs irrigants vis-à-vis de la ressource en eau. Nous revenons donc tout d'abord sur les trois lois qui fondent la politique de gestion de l'eau en France. Nous mettons ensuite en évidence le rôle des instances de concertation dans l'émergence, en Charente-Maritime, d'un constat partagé de la surexploitation de la ressource et dans la reconnaissance de l'ensemble des usagers, préleveurs et non préleveurs. Nous analysons enfin les instruments de gestion mis en place localement en Charente-Maritime dans le but de gérer quantitativement la ressource en eau.

1. Les trois lois sur l'eau

Le système français de gestion de l'eau mobilise une variété d'acteurs à des échelles institutionnelles et géographiques différentes. Une représentation synthétique du niveau d'intervention et du rôle des ces différents acteurs semble être une première approche

Figure 8 : Les différents acteurs du système français de gestion de l'eau

Union européenne Fixation du cadre général et des objectifs à atteindre		
Etat Responsabilité de la réglementation		
Au niveau national <i>Grandes orientations de la Politique nationale de l'Eau</i>	Direction de l'Eau du MEDDTL (Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement) Onema (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques) et Ifremer (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer)	Définition et organisations de l'intervention de l'Etat en cohérence avec les directives européennes et en collaboration avec d'autres ministères compétents. Surveillance des milieux aquatiques, connaissance et information.
Au niveau des bassins <i>Définition et mise en œuvre de la réglementation</i>	Préfets coordinateurs de bassin (six préfets en France, un par bassin hydrographique)	Coordination à l'échelle du bassin des actions des services de l'Etat. Approbation des SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux) élaborés par les comités de bassin. Police de l'eau
Au niveau régional et départemental <i>Mise en œuvre de la politique sous ses aspects réglementaires et techniques et contrôle de son respect</i>	Services déconcentrés de l'Etat sous l'autorité des préfets : DREAL (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement) DDT (DDTM) : Direction Départementale des Territoires (et de la Mer) ARS (Agence Régionale de Santé)	Police de l'eau Mise en œuvre et coordination de la politique de l'eau Mise en œuvre d'actions visant la préservation milieux aquatiques (et gestion des pêches maritimes et de l'aquaculture) et police de l'eau Surveillance de l'eau destinée à l'alimentation en eau potable et des eaux de baignade
Organismes de bassin Responsabilité de la planification		
Au niveau des bassins <i>Planification et Politique de l'eau au niveau du bassin</i>	Comités de Bassin Agences de l'eau	Définition des grandes orientations de la politique au niveau du bassin (élaboration du SDAGE). Assiste le Comité de bassin dans l'élaboration du SDAGE Interventions financières (redevances et aides).
Collectivités territoriales Responsabilité de la mise en œuvre locale		
Au niveau des régions et départements <i>Lien entre les politiques d'aménagement du territoire et de l'eau</i>	Préfets coordinateurs de bassin (six préfets en France, un par bassin hydrographique)	Appui technique et financier aux communes
Au niveau de l'intercommunalité <i>Gestion locale de l'eau</i>	Structures de gestion locale (syndicats intercommunaux, syndicats mixtes)	Animation et mise en œuvre de la politique locale de gestion des milieux aquatiques
Au niveau des communes <i>Responsabilité du service d'eau potable et d'assainissement</i>	Maires	Responsabilité de la distribution de l'eau potable, de la collecte et du traitement des eaux usées, des décisions d'investissement et du choix du mode de gestion
Acteurs économiques, associations, usagers Participation à la mise en œuvre locale, force de proposition et/ou relais d'opinion		
Au niveau local <i>Maitrise d'ouvrage Concertation et propositions</i>	Collectivités, Industriels, Agriculteurs Usagers, Associations de consommateurs, de protection de l'environnement, fédérations professionnelles...	Responsabilité de la construction et de la gestion de leurs installations de dépollution, de prélèvement, d'aménagement des ressources en eau Associés aux prises de décision au travers de leur représentation au sein des CLE (Commission Locale de l'Eau), des Comités de Bassin... Actions de sensibilisation, de communication...

Source : d'après le SDAGE du Comité de bassin Adour-Garonne et <http://www.eau-poitou-charentes.org>

intéressante de la responsabilité publique dans le domaine de l'eau et de la cohérence globale du système de gestion (*cf.* Figure 8).

La politique française de l'eau repose essentiellement sur trois lois (1964, 1992 et 2006) qui ont donné lieu à la création d'instruments de gestion qui vont impacter les comportements des agents économiques vis-à-vis de la ressource.

La première loi sur l'eau du 16 décembre 1964 établit un système institutionnel novateur basé sur une gestion décentralisée de la ressource et la compilation d'instruments réglementaires, financiers et administratifs. Sous l'impulsion du Commissariat Général au Plan et de la DATAR (Délégation à l'Aménagement du Territoire et à l'Action Régionale), la loi de 1964 établit la gestion de l'eau à l'échelle des six grands bassins hydrographiques (*cf.* Figure 9). Chaque bassin est pourvu d'une Agence de l'eau et d'un Comité de Bassin. L'agence de l'eau, dotée de la personnalité civile et de l'autonomie financière, est chargée de prélever des redevances auprès des usagers en contrepartie du versement d'aides aux investissements de préservation de la ressource. Le Comité de Bassin (ou « Parlement de l'Eau »), chargé de regrouper à l'échelle des bassins les élus locaux, des représentants des services de l'Etat et des représentants des différentes catégories d'usagers, a un rôle consultatif et décisionnel. Le système de gestion de la ressource établi par la loi de 1964 s'appuie ainsi sur quatre grands principes (Petit, 2002) : i) le principe de gestion intégrée dans un cadre physique approprié, matérialisé par l'existence d'une agence de l'eau par bassin ; ii) le principe de concertation avec les usagers, matérialisé par le rôle des comités de bassin ; iii) le principe de solidarité financière entre les pollueurs d'une part, et les utilisateurs d'eau d'autre part, à travers le système de redevances⁸⁴; iv) le principe de gestion partenariale dans le but de rattraper le retard en matière de dépollution et de répondre aux nouveaux besoins liés à la préservation du milieu aquatique. Au total, malgré un projet ambitieux et un certain nombre d'avancées au niveau du dispositif de gestion de la ressource en eau, certains freins à l'intervention des agences de l'eau compliquent la mise en œuvre de ces principes. Si des investissements massifs ont lieu, permettant de lutter efficacement contre les pollutions ponctuelles, notamment à travers la construction de nombreuses stations d'épuration, la prise en compte d'enjeux tels que la lutte contre les pollutions diffuses, les inondations ou encore, dans le cas de la gestion quantitative, le retour à une gestion plus naturelle des cours d'eau, s'avère plus

⁸⁴ Le système de redevances est censé être une matérialisation économique de la solidarité naturelle qui lie les usagers de la ressource en eau à l'échelle d'un même bassin et permet ainsi une prise de conscience de leur responsabilité collective (Barraqué, 1997).

difficile. La logique financière imposée aux agences⁸⁵, leur incapacité à être maître d'ouvrage, couplée à l'absence de pouvoir de police et à la faiblesse relative des redevances perçues, rendent difficile la mise en œuvre d'une gestion intégrée et plus durable de la ressource (Barraqué, 1995). Du fait de leur situation de dépendance à la volonté des collectivités locales, les agences de l'eau ont plutôt accompagné les choix d'urbanisme et le développement agricole (Narcy, 2004) en cherchant à limiter ou à réparer les effets négatifs du mode de développement contemporain (Barraqué, 1995).

Figure 9 : Les six grands bassins hydrographiques français



Il existe une Agence de l'Eau par bassin hydrographique : du Nord au Sud, Artois-Picardie, Seine-Normandie, Rhin-Meuse, Loire-Bretagne, Adour-Garonne, Rhône-Méditerranée et Corse.

Source : Site Internet de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne

La seconde loi sur l'eau, du 3 janvier 1992, consacre l'eau en tant que « patrimoine commun de la nation » et renforce l'impératif de protection des ressources en eau et le principe de gestion concertée. Sans modifier les pouvoirs des agences de l'eau, la loi crée une police de l'eau et des milieux aquatiques ainsi que deux nouveaux outils de gestion concertée des eaux par bassin : le SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux) et le SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux, déclinaison du SDAGE au niveau des sous-bassins). Ce sont deux documents de planification de la gestion de la ressource en eau dotés d'une portée réglementaire. Le SDAGE est élaboré par les Comités de bassin et le SAGE par les Commissions locales de l'eau (CLE), composées de représentants des

⁸⁵ Selon la logique de la ressource affectée, l'agence de l'eau est contrainte de dépenser les fonds issus d'un domaine dans ce même domaine.

collectivités territoriales et des établissements publics locaux, de l'Etat et des usagers. Le SDAGE fixe, sur la base d'un état des lieux du territoire de gestion, les grandes orientations à mettre en œuvre sur ce territoire pour une gestion équilibrée de la ressource en eau (« objectifs généraux d'utilisation, de mise en valeur et de protection quantitative et qualitative des ressources en eau superficielle et souterraine et des écosystèmes aquatiques ainsi que de préservation des zones humides » (Loi de 1992)), et le SAGE décline les priorités du SDAGE à l'échelle de sous-bassins de manière à prendre en compte les spécificités des territoires (« priorités à retenir pour atteindre les objectifs en tenant compte de la protection du milieu naturel aquatique, des nécessités de mise en valeur de la ressource en eau, de l'évolution prévisible de l'espace rural, de l'environnement urbain et économique et de l'équilibre à assurer entre les différents usages de l'eau » (Loi de 1992)). Cette seconde loi sur l'eau repose finalement sur deux grands principes : i) élargissement de la gestion de l'eau à la gestion des milieux aquatiques ; ii) l'objectif de gestion équilibrée. La loi fait donc référence à la notion de développement durable puisqu'il s'agit d'assurer la préservation des milieux aquatiques et de concilier les besoins des usages de la ressource.

La troisième loi sur l'eau du 30 décembre 2006, la LEMA (Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques), rénove le cadre global établi par les deux premières lois sur l'eau. Elle repose sur la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) du 23 octobre 2000 (transposition dans le droit français par la loi du 21 avril 2004) – elle-même étant largement inspirée du mode de gestion français. La DCE souhaite mettre fin à la logique verticale et sectorielle des directives européennes de manière à gagner en cohérence à travers la mise en place d'un cadre commun de gestion des milieux aquatiques (Garrec, 2007). La LEMA marque un changement de paradigme dans la manière d'appréhender la politique environnementale, puisque les outils de gestion, établis dans le but d'atteindre à l'horizon 2015, l'objectif de « bon état des eaux et des milieux aquatiques » établi par la DCE (*cf.* Figure 10), sont désormais assortis d'une obligation de résultat sous peine de sanctions financières. La LEMA fixe également pour objectif d'améliorer les conditions d'accès à l'eau pour tous (« le droit d'accéder à l'eau potable dans des conditions économiquement acceptables par tous »), la transparence du fonctionnement du service public de l'eau et d'assainissement, et l'organisation de la pêche (création de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA)). La loi consacre les principes de gestion concertée, durable et globale des ressources aquatiques à l'échelle des

bassins versants⁸⁶. Elle maintient en place les instances françaises de gestion, mais en intégrant quelques réformes : élargissement des compétences des comités de bassin, réforme du système de redevances des agences de l'eau (mise en conformité avec la Constitution, fixation des règles de fonctionnement du système par le Parlement et simplification du mode de calcul des redevances), renforcement de la portée juridique des SDAGE et des SAGE à travers l'opposabilité aux tiers.

Figure 10 : La notion de bon état des eaux et des milieux aquatiques



Source : <http://www.observatoire-environnement.org>

Au total, les trois grandes lois sur l'eau (1964, 1992 et 2006) que nous venons de présenter ont façonné les principes et les règles de gestion qui forment aujourd'hui le cadre institutionnel français de la ressource en eau. Les évolutions ce cadre ont pour effet de modifier, à une échelle locale, les règles d'usage de l'eau, notamment à travers le développement des instances de concertation

2. La gestion quantitative de la ressource en Charente-Maritime : le développement des instances de concertation

Les instruments relevant du volet participatif de la gouvernance de l'eau apparaissent comme des éléments de plus en plus structurants au sein du système français de gestion de l'eau. La Charente-Maritime n'échappe pas à la règle et s'avère même être un des territoires pionniers en ce qui concerne la mise en œuvre des instances de concertation.

Ces outils de gestion sont développés dans une démarche de « communication avec les usagers de la ressource, voire même une intégration de ces derniers dans la définition des politiques de l'eau, afin que les enjeux de gestion durable soient collectivement débattus et définis dans la concertation et la communication » (Petit, 2002, p.279). Le principe de gestion

⁸⁶ Les objectifs définis par la LEMA et la DCE font référence au principe de la Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE).

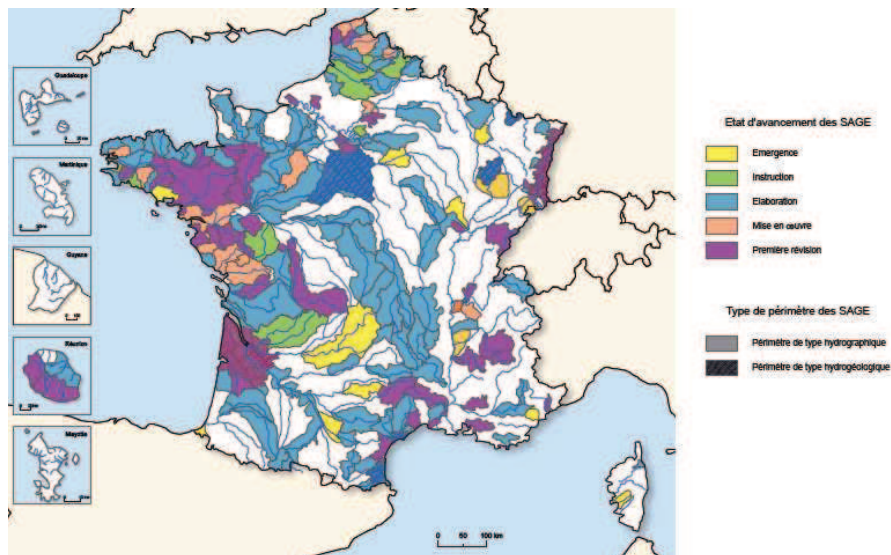
intégrée et concertée se matérialise sur les territoires par la montée en puissance de démarches consultatives telles que les SAGE, les contrats de milieu⁸⁷, les PGE... On dénombre aujourd'hui 12 SAGE en Poitou-Charentes dont 6 en Charente-Maritime : les SAGE Sèvre-Niortaise et Marais Poitevin, Boutonne, Charente, Seudre, Isle-Dronne et Estuaire de la Gironde et milieux associés. Si les SAGE semblent se développer fortement sur le territoire français (*cf.* Figure 11), ils ne forment pas en Charente-Maritime les premières manifestations du développement du volet participatif de la gestion de la ressource en eau. En effet, le SAGE Charente (fleuve principal du département et de la région de part sa superficie), en phase d'élaboration (*cf.* Annexe 4), a vocation à se substituer au Plan de Gestion des Etiages (PGE Charente), instrument clé de la gestion intégrée sur le territoire depuis 2004⁸⁸. Le PGE Charente repose lui-même sur les acquis du protocole de gestion des étiages réalisé en 1992, notamment la mise en œuvre de la gestion volumétrique sur le territoire (*cf. infra*). L'institution qui le porte, l'EPTB Charente (Etablissement Public Territorial du Bassin Charente), assure à travers cet outil, la concertation entre l'Etat, les collectivités et les représentants des usagers de la ressource. Le PGE se traduit par l'établissement d'un document contractuel visant, sur la base d'un état des lieux du déséquilibre de la ressource en eau, le partage de l'eau entre les usagers. Il permet d'une part la reconnaissance du grave déséquilibre entre les besoins et les capacités de la ressource à l'échelle du bassin, puisque les besoins des usagers entre juin et octobre sont estimés à 120 millions de m³ alors que la ressource disponible s'élève sur la même période à 60 millions de m³. Il permet d'autre part d'intégrer à la démarche de concertation toutes les parties prenantes au partage de la ressource, notamment à travers la reconnaissance à la fois des besoins des usagers préleveurs et des usagers non préleveurs (exemple des conchyliculteurs). L'objectif renvoie ainsi clairement au principe de gestion équilibrée puisque le PGE vise le fonctionnement normal de l'écosystème aquatique et le bon déroulement de l'ensemble des usages. Le PGE Charente apparaît au total comme un moyen de produire de la connaissance à travers la caractérisation des problèmes quantitatifs et l'identification des acteurs impliqués, mais également comme un soutien à l'opérationnalisation de la gestion de la ressource en eau, à travers les objectifs fixés et les mesures proposées pour les atteindre. Le document contractuel du PGE, validé par l'ensemble des parties prenantes au partage de la ressource en eau, sert ainsi aujourd'hui de

⁸⁷ Il n'existe pas de contrats de milieu en Charente-Maritime. Ils sont très peu développés sur la frange atlantique du pays et sont surtout présents dans le Sud-Est.

⁸⁸ Un autre PGE existe dans le département, le PGE Isle et Dronne, mais il couvre une zone géographique beaucoup plus faible sur le territoire départemental. Le PGE Charente est un des premiers PGE de France (il a été signé après ceux du système Neste, de l'Adour et de la Garonne).

base à l'administration pour l'élaboration des arrêtés préfectoraux (*cf. infra*), arguant du rôle de la concertation dans l'acceptation des règles de gestion de la ressource en eau. Le SAGE Charente, dotée d'une valeur réglementaire, se devra de respecter les prescriptions établies par le PGE Charente, ce qui garantit une continuité et une cohérence de la politique de gestion quantitative sur le territoire.

Figure 11 : Les SAGE en France



<http://www.eaufrance.fr>

3. La gestion quantitative de la ressource en Charente-Maritime : trois grands types d'instruments

L'objectif affiché depuis 1992 de gérer les problèmes quantitatifs en eau « dans une logique de protection de la ressource [...] tend à faire davantage reposer la gestion de celle-ci sur une gestion de la demande en eau » (Amigues *et al.*, 2006, p.173). Cette évolution impacte de manière logique la politique de gestion de la ressource en eau sur les territoires. Des instruments visant à contrôler les prélèvements se développent et tendent à se substituer, ou au moins à compléter, les politiques publiques passées centrées sur les moyens d'accroître la ressource (Garin *et al.*, 2000).

Au total, la gestion quantitative de la ressource en eau en Charente-Maritime s'appuie sur trois grands types d'instruments : les actions visant à accroître l'offre en eau, les instruments incitatifs (contrôle des prélèvements par les prix) et enfin les instruments coercitifs (contrôle

des prélèvements par la coercition), étant entendu que ces modes d'intervention ne sont pas exclusifs.

3.1. Accroissement de l'offre en eau

La politique d'aménagement visant à augmenter l'offre en eau a toujours été une voie d'action traditionnelle des collectivités dans le but de s'affranchir des situations de pénurie d'eau (Amigues *et al.*, 2006 ; Lasserre, 2005). Une des illustrations les plus marquantes de cette politique, sur le territoire de la Charente-Maritime, est la construction de deux barrages en amont du fleuve Charente (département de la Charente) : le barrage de Lavaud en 1989 (propriété de l'EPTB Charente) et le barrage de Mas-Chaban en 1990 (propriété du Conseil Général de Charente). Les réserves en eau contenues dans ces barrages (respectivement 10 et 14 Mm³) devaient permettre de soutenir les débits d'étiage jusqu'à Angoulême (département de la Charente) dans le but de préserver les milieux. Cela a permis, dans les faits, de « compenser » les effets des prélèvements anthropiques sur les milieux aquatiques dans les cours d'eau réalimentés.

Pour réduire le déséquilibre observé plus en aval entre les besoins et les capacités du milieu, un autre projet de barrage, le barrage de la Trézence, cette fois en Charente-Maritime, apparaît dans les années 1990, ainsi que des projets de construction de réserves de substitution par sous-bassins. Ces projets sont fortement soutenus par le monde agricole, les réserves étant perçues comme une solution technique au problème environnemental permettant le maintien de l'irrigation sur le territoire. Mais différents éléments vont jouer à l'encontre des ces projets. En posant l'objectif de gestion équilibrée des ressources en eau, la seconde loi sur l'eau de 1992 a pour effet d'orienter davantage l'action publique vers une meilleure gestion des prélèvements quantitatifs exercés sur la ressource. La politique d'aménagement visant à accroître l'offre en eau devient alors beaucoup plus prudente et doit « être soigneusement justifiée » (Amigues *et al.*, 2006, p.176). De plus, la Cour des Comptes s'avère très critique vis-à-vis de la politique de construction d'ouvrages d'irrigation des agences de l'eau (contrôles effectués à la fin des années 1990), et précise ainsi que « [d]e tels travaux ne sont compatibles avec les SDAGE que s'ils visent à économiser la ressource [...] et non à étendre les surfaces irriguées. Mais tel n'a pas toujours été le cas. Ainsi, dans le bassin Adour-Garonne, le plus affecté par des tensions quantitatives, 78% des retenues d'irrigation financées par l'agence [de l'eau], qui ont représenté 13,7 millions de m³ pour un coût de 4,12 M€, correspondent à des capacités nouvelles. Le constat est le même dans le bassin

Loire-Bretagne, où l'agence [de l'eau] a accordé 5,38 M€ d'aides aux travaux sur les retenues, dont une bonne part correspond à des créations alors que le SDAGE se montre critique à cet égard » (Rapport public de 2004, p.7)⁸⁹. Enfin, le développement d'associations de défense de l'environnement, en tant que matérialisation de l'évolution de la demande sociétale vis-à-vis de l'environnement, conduit à une augmentation des recours devant les tribunaux pour attaquer les projets d'accroissement de l'offre en eau. Ajoutées à ces éléments, les nombreuses contestations autour des projets, notamment en ce qui concerne leur effet réel sur l'environnement (impacts de prélèvements hivernaux, effets sur le paysage...), le mode de financement (niveau élevé des subventions publiques) et leur statut (privé ou public), ont eu raison du projet de la Trézence (décision du Conseil d'Etat en 2003) et ralentissent voire stoppent encore aujourd'hui la construction de réserves de substitution sur plusieurs sous-bassins du département.

3.2. Contrôle des prélèvements par les prix

La gestion quantitative de la ressource en eau s'appuie sur un instrument incitatif, les redevances-prélèvements des agences de l'eau (Agences Loire-Bretagne et Adour-Garonne pour la Charente-Maritime). Malgré la réforme du système de redevances imposée par la LEMA, la redevance prélèvement pose encore aujourd'hui, à son taux actuel, des problèmes d'équité entre les usagers puisque les plus gros préleveurs sur la ressource en eau, les agriculteurs, ne paient qu'une très faible part du total des redevances perçues par les deux agences au titre des prélèvements. Les redevances-prélèvements payés par les agriculteurs ne représentent ainsi que 12% du total des redevances-prélèvements perçues par l'Agence de l'eau Adour-Garonne. Il a été démontré que l'effet incitatif apparaissait pour un taux supérieur à 9 centimes/m³ (Montginoul, 1997)⁹⁰. Or, en Charente-Maritime, le taux appliqué par les agences de l'eau est inférieur à 1 centime/m³. Ce type d'instrument s'illustre donc, à son taux actuel, par un niveau faible d'incitation à l'économie, et un manque d'efficacité au regard de l'objectif de limitation des prélèvements agricoles (AScA, 2006). Les redevances forment alors de simples recettes budgétaires assurant l'équilibre budgétaire des agences de l'eau. Le poids du lobby agricole peut expliquer que le principe préleveur-payeur ne soit pas intégralement respecté au sein des agences de l'eau. La Cour des Comptes précise ainsi que

⁸⁹ Le département de la Charente-Maritime dépend de deux agences de l'eau, l'Agence Loire-Bretagne pour la partie Nord du département et l'Agence Adour-Garonne pour la partie sud (cette agence gère la plus grande partie du territoire départemental).

⁹⁰ Cette donnée étant assez ancienne, le niveau seuil est aujourd'hui sûrement supérieur à 9 centimes.

« les redevances appliquées aux irrigants sont restées davantage le fruit d'une négociation globale qu'elles n'ont résulté d'une application à l'usage « irrigation » des paramètres communs aux autres redevables » (Rapport public, 2004, p.16). Il importe toutefois de préciser que les agriculteurs ne bénéficient pas des mêmes services liés au traitement et à l'adduction d'eau potable que les autres usagers, ce qui peut justifier l'existence d'un écart de redevances. La redevance ne représente également pas le seul élément de coût de la ressource pour les agriculteurs (coût énergétique du prélèvement, amortissement de l'équipement...) : le coût total de l'eau d'irrigation serait ainsi compris entre 150 et 450 €/ha (Gleyses *et al.*, 2003). Le principe même de compensation financière des usages en tant que solution aux problèmes quantitatifs autour de la ressource en eau est remis en cause par les partisans d'une gestion intégrée dans une optique de durabilité forte (Vivien, 2005), quand il existe dans le même temps des incitations à un maintien des prélèvements sur la ressource – comme c'est le cas avec les agriculteurs irrigants incités à maintenir une logique intensive au sein de leur exploitations du fait des contraintes économiques attachées à la libéralisation du secteur agricole (*cf.* Section 1), quitte à supporter la charge financière afférente. Au total, le système de redevances prélèvements en Charente-Maritime, à son niveau actuel d'implémentation, ne semble pas former une incitation forte à l'économie d'eau pour les agriculteurs irrigants de Charente-Maritime.

3.3. Contrôle des prélèvements par la coercition

Les prélèvements effectués sur la ressource en eau sont encadrés par des instruments réglementaires sous l'autorité des préfets de région et de département (Petit, 2002). L'administration « peut prendre des mesures de limitation ou de suspension provisoires des usages de l'eau, pour faire face à une menace ou aux conséquences d'accidents, de sécheresse, d'inondations ou à un risque de pénurie » (LEMA, 2006). Comme nous l'avons déjà précisé dans le Chapitre 2, la loi de 1992 pose le principe général de déclaration de tous les prélèvements (autorisation ou déclaration selon les caractéristiques du prélèvement), ces derniers pouvant être limités (restrictions de prélèvements) voire annulés (interdictions de prélèvement) par l'administration pour des raisons d'intérêt général. Du fait des objectifs de gestion équilibrée établis dans la LEMA et des enjeux en termes de santé publique, deux usages apparaissent comme prioritaires : premièrement, l'Alimentation en eau potable, du fait des impératifs de santé publique et de sécurité civile, et deuxièmement, l'« usage » environnemental, dans le sens d'une préservation de l'état des milieux aquatiques. Les

agriculteurs qui détiennent des autorisations de prélèvement voient donc leur utilisation contrainte par le bon déroulement des usages prioritaires.

Du fait de la fréquence élevée des périodes de sécheresse dans le département, l'organisation de la gestion annuelle de l'eau en Charente-Maritime suit les dispositions du décret « sécheresse » de 1992, qui place le préfet au cœur du dispositif de gestion⁹¹. Ainsi, un arrêté cadre, signé au printemps de chaque année, précise les modalités de gestion des prélèvements exercés sur la ressource pendant la période d'étiage – période la plus critique en Charente-Maritime. Les plans d'alerte organisent la mise en œuvre progressive des restrictions de prélèvements à partir des seuils établis en différents points nodaux par les SDAGE – niveaux d'objectifs (Débit Objectif d'Etiage (DOE), Piézomètre Objectif d'Etiage (POE)) et niveaux de crises (Débit de Crise (DCR), Piézomètre de crise (PCR)) – établis sur les différentes zones de gestion (zones d'alerte). L'arrêté cadre a également pour fonction de fournir de l'information aux usagers sur la situation hydrologique hivernale (niveaux des cours d'eau et de remplissage des nappes) de manière à estimer les difficultés potentielles estivales. Durant l'été, des cellules de vigilance sont organisées à la Préfecture en fonction de l'état quantitatif de la ressource en eau dans le département. Les arrêtés de restriction ou d'interdiction sont pris au sein de cette cellule lors des franchissements des seuils d'alerte sur la base de relevés réalisés par les services de l'Etat⁹². Des représentants des différents usages du département sont présents à ces réunions dans le but de défendre leurs intérêts, les usagers les plus impliqués dans les débats sur ces restrictions de prélèvements étant, dans le département de la Charente-Maritime, les agriculteurs et les conchyliculteurs (Bouba-Olga *et al.*, 2008, 2010).

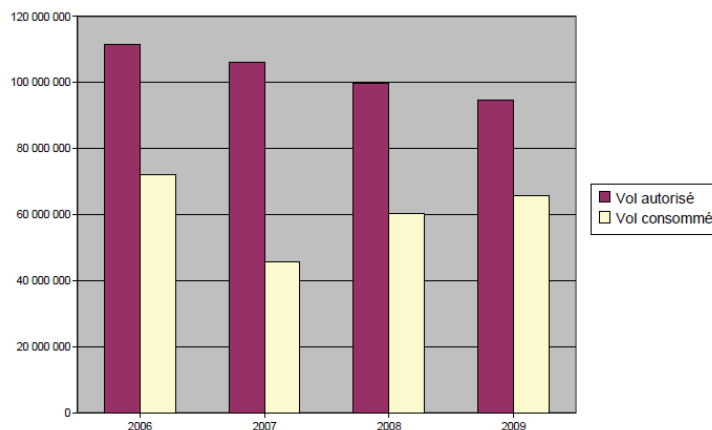
Les restrictions établies en Charente-Maritime étaient auparavant des restrictions horaires. Ce système présentait le risque de conduire à des comportements d'anticipation des apports en eau et de suréquipement en matériels d'irrigation des exploitations irrigantes de manière à compenser les restrictions par une « sur-irrigation » en périodes autorisées, créant une situation d'inéquité entre les exploitations. Un mode de gestion volumétrique a été progressivement mis en place dans le département sur la base d'une adhésion volontaire des

⁹¹ La gestion de crise établie par le décret est censée être mise en œuvre une année sur cinq. Or, en Charente-Maritime, du fait des déficits quantitatifs, elle est activée chaque année.

⁹² Les indicateurs des niveaux de nappes et de débit de rivières (surveillés par les services de la DDTM) sont complétés par l'état des milieux naturels, surveillé par l'ONEMA, l'état du milieu littoral (salinité, production phytoplanctonique...) surveillé par l'Ifremer, et la disponibilité des ressources pour l'alimentation en eau potable, à partir de relevés réalisés par l'ARS.

agriculteurs⁹³. Ces derniers se voient alors attribuer en début de campagne d'irrigation des autorisations de prélèvements basées sur un volume d'eau maximal (et non pas un volume d'eau garanti). Pour chaque exploitation, le niveau du volume attribué (« volume de référence ») est fonction des besoins théoriques de la plante en période estivale, du type de sol et de la superficie déclarée irriguée (Loubier *et al.*, 2005). En cas d'atteinte des seuils établis par l'administration, le volume alloué est alors réduit proportionnellement à la sévérité de la crise quantitative (restrictions en pourcentage du volume alloué). La gestion volumétrique, en rendant inefficace le suréquipement, permettrait un moindre franchissement des seuils que la gestion horaire et une meilleure prise de conscience par les irrigants de la nécessité de raisonner leurs pratiques (AScA, 2006), assurant ainsi une gestion plus efficace des crises quantitatives. Elle procure également aux agriculteurs plus de souplesse dans la gestion de l'irrigation. En revanche, une des critiques régulièrement adressées à ce mode de gestion est la surestimation des volumes de référence (*cf.* Figure 12).

Figure 12 : Evolution des volumes autorisés et consommés en Charente-Maritime



Source : DDTM Charente-Maritime

La bonne application du système de gestion des prélèvements agricoles est basé, d'une part, sur l'envoi à l'administration des relevés des compteurs d'eau effectués par les irrigants (relevés des volumes prélevés), et d'autre part, sur la réalisation de contrôles par les agents de la police de l'eau dans le but de vérifier les compteurs et le respect des arrêtés de restriction en cours. Un contrevenant s'expose à des sanctions allant du simple avertissement à des sanctions financières voire judiciaires, en fonction de la gravité de l'infraction constatée.

⁹³ La gestion volumétrique a été mise en œuvre sur quelques sous-bassins au milieu des années 1990 dans le cadre du PGE Charente (*cf.* Section 2). Aujourd'hui, toutes les exploitations irrigantes de Charente-Maritime appliquent la gestion volumétrique.

La gestion coercitive de la ressource en eau est complétée par d'autres types d'accords volontaires visant une utilisation efficace, économe et durable de la ressource. Nous pouvons citer, sans objectif d'exhaustivité, le bulletin Irrig info, le programme Irri-Mieux ou encore les essais suivis par la Chambre d'Agriculture. Le bulletin Irrig Info est établi par la Chambre d'Agriculture à destination des exploitants irrigants et vise à conseiller les agriculteurs sur les apports d'eau à effectuer durant la campagne d'irrigation, l'objectif étant d'éviter, par un meilleur raisonnement de l'irrigation, la mise en place d'arrêtés de restriction. Le programme Irri-Mieux, d'envergure nationale, consiste en l'animation de réseaux locaux de conseil technique en irrigation et en l'élaboration de programmes d'actions (par exemple, le suivi et l'évaluation de modifications de pratiques agricoles) à l'échelle d'une zone hydrologiquement cohérente. La Chambre d'Agriculture de Charente-Maritime gère également la mise en place de tensiomètres sur des parcelles irriguées du département. Ces tensiomètres sont des instruments d'aide à la décision du fait de l'information fournie sur la disponibilité de l'eau dans le sol. L'objectif est, en économisant le nombre de tours d'eau, de mieux valoriser la ressource en eau.

On observe, depuis ces dernières années, un durcissement de la politique environnementale autour de la ressource en eau en Charente-Maritime, en lien avec l'obligation de résultat imposée par la LEMA (objectif de bon état des eaux établi par la DCE)⁹⁴. La poursuite de l'objectif de bon état écologique des eaux s'est notamment traduite en Charente-Maritime sur le plan quantitatif par la mise en place depuis 2006 d'une diminution annuelle des volumes autorisés pour les prélèvements agricoles (*cf.* Figure 13). Cette diminution des volumes alloués visent également à assurer la transition avec les autres mesures qui seront établies dans le cadre de l'application de la LEMA : la définition de volumes prélevables par bassin et la gestion de ces volumes par les organismes uniques. Les volumes prélevables seront définis en fonction prioritairement des capacités des milieux aquatiques et non plus par rapport aux besoins des usages. L'organisme unique sera chargé de réaliser une demande unique d'autorisation de prélèvement auprès du préfet (autorisation pluriannuelle délivrée par le préfet) et de répartir ensuite le volume alloué entre les irrigants d'une même zone sur la base d'une définition d'un plan annuel de répartition des volumes. Les volumes prélevables et les organismes uniques ne sont toujours pas mis en œuvre à ce jour.

⁹⁴ L'état des lieux de l'état de la ressource en eau réalisé en 2004-2005, sous l'hypothèse de politiques inchangées, classe plus de 50% des eaux superficielles et plus de 70% des eaux souterraines en RNBE (Risque de non atteinte du Bon Etat écologique des eaux).

Figure 13 : Diminution des volumes alloués en Charente-Maritime

Bassin	Indicateur	Seuil de diminution du volume annuel	% diminution	% diminution des adhérents au projet stockage
Curé Sèvre Niortaise	PZ Forges	- 1,5 m	34%	12%
Mignon	PZ St Hilaire	- 2,5 m	44%	15%
Boutonne	SJ Moulin de Châtres	6 m ³ /s	51%	13%
Antenne Rouzille	PZ Ballans	-13,5 m	23%	Sans objet
Seudre Fleuves Côtiers de Gironde (prélèvements en nappe)	SJ St André de Lidon	1 m ³ /s	19%	Sans objet
Aume Couture	PZ Aigre	- 1,4 m	38%	Sans objet
Charente	SJ Beillant	70 m ³ /s	17%	Sans objet
Seugne	SJ la Lijardière	10 m ³ /s	6%	Sans objet
Arnoult	PZ St Agnant	- 13,5 m	7%	Sans objet

Les arrêtés cadre édités depuis 2006 précisent les pourcentages de diminution des volumes annuels alloués aux irrigants. Ce pourcentage varie en fonction du bassin d'appartenance et si l'agriculteur est adhérent à un projet de réserves de substitution.

Source : Arrêté cadre du 4 avril 2011

Cette section nous a permis de rendre compte d'une part, des grandes évolutions de la politique française de gestion de la ressource en eau sur le plan quantitatif, et d'autre part, de la manière avec laquelle les différents instruments mis en œuvre sur les territoires peuvent impacter les comportements des agents économiques. Le développement des instances de concertation permet de mieux prendre en compte la diversité des besoins en eau dans le cadre d'une gestion concertée, durable et globale des milieux aquatiques. La mobilisation importante de ce type d'outils en Charente-Maritime a d'ailleurs permis la reconnaissance de l'ensemble des usagers de la ressource en eau sur le territoire, qu'ils soient préleveurs ou non préleveurs. Nous avons également montré en quoi le durcissement de la politique environnementale, en lien avec l'objectif de bon état des eaux fixé par la DCE et les principes de la GIRE, s'étaient matérialisé en Charente-Maritime, sur le plan quantitatif, par une diminution annuelle des quotas d'eau attribués aux agriculteurs pour la campagne d'irrigation. Ces évolutions au sein de notre territoire d'étude – la reconnaissance des différents usages d'une part, et le durcissement de la politique de gestion coercitive d'autre part – renforce, selon nous, l'intérêt de se d'interroger sur la capacité des agents à modifier leurs usages, c'est-à-dire à modifier leurs comportements vis-à-vis de la ressource en eau. Du fait des possibles contradictions entre les incitations de la PAC et les évolutions de la politique de l'eau, c'est en fait la question des effets combinés des deux politiques, politique agricole d'une part, politique environnementale d'autre part, sur les comportements agricoles qui est ici posée. Nous proposons ainsi de tester dans la section suivante l'incidence de plusieurs instruments de

politique environnementale sur les pratiques d'irrigation des exploitants de Charente-Maritime.

SECTION 3 :

EVOLUTION DES PRATIQUES D'IRRIGATION : UNE ANALYSE ECONOMETRIQUE SUR LES EXPLOITATIONS DE CHARENTE-MARITIME

Nous cherchons, dans cette section 3, à approfondir la question de l'impact de l'environnement institutionnel formel appréhendée dans les deux premières sections – politique agricole (Section 1) et politique environnementale (Section 2) – sur les comportements des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime, à travers une modélisation économétrique.

Nous utilisons une base de données issue des déclarations PAC réalisées par les exploitants de Charente-Maritime pour les années 2003 et 2009. Nous travaillons sur une population à effectif constant aux deux années et observons l'évolution des pratiques d'irrigation sur la période. Nous sommes alors en mesure de tester, à partir d'un modèle de switching avec double sélection, l'effet de différentes variables sur les comportements d'irrigation, et de déterminer plus particulièrement, si les mesures prises en faveur de l'environnement – mesures agro-environnementales au sein de la politique agricole et instruments de gestion de la ressource en eau au sein de la politique environnementale – impactent les pratiques d'irrigation des agriculteurs de notre territoire d'étude.

Notre travail de recherche s'inscrit dans la continuité d'un ensemble de travaux visant à mieux comprendre les déterminants des comportements agricoles vis-à-vis des ressources environnementales. On peut ainsi recenser plusieurs modèles qui ont été développés dans le but d'analyser les effets de la PAC sur les assolements (modèles MAGALI, MEGAAG, PMP INRA). En restant dans ce domaine de recherche, Buisson (2008) étudie plus particulièrement l'impact de la réforme du découplage des aides sur les pratiques d'irrigation, en distinguant les effets du découplage total et du découplage partiel. D'autres auteurs cherchent eux à analyser la manière dont « *producers adapt rationally to water-scarcity signals* » (Moore *et al.*, 1994, p.859). Dans ce cadre, certains s'intéressent à la demande en eau d'irrigation des agriculteurs (on peut citer Moore *et al.*, 1994 ; Bontemps et Couture, 2002 ; Schoengold *et al.*, 2006) tandis que d'autres étudient les effets sur la production agricole d'une diminution de la quantité d'eau allouée à l'agriculture (on peut citer Moore et Negri, 1992 ; Moore et Dinar, 1995 ; Weinberg, 2002).

Nous adoptons ici une démarche originale. Nous avons montré, dans un premier temps dans ce chapitre, en quoi les orientations actuelles de la politique agricole jouaient, pour des exploitations engagées dans des logiques productivistes, à l'image des exploitations irrigantes en grandes cultures de Charente-Maritime, en faveur d'un maintien voire d'un renforcement des techniques intensives et des pratiques d'irrigation (Section 1). Nous avons montré, dans un second temps, en quoi les évolutions de la politique de gestion de l'eau se matérialisaient en Charente-Maritime par la reconnaissance de l'ensemble des usagers de la ressource et par un durcissement de la gestion coercitive de la ressource (Section 2). Nous cherchons désormais, dans cette troisième section, à partir d'investigations économétriques, à tester l'incidence des mesures prises en faveur de l'environnement (mesures agro-environnementales et instruments de gestion de ressource en eau) sur les comportements agricoles vis-à-vis de la ressource en eau. Dit autrement, nous cherchons, à partir d'une analyse fine des caractéristiques des exploitations irrigantes présentes en Charente-Maritime, à comprendre comment les arbitrages entre les considérations économiques et les considérations environnementales sont effectuées au sein de ces exploitations.

La section est organisée de la manière suivante. Nous analysons tout d'abord quelques statistiques descriptives relatives aux exploitations présentes sur le territoire pour être à même de mieux identifier les trajectoires productives empruntées et les évolutions des comportements vis-à-vis de l'irrigation. Nous présentons ensuite le modèle économétrique mobilisé, un modèle de switching avec double sélection, et les variables mobilisées. Enfin, nous discutons des résultats de nos traitements économétriques.

1. Caractéristiques des exploitations et évolutions des pratiques d'irrigation

Nous mobilisons une base de données originale recensant les différentes informations fournies par les exploitations agricoles déclarantes de Charente-Maritime lors des déclarations individuelles PAC de 2003 et 2009.

Notre base s'arrêtant en 2009, nous ne sommes pas en mesure d'intégrer à notre analyse économétrique les dernières évolutions de la PAC. Nous avons en effet précisé dans la première section de ce chapitre que la surprime à l'irrigation et aux grandes cultures mise en place en France en 1992 avait seulement pris fin en 2010. Ainsi, sur la période 2003-2009 que couvre notre base de données, l'existence de cette surprime représente une incitation forte au

maintien de l'irrigation au sein des exploitations de Charente-Maritime, celle-ci s'ajoutant aux incitations relatives au contexte actuel de libéralisation du secteur.

Notre base comporte un échantillon constant de 4 665 exploitations, c'est-à-dire que les exploitations présentes dans la base sont en activité aux deux années (aucune disparition et aucune apparition d'exploitations sur la période)⁹⁵ (cf. Tableau 6).

La SAU totale de notre base de données augmente légèrement sur la période 2003-2009 (315 066 ha en 2003 et 325 201 ha en 2009). La SAU totale au niveau du département étant relativement stable, ce résultat s'explique par la construction de notre échantillon (effectif constant sur la période) et rend compte du phénomène de concentration agricole, ce dernier étant également attesté par la hausse de la SAU moyenne entre 2003 et 2009.

Les données relatives aux exploitations irrigantes nous permettent d'observer un recul de l'irrigation : diminution des surfaces irriguées (de 49 717 ha à 38 787 ha) et de l'intensité d'irrigation (de 15,78% à 11,93%).

Le traitement statistique de cette base de données nous permet de confirmer le fait que le développement de l'irrigation en Charente-Maritime sert prioritairement un objectif d'intensification des systèmes productifs. Les grandes cultures représentent 65,19% de la SAU totale en 2003 et 70,53% en 2009. Les exploitations irrigantes sont des exploitations de grande taille : la moyenne de la SAU des exploitations irrigantes est largement supérieure à la SAU moyenne de l'échantillon (105 ha contre 67,54 ha en 2003 et 120 ha contre 69,71 ha en 2009). Les exploitations irrigantes représentent 31,15% du total des exploitations en 2003 et 26,58% en 2009 alors que leur SAU représente 48,43% de la SAU totale en 2003 et 45,73% en 2009. L'irrigation concerne majoritairement le maïs, et on note même un phénomène de concentration de l'irrigation sur cette culture : le maïs représente 72,41% des surfaces irriguées en 2003 et 80,22% en 2009. Enfin, la hausse de la SAU moyenne des exploitations irrigantes sur la période laisse entendre que les exploitations tentent de compenser la diminution des surfaces irriguées par une augmentation de leur surface cultivée.

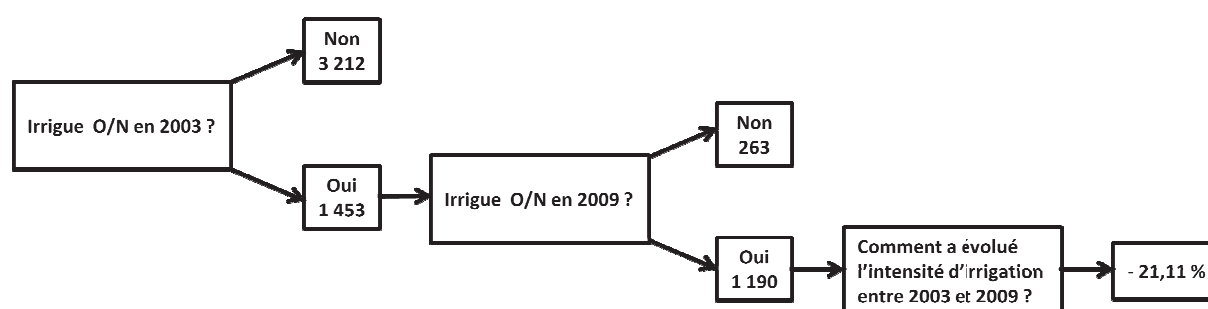
⁹⁵ Nous avons comparé les caractéristiques des exploitations de notre base avec celles des exploitations ayant disparu ou étant apparues sur la période 2003-2009. Les caractéristiques sont globalement les mêmes. Seules les variables relatives au statut juridique et à la taille (SAU) sont significativement différentes, mais cela s'explique par l'existence même de ces disparitions et apparitions. En effet, les exploitations qui apparaissent sont en fait majoritairement les exploitations qui avaient disparu, mais avec un nouveau statut juridique (elles passent le plus souvent d'un statut individuel à un statut de sociétaire) et une SAU plus importante (rachat de parcelles agricoles).

Tableau 6 : Quelques statistiques descriptives de notre base de données

Variables	Base de données PAC	
	2003	2009
Nombre d'exploitations	4 665	4 665
SAU totale (ha)	315 066	325 201
Moyenne SAU (ha)	67,54	69,71
Surfaces en grandes cultures (ha)	205 398	229 390
Part des grandes cultures dans la SAU totale (%)	65,19%	70,53%
Part des surfaces en maïs dans la SAU totale (%)	17,84%	16,81%
Surfaces irriguées totales (ha)	49 717	38 787
Moyenne Surfaces irriguées (ha)	34,22	31,28
Part des surfaces irriguées dans la SAU (%)	15,78%	11,93%
SAU des exploitations irrigantes (ha)	152 592	148 726
Part de la SAU des exploitations irrigantes dans la SAU totale (%)	48,43%	45,73%
Moyenne SAU des exploitations irrigantes (ha)	105	120
Part des surfaces en maïs irrigué dans les surfaces irriguées totales (%)	72,41%	80,22%

Dans le but d'appréhender l'évolution des pratiques d'irrigation de 2003 à 2009, nous proposons une « décomposition » de ces pratiques selon trois modalités. Sur les 4 665 exploitations agricoles présentes en 2003, 1 453 irriguent, soit plus de 30% des exploitations de la base. Sur ces 1 453 exploitations irrigantes, plus de 80% irriguent toujours en 2009 (1 190 exploitations). Enfin, pour les 1 190 exploitations qui irriguent en 2003 et en 2009, l'intensité d'irrigation (part des surfaces irriguées dans les surfaces utilisées des exploitations) a diminué de 21,11% sur la période (cf. Figure 14).

Figure 14 : Répartition des exploitations de notre base en fonction de leur comportement d'irrigation



Dans le but d'approfondir l'analyse de la relation existant entre les pratiques agricoles et la ressource en eau, ainsi que le rôle de l'environnement institutionnel (politique agricole et politique environnementale) dans cette relation, nous cherchons, à travers une modélisation économétrique remobilisant la décomposition décrite précédemment, à identifier les déterminants du comportement d'irrigation des agriculteurs de Charente-Maritime.

2. Présentation du modèle et des variables mobilisées

Nous utilisons un modèle de switching à double sélection⁹⁶. Ainsi, nous réalisons une estimation en trois étapes avec deux termes de correction des biais de sélection. Le premier probit teste, pour l'ensemble des exploitations de Charente-Maritime (4 665 exploitations) la probabilité d'irriguer en 2003. Le second probit teste, au sein de la population d'irrigants en 2003 (1 453 exploitations), la probabilité d'être toujours irrigants en 2009. Enfin, la troisième équation analyse, pour les exploitations irrigantes en 2003 et en 2009 (1 190 exploitations), le taux de croissance de l'intensité d'irrigation sur la période 2003-2009 (part des surfaces irriguées dans la SAU de chaque exploitation concernée).

2.1. Présentation du modèle

Notre modèle peut être formalisé sous la forme suivante :

$$I_i^* = \gamma Z_i + u_i \quad (1)$$

$$A_i^* = \mu B_i + v_i \quad (2)$$

$$0,5 \ln \left(\frac{1+T_i}{1-T_i} \right) = \beta_{irrig} X'_{irrig,i} + \alpha_{irrig} \hat{\lambda}_{0,i} + \eta_{irrig} \hat{\lambda}_{1,i} + \epsilon_{irrig,i} \quad (3)$$

I^* et A^* sont des variables latentes. Z est le vecteur représentant les variables qui déterminent la probabilité d'être irrigant en 2003, et B le vecteur représentant les variables qui déterminent la probabilité d'être irrigant en 2009. Les coefficients estimés sont respectivement représentés par γ et μ et les termes d'erreur par u_i et v_i . T désigne le taux de croissance de l'intensité d'irrigation.

⁹⁶ Nous nous basons sur la spécification de Heckman (1979), Maddala et Nelson (1975) et Tunali (1986).

Puisque les variables latentes ne sont pas observables, deux fonctions sont définies :

Sur le fait d'irriguer en 2003 :

$$I_i = 1 \text{ si } I_i^* > 0$$

$$I_i = 0 \text{ sinon}$$

Si l'exploitation est irrigante, alors $I_i = 1$, et $I_i = 0$ dans le cas contraire.

Sur le fait d'irriguer en 2009 :

$$A_i = 1 \text{ si } A_i^* > 0$$

$$A_i = 0 \text{ sinon}$$

Si l'exploitation irrigue en 2009, alors $A_i = 1$, et $A_i = 0$ dans le cas contraire, ces deux dernières variables étant observées seulement si $I_i = 1$.

Dans l'équation (3), nous utilisons la fonction réciproque de la tangente hyperbolique du taux de croissance de l'intensité d'irrigation sur la période 2003-2009 (situé sur l'intervalle]-1 ; 1[) de manière à contraindre notre variable expliquée à être comprise entre $-\infty$ et $+\infty$. Les caractéristiques des exploitations irrigantes aux deux dates sont représentés par $X'_{irrig,i}$, le vecteur des coefficients à estimer par β_{irrig} et les erreurs par $\epsilon_{irrig,i}$.

Notre modèle économétrique est estimé de la manière suivante.

Premièrement, on estime un modèle probit concernant la probabilité d'irriguer en 2003 (Probit 1) afin d'estimer l'inverse du ratio de Mills λ_0 lié à la probabilité d'être irrigant en 2003. Ce ratio, en captant la probabilité qu'une exploitation irrigue en 2003, qu'elle ait continué ou non en 2009, joue le rôle d'un terme de correction de la sélection. Ainsi, la valeur dépendante de ce probit prend la valeur 1 si l'exploitation irrigue et 0 dans le cas contraire. Les variables explicatives dans ce probit sont la surface de l'exploitation en 2003, la forme juridique de l'exploitation en 2003 (trois modalités) et les types de cultures présents en 2002 (quatre modalités).

Deuxièmement, on teste un nouveau probit concernant la probabilité d'être irrigant en 2009 (Probit 2) de manière à construire un deuxième terme de correction de biais de sélection étant donné que l'équation du taux de croissance de l'intensité d'irrigation entre 2003 et 2009 ne peut être observée que pour les exploitations qui ont continué à irriguer en 2009. Nous avons donc construit l'inverse du ratio de Mills λ_1 en cas de non arrêt de l'irrigation en 2009. Là encore, la valeur dépendante du probit prend la valeur 1 si l'exploitation irrigue et 0 dans le

cas contraire. Les variables explicatives sont les mêmes que celles du premier probit auxquelles on ajoute trois autres variables de contrôle (la part des surfaces irriguées dans la SAU en 2003, le carré de cette part et le taux de croissance de la SAU sur la période) et trois variables relatives aux instruments de politique environnementale (nombre de jours de restriction, taux de redevance-prélèvements et contractualisation d'une MAE).

Les termes de correction des biais de sélection estimés inclus dans l'équation du taux de croissance de l'intensité d'irrigation entre 2003 et 2009 sont :

$$\hat{\lambda}_{0,i} = \frac{\phi(Z_i' \hat{\gamma})}{\Phi(Z_i' \hat{\gamma})}$$

$$\hat{\lambda}_{1,i} = \frac{\phi(B_i' \hat{\mu})}{\Phi(B_i' \hat{\mu})}$$

(avec ϕ la fonction de densité de la loi Normale centrée réduite et Φ sa fonction de répartition).

Les inverses des ratios de Mills sont introduits comme des termes supplémentaires dans l'équation du taux de croissance de l'intensité d'irrigation (3). Les coefficients des inverses des ratios de Mills (α_{irrig} et η_{irrig}) capturent l'effet de la corrélation des termes d'erreur dans l'estimation des processus de sélection (irrigation en 2003, non arrêt de l'irrigation en 2009) et dans celle du taux de croissance de l'intensité d'irrigation. Notre équation 3 décrit donc le taux de croissance de l'intensité d'irrigation, en tenant compte de la sélection en cas d'irrigation en 2003 et en cas de non arrêt en 2009.

2.2. Les variables mobilisées et les effets attendus

Nous mobilisons deux types de variables explicatives (*cf.* Tableaux 7 et 8) : des variables issues du fichier de déclarations PAC et des variables relatives à la dimension environnementale. Le premier type de variables renvoie aux caractéristiques des exploitations en exercice en Charente-Maritime sur la période 2003-2009 – nous appelons ces variables des variables de contrôle. Nous complétons ces données par des éléments relatifs à la politique agro-environnementale et à la politique environnementale sur le territoire, notre objectif étant d'estimer l'incidence de ces éléments sur les pratiques d'irrigation. A partir d'une recension des actes administratifs établis de 2003 à 2009, nous avons relevé les arrêtés préfectoraux établis en Charente-Maritime pour la gestion annuelle de la ressource en eau – arrêté cadre élaboré avant le début de la campagne d'irrigation et arrêtés de restriction pris durant la

campagne d'irrigation. Nous avons construit une variable ($j0, j1, j2, j3, j4$) capable de rendre compte du nombre de jours total sous arrêtés de restriction⁹⁷ au printemps et en été, c'est-à-dire au moment où le besoin d'irriguer est le plus fort pour les exploitants. Nous avons également construit, à partir des fichiers de redevances des agences de l'eau, une variable (*Red*) qui exprime le taux de redevance à l'hectare appliqué aux différentes exploitations. Enfin, nous avons distingué, à partir d'une variable binaire, les exploitations qui ont contractualisé une MAE en 2009 (*MAE*)⁹⁸.

Tableau 7 : Présentation des données du modèle

Variable	Unité de mesure	Source	Description	
<i>Variables de contrôle</i>	SAU	Hectares	Base PAC	Surface agricole utilisée (SAU) en 2003
	STAT1 STAT2 STAT	Variable Binaire	Base PAC	Statut juridique de l'exploitation en 2003 : Exploitation individuelle Société (GAEC ou EARL) Autres
	CERE OLEA PROTEA AUTRE	%	Base PAC	Part des cultures dans la SAU en 2002 (Surfaces/SAU) (Surfaces en céréales/SAU) x 100 (Surfaces en oléagineux/SAU) x 100 (Surfaces en protéagineux/UA) x 100 (Autres surfaces/SAU) x 100
	SURFIRR	%	Base PAC	Part des surfaces irriguées dans la SAU en 2003 en %
	SURFIRR ²	%	Base PAC	Carré de la part des surfaces irriguées dans la SAU en 2003
	Tdc.SAU	%	Base PAC	Taux de croissance de la SAU entre 2003 et 2009
<i>Politique environnementale</i>	j0 j1 j2 j3 j4	Variable Binaire	Données DDTM	Nombre de jours de restriction en 2003: 0 69 or 74 88 or 90 95 or 98 109
	Red	Ratio	Données agences de l'eau	Taux de redevance à l'hectare en 2003 (Montant des redevances/Surfaces irriguées)
	MAE	Variable Binaire	Base PAC	Contractualisation d'une mesure agro-environnementale en 2009 : 1 Oui 2 Non

⁹⁷ A l'origine, nous souhaitions distinguer les deux types d'intervention coercitive mise en œuvre en Charente-Maritime dans le but de gérer quantitativement la ressource en eau : les limitations de prélèvements d'une part, et la réduction des volumes attribués aux irrigants d'autre part. Mais, ces mesures ayant toutes les deux pour échelle d'application les bassins versants, les deux variables ainsi créés étaient trop fortement corrélées. Nous avons donc été contraints de n'utiliser qu'une seule et même variable pour représenter la politique coercitive de gestion de la ressource et avons choisi une variable représentant le nombre de jours concernés par une limitation des prélèvements pour l'irrigation.

⁹⁸ Nous n'utilisons pas de variables relatives aux surfaces aidées (surfaces bénéficiant d'une aide PAC) dans nos traitements économétriques, puisque toutes les surfaces irriguées sont obligatoirement primées (les surfaces irriguées sont donc incluses dans les surfaces aidées).

Tableau 8 : Statistiques descriptives des variables explicatives du modèle

Variable		Ensemble des exploitations (2003) n = 4 665			Exploitations irrigantes en 2003 n = 1 453			Exploitations irrigantes en 2003 et en 2009 n = 1 190		
		Min	Max	Moy	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy
Variables de contrôle	SAU	1,02	672,60	67,54	1,55	672,60	105	2,66	672,60	112,20
	STAT1	0	1	0,68	0	1	0,48	0	1	0,44
	STAT2	0	1	0,26	0	1	0,45	0	1	0,49
	STAT	0	1	0,06	0	1	0,07	0	1	0,07
	CERE	0	100	47,16	0	100	57,79	0	100	58,76
	OLEA	0	100	14,92	0	100	10,34	0	100	9,86
	PROTEA	0	100	1,22	0	63,05	1,86	0	63,05	1,96
	AUTRE	0	100	36,71	0	96,40	30	0	96,40	29,42
SURFIRR	<i>Seulement pour les exploitations irrigantes</i>									
	0,89	100	34,10	0,89	100	34,08	2,41	100	35,95	
SURFIRR ²	<i>Seulement pour les exploitations irrigantes</i>									
	0,01	100	15,51	0,01	100	15,51	0,06	100	16,50	
Tdc.SAU	- 99,55	1824	3,74	- 99,40	645,30	4,63	- 86,96	645,30	9,31	
Politique environnementale	j0	0	1	0,05	0	1	0,10	0	1	0,11
	j1	0	1	0,37	0	1	0,31	0	1	0,31
	j2	0	1	0,15	0	1	0,14	0	1	0,14
	j3	0	1	0,31	0	1	0,30	0	1	0,30
	j4	0	1	0,11	0	1	0,16	0	1	0,15
	Red	<i>Seulement pour les exploitations irrigantes</i>								
		0	112,3	11,6	0	112,30	11,60	0	112,30	11,65
	MAE									
1	0	1	0,06	0	1	0,10	0	1	0,11	
2	0	1	0,94	0	1	0,90	0	1	0,89	

Quelle que soit la variable explicative observée, nous ne prédisons pas *a priori* d'effet différent entre les trois étapes de nos traitements économétriques (Probit 1, Probit 2, Equation 3) (cf. Tableau 9). Nous commençons par tester le poids de variables relatives aux caractéristiques des exploitations. Nous souhaitons tout d'abord observer si la taille de l'exploitation, mesurée à travers la Surface utilisée de l'exploitation (*SAU*), a un effet sur le comportement de l'exploitant. Nous cherchons plus précisément à mesurer l'existence d'un potentiel effet taille, et nous nous attendons donc à ce que la taille de l'exploitation ait un impact positif sur le comportement d'irrigation. Nous intégrons ensuite au modèle des variables relatives au statut juridique de l'exploitation (*STAT1*, *STAT2*, *STAT*) sans présumer de leur effet. Nous mobilisons ensuite des variables relatives à l'assolement. Mais pour éviter d'avoir un biais d'endogénéité, nous recourons aux variables de l'année 2002. Puisque les

céréales sont les plantes habituellement les plus irriguées, nous pensons que, comparativement aux céréales (*CERE*), les autres types de cultures (*OLEA*, *PROTEA*, *AUTRE*) ont un impact négatif sur le comportement d'irrigation des exploitants. Ces variables nous permettent donc d'observer s'il existe des effets d'inertie dans les pratiques d'irrigation des agriculteurs.

Nous ajoutons de nouvelles variables de contrôle au sein du Probit 2 et de l'Equation 3. A travers la variable *SURFIRR* (part des surfaces irriguées dans la SAU en 2003), nous cherchons à tester le poids du passé dans les comportements agricoles et plus particulièrement l'existence d'un phénomène d'inertie (effet supposé positif). La variable *SURFIRR* étant comprise entre 0 et 100%, nous pensons que son influence sur les comportements d'irrigation est non linéaire (influence positive jusqu'à un certain seuil, et influence négative ensuite). Nous introduisons donc le carré de la variable ($SURFIRR^2$) dans les équations du Probit 2 et de l'Equation 3. La variable *Tdc.SAU* (taux de croissance de la SAU entre 2003 et 2009) nous permet de tester l'impact de la concentration agricole sur le comportement d'irrigation (effet attendu positif).

Enfin, nous intégrons les variables relatives à la politique environnementale. Nous cherchons ainsi à observer si la politique environnementale a un impact sur les comportements agricoles vis-à-vis de la ressource en eau. Les instruments mis en place sur le territoire sont théoriquement censés restreindre les usages. Nous nous attendons donc à un effet négatif sur les comportements d'irrigation pour les variables que nous avons construites : effet négatif de $j1$, $j2$, $j3$ et $j4$ par rapport à $j0$ (variable de référence) pour le nombre de jours de restriction des prélèvements en eau, effet négatif de *Red* pour le taux de redevance à l'hectare et effet négatif de *MAE* pour la contractualisation d'une MAE. Précisons qu'il n'existait pas de MAE directement liées à l'irrigation en Charente-Maritime en 2009. Notre variable *MAE* est donc une proxy de la sensibilité environnementale des exploitants et nous nous attendons à ce qu'elle ait un effet négatif sur les comportements d'irrigation dans le département.

Tableau 9 : Effets attendus des variables testées

Variables testées		Probit 1 n = 4 665	Probit 2 n = 1 453	Equation 3 n = 1 190
<i>Variables de contrôle</i>	SAU			+
	STAT1			<i>Ref</i>
	STAT2			?
	STAT			?
	CERE			<i>Ref</i>
	OLEA			-
	PROTEA AUTRE			- -
<i>Pol. Envir.</i>	SURFIRR			+
	SURFIRR ²			-
	Tdc.SAU			+
	j0			<i>Ref</i>
	j1			-
	j2			-
	j3			-
j4			-	
Red			-	
MAE			-	

3. Résultats et discussions

Le Probit 1 affiche un pseudo R² de 0,26 (*cf.* Tableau 10 et Annexe 5). Le Probit 2 affiche lui un pseudo R² de 0,29. Enfin, l'Equation 3 affiche un R² de 0,13. Enfin, seul le second ratio de Mills est significatif. Le taux de prédiction correcte s'élève à 79% dans le Probit 1 et à 87% pour le Probit 2.

La variable *SAU* est très fortement significative (au seuil de 1% pour les deux probits et au seuil de 5% pour l'équation 3) avec un effet positif dans les trois équations de notre modèle économétrique. Ceci confirme nos prédictions relatives à l'existence d'un effet taille dans les comportements d'irrigation. La *SAU* joue ainsi positivement sur la probabilité d'irriguer en 2003 – plus la surface d'une exploitation est grande, plus cette exploitation aura de chances d'irriguer – mais également sur la probabilité de continuer à irriguer en 2009. L'effet taille joue également en dynamique sur le comportement d'irrigation : plus une exploitation a une forte *SAU* en 2003, plus elle a tendance à accroître la part de sa surface irriguée dans sa *SAU* entre 2003 et 2009.

Tableau 10 : Résultats des tests économétriques⁹⁹

Variables testées	Probit 1 Probabilité d'irriguer en 2003 n = 4 665		Probit 2 Probabilité de continuer à irriguer en 2009 n = 1 453		Equation 3 Taux de croissance de l'intensité d'irrigation n = 1190
	Coeff	Odds ratio	Coeff	Odds ratio	Coeff
SAU	0,009 ***	0,309	0,007 ***	0,133	0,001 **
STAT1 (Expl. indiv)	<i>Ref</i>				
STAT2 (GAEC ou EARL)	0,314 ***	10,695	0,132	2,373	0,018
STAT (autres)	0,098	3,281	- 0,251	- 5,163	- 0,021
CERE	<i>Ref</i>				
OLEA	- 0,034 ***	- 1,108	- 0,000	- 0,009	- 0,004
PROTEA	- 0,009 *	- 0,288	0,003	0,048	- 0,006 **
AUTRE	- 0,019 ***	- 0,634	0,007 **	0,127	0,003 **
SURFIRR			0,087 ***	1,583	0,009 ***
SURFIRR ²			- 0,076 ***	- 1,369	- 0,008 **
Tdc.SAU			0,016 ***	0,298	- 0,000
j0	<i>Ref</i>				
j1			- 0,252	- 4,840	- 0,178 ***
j2			- 0,369 *	- 7,844	- 0,221 ***
j3			- 0,393 **	- 7,840	- 0,244 ***
j4			- 0,487 **	- 10,737	- 0,197 ***
Red			0,008	0,145	0,001
MAE			0,175	2,899	- 0,047
Mills1					0,011
Mills2					0,677 ***
Pseudo R ²	0,26		0,29		/
R ²	/		/		0,13
LR	1569,1 ***		491,5 ***		/

Notes : *P<0.1, **P<0.05, ***P<0.01

STAT2 a un effet significatif (seuil de 1%) et positif pour le Probit 1. Ainsi, le fait d'être en GAEC (Groupement Agricole d'Exploitation en Commun) ou en EARL (Exploitation Agricole à Responsabilité Limitée) plutôt qu'en entreprise individuelle (STAT1 en variable de référence) joue positivement sur la probabilité d'irriguer. Autrement dit, les exploitations individuelles ont moins tendance à irriguer que les GAEC et les EARL. Ceci renvoie à l'idée que les exploitations avec un plus grand nombre de responsables (types sociétaires) ont une probabilité plus forte d'irriguer. Mais la variable n'a ensuite plus d'impact sur la dynamique du comportement d'irrigation, que ce soit sur la probabilité d'irriguer en 2009 ou sur l'évolution de l'intensité d'irrigation sur la période (effet non significatif pour le Probit 2 et

⁹⁹ Nous avons corrigé l'hétéroscédasticité grâce à la matrice de White.

l'Equation 3). Ainsi, les résultats concernant le statut juridique de l'exploitation font référence selon nous aux comportements de concentration agricole des années 1970-1980 en Charente-Maritime.

Les variables décrivant les pratiques culturales (*OLEA*, *PROTEA*, *AUTRE*) sont toutes les trois significatives (deux au seuil de 1% et une au seuil de 10%) et leurs effets sur la probabilité d'irriguer en 2003 confirment nos prédictions : plus la part des oléagineux, des protéagineux ou des autres cultures (ni oléagineux, ni protéagineux, ni céréales) dans la SAU en 2002 est forte comparativement à celle des céréales (*CERE* en variable de référence), plus la probabilité d'irriguer en 2003 est faible. Ainsi, les exploitations spécialisées dans les céréales (dont le maïs fait partie) ont plus de chances d'irriguer que les autres. La variable *PROTEA* est ensuite significative (seuil de 10% et signe toujours négatif) pour le taux de croissance de l'intensité d'irrigation. Il n'y a donc pas d'effet sur la probabilité de continuer ou non à irriguer, en revanche, plus la part de protéagineux dans la SAU est forte comparativement à la part en céréales, plus l'exploitation a tendance à diminuer son intensité d'irrigation sur la période 2003-2009. La variable *AUTRE* est elle significative à 5% pour le probit 2 et l'Equation 3, mais avec un signe négatif dans les deux cas. Ce résultat semble pouvoir être expliqué par le fait que les surfaces en vigne (surfaces contenues dans la variable *AUTRE*) apportent une assise financière aux exploitants irrigants leur permettant de continuer l'irrigation et même d'augmenter l'intensité d'irrigation.

La variable *SURFIRR* représente la part des surfaces irriguées dans la SAU pour chaque exploitation irrigante en 2003. Elle est significative au seuil de 1% pour le Probit 2 et l'Equation 3 avec un signe positif dans les deux cas. Ainsi, plus la part des surfaces irriguées dans la SAU en 2003 est forte, autrement dit plus l'intensité de l'irrigation est forte en 2003, plus la probabilité que l'exploitation irrigue encore en 2009 est forte et plus l'intensité de l'irrigation a tendance à s'accroître sur la période 2003-2009. On retrouve là encore l'effet d'une certaine inertie comportementale, et même d'un renforcement des comportements d'irrigation dans les exploitations qui irriguaient déjà en 2003. La variable *SURFIRR*² est également significative (seuil de 1% pour le Probit 1 et l'équation 3) mais avec un signe négatif, ce qui traduit l'existence d'une courbe en u inversé pour la part des surfaces irriguées dans la SAU, confirmant ainsi nos prédictions.

Tdc.SAU (taux de croissance de la SAU entre 2003 et 2009) a un effet très significativement positif pour le Probit 2 (seuil de 1%). Ainsi, plus la SAU augmente sur la période, plus la

probabilité que l'exploitation continue d'irriguer en 2009 est forte. En revanche, l'évolution de la SAU sur la période n'a pas d'effet (effet statistiquement non significatif pour Equation 3) sur l'évolution de l'intensité d'irrigation. Ainsi, la hausse de la SAU augmente la probabilité du maintien de l'irrigation au sein de l'exploitation en 2009 mais ne joue pas sur l'évolution de l'intensité de l'irrigation. Si on rapproche ce résultat de celui concernant la variable *SAU*, on peut dire que les exploitations de taille importante en 2003 ont plus tendance à continuer l'irrigation en 2009 et à renforcer la présence de l'irrigation sur la période (hausse de l'intensité d'irrigation) et que l'augmentation de la taille d'une exploitation (*Tdc.SAU*) joue en faveur du maintien de l'irrigation dans l'exploitation mais n'a pas d'effet sur l'évolution de l'intensité de l'irrigation.

La première variable relative aux instruments de gestion quantitative de l'eau renvoie à la gestion coercitive de la ressource en eau. Nous observons l'effet du nombre de jours de restriction de prélèvements en eau sur les comportements d'irrigation. Les modalités de la variable (*j1*, *j2*, *j3*, *j4*) ont des coefficients significatifs (seul *j1* n'est pas significatif pour le Probit 2) pour le Probit 2 (un à 5% et deux à 10%) et pour l'Equation 3 (tous au seuil de 1%). Ainsi, le nombre de jours de restriction influe négativement sur la probabilité de continuer à irriguer en 2009 et sur l'évolution de l'intensité d'irrigation. Autrement dit, cet instrument réglementaire joue à la fois sur les décisions « j'arrête ou non l'irrigation » et « j'accrois ou non la place de l'irrigation au sein de l'exploitation ». Notons enfin que les odds ratio ont plutôt tendance à croître avec le nombre de jours de restriction.

La variable *Red*, relative à l'instrument incitatif de gestion de la ressource, n'a pas d'effet statistiquement significatif pour le Probit 2 et l'Equation 3. Ce résultat peut s'expliquer aisément. En effet, malgré la réforme du système de redevances imposée par la LEMA, nous avons déjà précisé que la redevance-prélèvement pose, à son taux actuel, d'une part des problèmes d'équité entre les consommateurs puisque que les agriculteurs ne paient qu'une très faible part du total des redevances comparativement aux autres usagers, et d'autre part des problèmes d'incitation à l'économie d'eau, du fait du faible niveau du taux de redevances pour les agriculteurs. Ces éléments expliquent que l'outil « redevance », au taux appliqué en Charente-Maritime, n'ait pas d'effet probant sur la dynamique des comportements d'irrigation.

La variable *MAE* est non significative pour le Probit 2 et l'Equation 3. Ce résultat va à l'opposé de nos intuitions puisqu'il laisse entendre que les exploitants ayant contractualisé

une MAE en 2009 n'ont pas plus tendance à renoncer aux pratiques d'irrigation au sein de leur exploitation que les autres.

Les traitements statistiques et économétriques qui composent cette troisième section nous ont permis d'observer l'évolution des pratiques d'irrigation en Charente-Maritime et d'analyser les déterminants de ces évolutions.

L'étude des caractéristiques des exploitations de notre base de données nous a permis de confirmer l'idée selon laquelle l'irrigation en Charente-Maritime répond prioritairement à une logique d'intensification de systèmes productifs. Nous avons également pu observer la tendance à la baisse des pratiques d'irrigation (diminution des surfaces irriguées et de l'intensité d'irrigation entre 2003 et 2009). Enfin, notre modélisation économétrique a permis de mettre en évidence le bilan mitigé des interventions de l'Etat, via des instruments de politique environnementale, sur les pratiques d'irrigation. En effet, seul l'outil « arrêtés de restriction des prélèvements » a un effet statiquement significatif sur les comportements d'irrigation des agriculteurs de notre base de données.

Ces derniers résultats sont à relier au fait que l'inscription majoritaire des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime dans une logique productiviste, couplée au processus de libéralisation du secteur agricole et au différentiel d'aides à l'hectare (surprime à l'irrigation), encore en place en France sur la période couverte par la base (*cf.* Section 1), représentent des freins à la diminution des prélèvements en eau. Ainsi, les contraintes économiques et les avantages de l'irrigation sont tels pour ce type d'exploitations qu'elles ne consentent à réduire leurs surfaces irriguées que quand elles y sont contraintes, c'est-à-dire avec la mise en œuvre d'instruments coercitifs tels que les arrêtés de restriction.

Conclusion du chapitre 3

Nous nous sommes intéressés dans ce chapitre 3 à deux grandes composantes de l'environnement institutionnel, la politique agricole d'une part, la politique environnementale d'autre part. Notre objectif était d'appréhender la situation des agriculteurs dans le but de rendre compte plus finement des déterminants de leurs comportements stratégiques, notamment en ce qui concerne leur rapport à la ressource en eau.

Nos avons ainsi mis en évidence, à travers les deux premières sections de ce chapitre, l'existence de contradictions potentielles, d'une part au sein de la PAC, entre l'objectif de compétitivité du secteur agricole et l'objectif de protection et de valorisation des ressources naturelles, et d'autre part entre la politique agricole et la politique environnementale. En effet, malgré l'intégration progressive des enjeux environnementaux au sein du système de gouvernance agricole, la libéralisation du secteur représente, pour des exploitations inscrites dans une logique productiviste, à l'image des exploitations irrigantes en grandes cultures de la Charente-Maritime, des incitations à maintenir voire à accentuer l'intensification des systèmes productifs. Dès lors, compte tenu du contexte productif de notre territoire d'étude, les contraintes économiques vont à l'encontre d'une diminution des pressions exercées sur la ressource en eau. Plus largement, les implications de la logique d'intensification semblent jouer à contre-courant de l'objectif de respect de l'environnement et de développement rural inscrit désormais dans la PAC et de l'orientation actuelle de la politique de l'eau et des objectifs de la DCE.

Les investigations menées au sein de la dernière section de ce chapitre nous ont permis de compléter notre analyse des déterminants des comportements des agriculteurs, en permettant d'appréhender les effets combinés des politiques agricole et environnementale. Nous avons montré la tendance à la baisse des surfaces irriguées et de l'intensité d'irrigation sur notre territoire d'étude sur la période 2003-2009, ces évolutions attestant, en première analyse, de l'impact de la politique environnementale sur les comportements d'irrigation des agriculteurs. Les traitements économétriques réalisés nous ont permis d'expliquer plus finement les déterminants de ces évolutions. Ainsi, seul l'outil coercitif (arrêtés de restriction) mis en place en Charente-Maritime impacte négativement les pratiques d'irrigation des agriculteurs du territoire, les mesures agro-environnementales et les redevances-prélèvements n'ayant pas

d'effet statistiquement significatif. Ces résultats confirment ainsi l'idée selon laquelle les considérations économiques priment, pour les agriculteurs irrigants, inscrits dans une trajectoire productiviste, face aux considérations environnementales. Dit autrement, lorsque l'irrigation soutient une logique d'intensification, comme c'est le cas en Charente-Maritime avec l'irrigation des grandes cultures, les incitations issues de la libéralisation du secteur, renforcées par la tendance haussière des prix agricoles, sont des éléments venant remettre en cause la pertinence des instruments incitatifs et volontaires quand il s'agit de modifier les pratiques d'irrigation vers une diminution des prélèvements en eau.

Nous considérons cependant que d'autres éléments, relatifs cette fois aux représentations collectives (environnement institutionnel informel) et aux relations interpersonnelles (encastrement social), viennent renforcer les blocages relatifs à une modification des pratiques agricoles vers une meilleure prise en compte de l'environnement. C'est ce que nous souhaitons mettre en évidence dans le chapitre 4.

CHAPITRE 4 :

ANALYSE DES FREINS AUX MODIFICATIONS DES PRATIQUES DES AGRICULTEURS IRRIGANTS DE CHARENTE-MARITIME

Ayant conclu le chapitre précédent sur un certain « attachement » des agriculteurs de Charente-Maritime à l'irrigation du fait de leur inscription majoritaire dans une trajectoire productiviste et du contexte de libéralisation du secteur agricole, nous souhaitons ici compléter notre analyse en expliquant les facteurs d'inertie des pratiques agricoles. Nous nous focalisons dans ce chapitre sur le rôle des représentations collectives (environnement institutionnel informel) et des réseaux sociaux tissés par les acteurs du monde rural. L'analyse des déterminants des stratégies agricoles, menée dans ce chapitre dans une perspective historique, nous permet à la fois d'observer plus finement les motivations des exploitants agricoles de Charente-Maritime quant au maintien des pratiques d'irrigation au sein de leur exploitation, d'appréhender les facteurs de blocages potentiels concernant l'évolution des pratiques en direction d'une meilleure prise en compte des enjeux environnementaux, et enfin de comprendre les raisons de la faible audience de certains instruments visant à diminuer les pressions exercées sur les ressources environnementales.

En tant que chef d'entreprise, les exploitants agricoles sont censés avoir pour objectif, sur le plan économique, de dégager un Excédent Brut d'Exploitation (EBE) capable de couvrir les charges financières et les prélèvements pour rémunérer les actionnaires (prélèvements personnels pour les entrepreneurs individuels). Dans ce cadre, la maximisation du revenu de l'activité que procurerait l'irrigation peut être une explication de l'attachement des agriculteurs à l'irrigation – argument d'ailleurs habituellement avancé par les irrigants. Nous cherchons ainsi dans la première section de ce chapitre à étudier l'existence d'un lien éventuel entre la présence de l'irrigation au sein d'une exploitation et la performance économique de cette dernière. Sur le plan de la méthode, nous mobilisons une base de données fournie par le Centre d'Economie Rurale (CER) pour un échantillon d'exploitations de Charente-Maritime orientées vers la production de grandes cultures. Les traitements statistiques et économétriques réalisés nous amènent à la conclusion selon laquelle l'irrigation permet avant tout de maximiser les quantités produites. Cette stratégie renvoie ainsi à la logique productive impulsée au milieu du XX^{ème} siècle à travers la mise en œuvre du modèle modernisateur. En

effet « dans les principales productions aidées et protégées par la PAC [à l'image des grandes cultures], il y a surtout eu recherche d'augmentation des volumes, à l'abri des risques commerciaux, plutôt qu'une diminution drastique des coûts de production » (CER France, 2010, p.10).

Sur la base de ce constat, nous nous efforçons de montrer dans la seconde section de ce chapitre en quoi les stratégies mises en œuvre aujourd'hui par les agriculteurs irrigants de Charente-Maritime au sein de leurs exploitations sont fortement empreintes du passé du secteur.

Les années 1960 ne sont pas seulement le point de départ d'un renouveau économique de l'agriculture soutenu par les principes de fonctionnement de la PAC. Cette période est également une période de structuration de la profession agricole, et plus largement du monde rural autour des agriculteurs, qui permet l'acceptation et la réalisation des mesures décidées conjointement par les représentants agricoles et les pouvoirs publics, et ainsi la transition vers une agriculture moderne et performante. Dès lors, nous montrons en quoi cette organisation du monde rural explique aujourd'hui l'inertie des comportements des acteurs agricoles face aux mutations du système de gouvernance agricole. Ansaloni et Fouilleux (2006, p.12) précisent ainsi en quoi « [c]e sont principalement l'attachement des agriculteurs au modèle modernisateur, et la structuration des collectivités rurales qui incitent au conservatisme culturel et social ».

Dans le but de caractériser plus finement les stratégies productives actuelles des agriculteurs irrigants en grandes cultures de Charente-Maritime et de montrer empiriquement le poids du passé sur ces stratégies, nous avons réalisé plusieurs enquêtes de terrain auprès d'experts agricoles et d'exploitants du département. D'une part, les informations recueillies auprès des experts agricoles permettent de mettre en évidence, malgré une tendance à la segmentation des exploitations à travers une prise en compte différenciée des enjeux environnementaux et plus largement des évolutions du secteur agricole, l'influence du modèle productiviste sur les stratégies productives des exploitants agricoles de Charente-Maritime. D'autre part, la réalisation d'enquêtes auprès d'agriculteurs irrigants du département nous permet de montrer en quoi le passé du secteur agricole, en jouant sur les représentations des agriculteurs, influe sur les stratégies productives de ces derniers et représente un frein aux modifications des pratiques, notamment en ce qui concerne une meilleure prise en compte des enjeux environnementaux.

Le poids de l'histoire sur les stratégies productives, ajouté aux avantages productifs de l'irrigation (augmentation des rendements) pour une exploitation agricole inscrite dans une trajectoire productiviste, conforte l'idée selon laquelle les irrigants en grandes cultures du département de Charente-Maritime ne sont pas actuellement orientés vers une trajectoire de sortie de l'irrigation. Dans ce cadre, nous nous intéressons dans la troisième section de ce chapitre à la politique volontariste, et plus spécialement aux mesures agro-environnementales (MAE, au sein du second pilier de la PAC, *cf.* Chapitre 3, Section 1), ces dernières ayant justement pour objet d'amorcer une dynamique de changement dans les processus de production agricoles en direction d'une meilleure prise en compte de l'environnement. Nous cherchons plus précisément à compléter notre analyse concernant l'existence de freins à une modification volontaire – subventionnée par l'Etat dans le cas de la politique agro-environnementale – des pratiques agricoles, et notamment des pratiques d'irrigation par les agriculteurs de Charente-Maritime. Nous nous intéressons plus particulièrement aux facteurs susceptibles d'impacter le taux de contractualisation des mesures, notamment à travers la prise en compte des coûts de transaction supportés par les agriculteurs contractants.

SECTION 1 :

UNE JUSTIFICATION ECONOMIQUE DE L'IRRIGATION ?

L'objet de cette première section est de mieux comprendre le raisonnement économique mobilisé par les agriculteurs irrigants en grandes cultures de Charente-Maritime. Nous nous interrogeons plus précisément sur l'existence d'une possible justification économique du maintien de l'irrigation au sein de ce type d'exploitations. Autrement dit, nous cherchons à observer si la présence de l'irrigation au sein d'une exploitation productrice de commodités impacte positivement la performance économique de cette dernière.

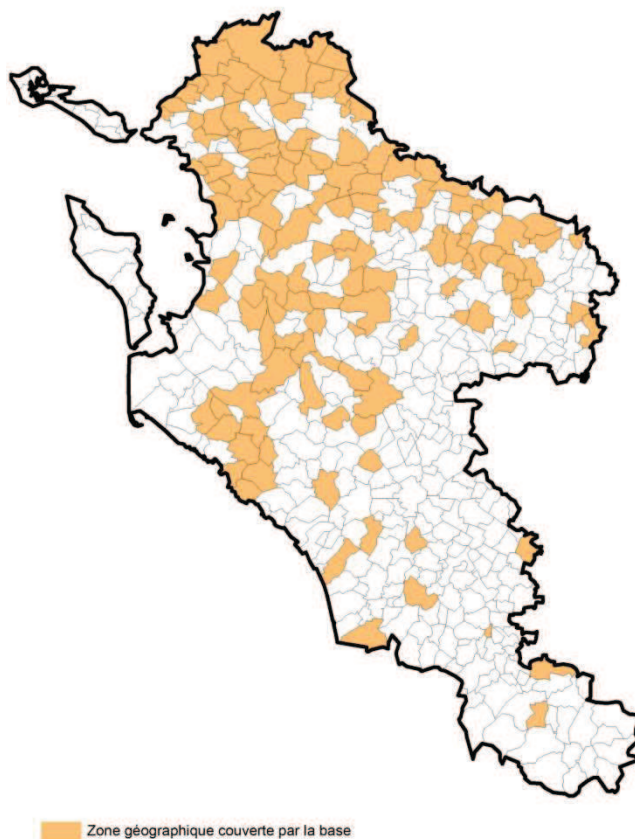
A cette intention, nous mobilisons une base de données originale issue des fichiers clients du Centre d'Economie Rurale composée d'un ensemble d'informations, notamment des données comptables, pour des exploitations localisées en Charente-Maritime. Nous adoptons la même démarche méthodologique que dans le Chapitre 3, puisque nous nous concentrons là encore sur les exploitations en activité en 2003 et en 2009, de manière à observer les caractéristiques de la même population d'exploitants aux deux dates. Nous avons également choisi d'éliminer les exploitations ayant plus d'1 ha de vigne et/ou de tabac du fait de la problématique traitée. En effet, ces dernières étant des cultures à forte valeur ajoutée, le maintien d'exploitations, irrigantes et non irrigantes, avec une surface importante en vigne ou en tabac au sein de l'échantillon aurait biaisé les calculs relatifs aux résultats économiques¹⁰⁰. Ces deux choix méthodologiques (population identique et non prise en compte des exploitations orientées vers la vigne et le tabac) nous ont conduits à réduire la taille de notre base de données et à nous limiter à un échantillon de 222 exploitations réparties sur 133 communes du département (cf. Figure 15).

Cette base de données, composée d'exploitations irrigantes et non irrigantes va nous permettre, à travers la réalisation de traitements statistiques et économétriques, de caractériser plus finement le raisonnement économique des exploitations irrigantes en grandes cultures de Charente-Maritime, et notamment le rôle de l'irrigation dans leur stratégie d'entreprise. Les

¹⁰⁰ La vigne est connue pour avoir des effets néfastes sur la qualité de la ressource en eau du fait des traitements réalisés (Belis-Bergouignan et Saint-Gès, 2009). En revanche, cette activité (la vigne occupe 9% de la SAU départementale) ne nécessite pas d'irrigation. L'activité du tabac, culture irriguée, ne représente que 0,1% de la SAU et moins de 1% des surfaces irriguées du département. Ces deux types de cultures se caractérisent par le recours à une main d'œuvre importante et sont réalisées sur des surfaces plus faibles relativement aux autres cultures agricoles.

choix méthodologiques effectués permettent donc d'améliorer la pertinence de nos traitements empiriques.

Figure 15 : La zone géographique couverte par la base en Charente-Maritime



Cette section est organisée de la manière suivante. Nous présentons tout d'abord les caractéristiques des exploitations agricoles de notre base de données pour l'année 2009, en les comparant notamment aux données départementales. Nous comparons ensuite certaines caractéristiques structurantes des exploitations (tests de comparaisons de moyennes) entre les deux sous-populations qui composent notre base, exploitations irrigantes d'une part et exploitations non irrigantes d'autre part. Nous réalisons enfin des traitements économétriques dans le but d'identifier les déterminants de l'Excédent Brut d'Exploitation à l'hectare dégagé par les exploitations recensées et d'observer plus particulièrement l'impact de l'irrigation sur la performance économique.

1. Présentation des données mobilisées

Notre base de données regroupe 222 exploitations agricoles, irrigantes et non irrigantes, en activité en 2003 et en 2009 en Charente-Maritime (*cf.* Tableau 11). En 2003, 147 exploitations irriguent, soit 66% de la population de notre base. 12 exploitations ont ensuite arrêté l'irrigation entre 2003 et 2009. On dénombre ainsi en 2009 135 exploitations irrigantes, soit 61% de notre échantillon d'exploitations.

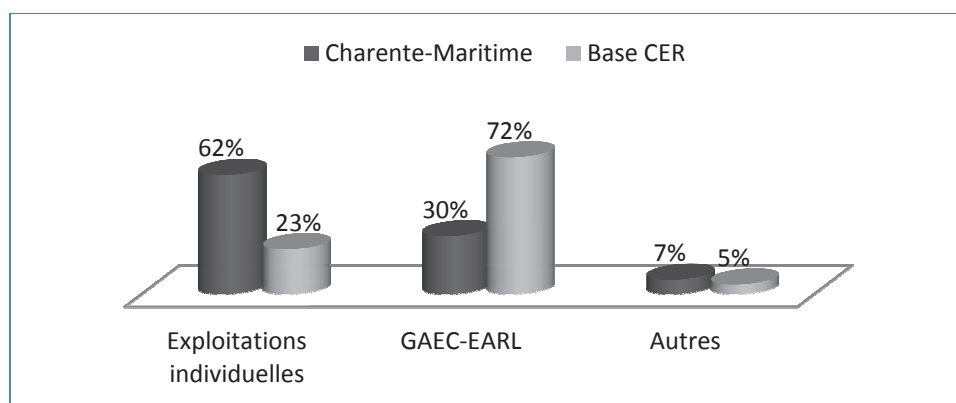
Tableau 11 : Population de la base de données

Année	Nombre total d'exploitations	Nombre d'exploitations irrigantes	Nombre d'exploitations non irrigantes
2003	222	147	75
2009	222	135	87

Du fait de l'origine de la base (fichiers clients du Centre d'Economie Rurale) et des choix méthodologiques réalisés (population constante aux deux années et retrait des exploitations orientées vers le tabac et la vigne), la population d'exploitants de Charente-Maritime recensée présente certaines différences par rapport à la situation moyenne du département.

Notre base de données affiche une sur-représentation des formes sociétaires, puisque plus de 70% des exploitations recensées en 2009 sont en GAEC ou en EARL contre seulement 30% au niveau du département (*cf.* Figure 16). Ce phénomène peut notamment être lié à l'origine de notre base de données. La population cliente du Centre d'Economie Rurale présente en effet une sur-représentation d'exploitations sous formes sociétaires.

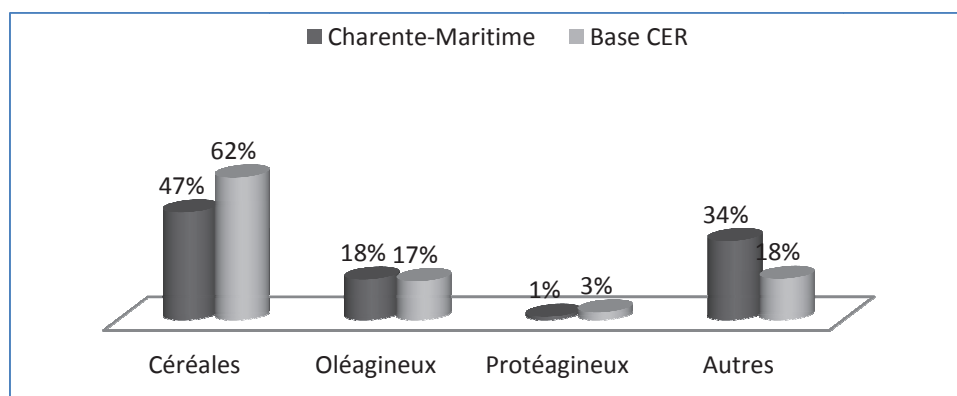
Figure 16 : Statut juridique des exploitations



Source : Agreste 2010b, valeurs arrondies

On observe également une sur-représentation de la part des céréales dans la SAU des exploitations (62% de la SAU totale de l'échantillon contre 47% dans le département en 2009), tandis que les surfaces en oléagineux et en protéagineux se trouvent dans des proportions proches de la situation départementale (*cf.* Figure 17). Cette sur-représentation est notamment accentuée par nos choix méthodologiques concernant les surfaces en tabac et en vigne. Rappelons également que les céréales, et plus particulièrement le maïs (23% de la SAU totale de l'échantillon contre 14% dans le département en 2009), sont les cultures les plus concernées par les systèmes irrigués en Charente-Maritime, et cristallisent donc des enjeux très forts en termes de gestion quantitative de la ressource en eau.

Figure 17 : Part des différents types de cultures dans la SAU des exploitations



Source : Agreste 2010b, valeurs arrondies

Nous avons choisi de ne pas circonscrire notre analyse aux agriculteurs irrigants présents dans la base de données CER pour être en mesure de comparer les caractéristiques des exploitations irrigantes à celle des exploitations non irrigantes, et ainsi de mettre en avant d'éventuelles différences entre les deux sous-populations (*cf. infra*). Notre échantillon affiche cependant une sur-représentation des exploitations irrigantes par rapport à la situation observée en Charente-Maritime (plus de 60% des exploitations de notre échantillon irriguent contre près de 30% au niveau du département en 2009). La surface irriguée moyenne (près de 43 ha) est également supérieure à la moyenne départementale (près de 31 ha) (Agreste, 2010a). La tendance à la baisse des surfaces irriguées observée dans le département ces dernières années (diminution de 24% des surfaces irriguées entre 2003 et 2009) se retrouve dans notre échantillon dans une proportion légèrement plus faible (diminution de 20% sur la même période) (DRAAF-SRISE Poitou-Charentes).

Notre base de données se caractérise également par une sur-représentation des exploitations de grande taille (au sens de grande superficie). En effet, la SAU moyenne (147 ha) est

nettement supérieure à la SAU moyenne départementale (85 ha) (Agreste, 2010b). Les SAU moyennes s'élèvent respectivement à 116 ha pour les irrigants et 50 ha pour les non irrigants au niveau du département (Agreste, 2009), contre des moyennes respectives de 162 ha et 127 ha pour notre échantillon.

Au total, notre échantillon d'exploitations agricoles de Charente-Maritime semble particulièrement marqué par la présence de formes sociétaires et de grandes structures céréalières et irrigantes, caractéristiques qui renvoient à la logique productiviste. Ces éléments seront à prendre en considération lors des analyses que nous effectuerons au sein de cette section. Mais nous considérons tout d'abord que, du fait de leur importance en ce qui concerne l'occupation au sol, les stratégies productives des exploitations présentes au sein de notre échantillon apparaissent comme particulièrement pertinentes à étudier. Ensuite, nous estimons que ces sur-représentations n'entament pas la validité de nos résultats puisque notre objectif est bien ici de mettre en perspective les caractéristiques des exploitations irrigantes inscrites dans une trajectoire productiviste, à l'image des exploitations irrigantes en grandes cultures de Charente-Maritime, par rapport aux caractéristiques des exploitations non irrigantes, notamment en ce qui concerne les résultats économiques dégagés.

2. Une comparaison des caractéristiques de la population des irrigants et des non irrigants

Nous cherchons ici à analyser plus finement les caractéristiques des exploitations présentes dans notre base de données, dans le but de mettre en évidence certaines différences entre la sous-population d'exploitations irrigantes et la sous-population d'exploitations non irrigantes. Pour cela, nous réalisons un travail statistique de comparaison de moyennes des deux échantillons (irrigants/non irrigants) (*cf.* Tableau 12).

La sous-population formée par les exploitations irrigantes de notre base de données se caractérise par une SAU significativement différente de celle des non irrigants. Plus précisément, la SAU moyenne des irrigants est supérieure à celle des non irrigants en 2003 et

en 2009 (écart significatif). Ce résultat confirme l'existence d'un lien entre la taille – au sens de la surface agricole utilisée – et la présence de l'irrigation au sein d'une exploitation¹⁰¹.

En ce qui concerne les aides PAC à l'hectare (Aides PAC/SAU), là encore la moyenne des exploitations irrigantes diffère significativement et est supérieure à celle des exploitations non irrigantes. Ce résultat semble logique compte tenu des modes d'attribution des aides PAC. En effet, ces dernières étaient couplées à l'activité de production en 2003 et découplées mais basées sur les références historiques en 2009. Ces modalités garantissent donc l'existence d'un niveau d'aides supérieur pour les exploitations irrigantes. De plus, les systèmes de surprimes aux grandes cultures et à l'irrigation étaient encore en place sur la période 2003-2009 (*cf.* Chapitre 3, Section 1)

Nous comparons ensuite le Chiffre d'Affaires à l'hectare (CA/SAU) des exploitations irrigantes et des exploitations non irrigantes. Les moyennes des deux sous-populations sont là encore significativement différentes. Les exploitations irrigantes affichent en effet un chiffre d'affaires à l'hectare moyen supérieur (moyennes significativement différentes) à celui des exploitations non irrigantes pour les deux années 2003 et 2009. Ce résultat vient ainsi confirmer l'impact positif de l'irrigation sur les quantités produites.

Nous souhaitons également observer les possibles différences entre les exploitations irrigantes et les exploitations non irrigantes de notre base de données en ce qui concerne la performance économique. Pour cela, nous nous dotons d'un indicateur de performance économique : l'Excédent Brut d'Exploitation (EBE), et nous observons plus précisément l'EBE à l'hectare dans le but de gommer l'effet taille (EBE/SAU). Les résultats de nos traitements statistiques varient cette fois en fonction de l'année d'étude. L'année 2003 est caractérisée par des prix agricoles élevés et des rendements agricoles faibles (canicule de 2003). L'année 2009 est elle caractérisée par des prix agricoles faibles et des rendements agricoles élevés. Dans ce cadre, l'EBE à l'hectare moyen des exploitations irrigantes n'est pas significativement différent de celui des exploitations non irrigantes (différence non significative) en 2003. En revanche, en 2009, les exploitations irrigantes affichent un EBE moyen à l'hectare supérieur aux autres exploitations (moyennes significativement différentes).

¹⁰¹ En revanche, cela contredit le discours habituellement avancé par le syndicat agricole majoritaire quand il s'agit de justifier l'outil irrigation. En effet, l'irrigation est souvent présentée par les représentants agricoles comme une nécessité pour les petites exploitations qui ne peuvent s'agrandir.

Tableau 12 : Résultats des tests de comparaison de moyennes

Variables	2003			2009		
	Moyenne des exploitations irrigantes	Moyenne des exploitations non irrigantes	<i>p-value</i>	Moyenne des exploitations irrigantes	Moyenne des exploitations non irrigantes	<i>p-value</i>
	<i>n</i> = 147	<i>n</i> = 75		<i>n</i> = 135	<i>n</i> = 87	
SAU	146	117,70	0,021**	162	127,40	0,004 ***
Aides PAC à l'hectare	337,90	296,10	0,000***	342,40	316,50	0,000 ***
CA à l'hectare	1140	997,40	0,001***	1234	1067	0,000 ***
EBE à l'hectare	486	461	0,365	353,2	281,5	0,006 ***

Tous les tests non paramétriques réalisés donnent les mêmes résultats. Nous ne présentons ici que les résultats du test de Mann-Whitney.

Notes : * $P < 0.1$, ** $P < 0.05$, *** $P < 0.01$

Nous réalisons également des traitements statistiques en dynamique. Plus précisément, nous cherchons à observer si l'arrêt de l'irrigation au sein d'une exploitation impacte ou non l'évolution de la performance économique de cette dernière. Sur la période 2003-2009, pour l'ensemble de la population de notre base de données (exploitations irrigantes et exploitations non irrigantes), l'EBE à l'hectare a diminué (baisse de 31,92%). Nous comparons la population des exploitants qui ont arrêté l'irrigation entre 2003 et 2009 (12 exploitations) à celle des exploitations qui ont continué à irriguer sur la période (135 exploitations). Les moyennes des deux populations pour le taux de croissance de l'EBE à l'hectare ne sont pas significativement différentes (*p-value* de 0,54).

3. Analyse économétrique

Nous nous employons à identifier, à partir d'une modélisation économétrique, les déterminants de la performance économique d'une exploitation, et à observer plus particulièrement si la présence de l'irrigation au sein d'une exploitation a un impact sur l'EBE à l'hectare.

En l'absence de biais de sélection, notre modèle peut être formalisé de la manière suivante :

$$Y_i = X_i\beta + \alpha I_i + \varepsilon_i \quad (1)$$

Y correspond à l'EBE à l'hectare dégagé par chacune des exploitations présentes dans notre échantillon pour les années 2003 et 2009. Les caractéristiques des exploitations sont représentées par X , le vecteur des coefficients à estimer par β et les erreurs par ε . I est une variable dichotomique indiquant si l'individu irrigue ($I = 1$) ou n'irrigue pas ($I = 0$). L'effet de l'irrigation est mesuré par α .

La variable irrigation est traitée comme une variable endogène (*cf.* Chapitre 3, Section 3). On suppose alors que la variable I est déterminée par l'équation suivante :

$$I_i^* = Z_i\gamma + u_i \quad (2) \quad \text{avec} \quad \begin{cases} I_i = 1 \text{ si } I_i^* > 0 \\ I_i = 0 \text{ sinon} \end{cases}$$

L'équation (2) représente l'équation du choix d'irriguer plutôt que de ne pas irriguer. Z est un ensemble de caractéristiques individuelles exogènes ayant une influence sur ce choix. La présence du biais de sélection entraîne que ε et u sont corrélés, et on suppose qu'ils suivent une loi normale bivariée, de moyenne nulle, de variances respectives σ_ε^2 et σ_u^2 et de covariances $\sigma_{\varepsilon u}$.

Pour traiter ce biais, nous proposons de mobiliser la méthode de Barnow, Cain et Goldberger (1981). Nous estimons ainsi l'équation (2) par un modèle Probit et nous construisons un terme de correction du biais ($\hat{\lambda}$) à partir des coefficients estimés ($\hat{\gamma}$). Ce terme étant l'espérance conditionnelle estimée de u , il s'en suit que :

$$\hat{\lambda}_i = \frac{\phi(Z_i'\hat{\gamma})[\Phi(Z_i'\hat{\gamma}) - I_i]}{\Phi(Z_i'\hat{\gamma})[1 - \Phi(Z_i'\hat{\gamma})]}$$

Le terme $\hat{\lambda}_i$ est ensuite introduit dans l'équation (1), conduisant à :

$$Y_i = X_i\beta + \alpha I_i + \delta \hat{\lambda}_i + \mu_i$$

Les variables utilisées dans le Probit sont les mêmes que dans le Chapitre 3, c'est-à-dire la Surface Agricole utilisée (SAU), le statut juridique de l'exploitation (Exploitation individuelle ou GAEC/EARL)¹⁰² et les parts des cultures dans la SAU (part des céréales, des oléagineux, des protéagineux et des autres cultures). Les variables explicatives utilisées ensuite dans l'équation de l'EBE à l'hectare sont la SAU, le statut juridique, une variable binaire relative à la présence de l'irrigation au sein d'une exploitation, le montant des aides PAC à l'hectare (Aides PAC/SAU), et le montant des annuités de la dette à l'hectare (Annuités/SAU) (cf. Tableau 13).

Tableau 13 : Présentation des variables explicatives et statistiques descriptives

Nom de la variable	Description	Pour t = 2003			Pour t = 2009		
		Min	Max	Moy	Min	Max	Moy
SAU	Surface agricole utilisée de l'exploitation en t (en ha)	51,89	565,90	136,50	48,32	490,10	148,40
STAT1	Forme juridique en t <i>Exploitation individuelle</i>	0	1	0,23	0	1	0,23
STAT2	<i>Société</i>	0	1	0,77	0	1	0,77
	Part des cultures dans la SAU en t - 1 (Surfaces / SAU en %)						
CERE	Céréales	19,94	89,78	60,11	19,68	96,75	62,16
OLEA	Oléagineux	0	57,80	13,8	0	50,73	18,19
PROTEA	Protéagineux	0	27,35	3,58	0	22,19	3
AUTRE	Autres	5,69	76,79	22,52	0	67,41	16,65
IRRIG	Présence de l'irrigation au sein de l'exploitation en t <i>Oui</i> <i>Non</i>		0,66 0,34			0,61 0,39	
AIDE	Part des aides PAC dans la SAU de l'exploitation en t (Aides PAC/SAU)	93,57	440,50	323,80	173,8	512,8	335,3
ANNUITE	Annuités de la dette à l'hectare (Annuités de la dette/SAU)	0	678,4	171	0	773	192,1

¹⁰² La variable relative au statut juridique de l'exploitation ne possède dans cette modélisation économétrique que deux modalités du fait du faible nombre d'exploitations possédant un statut autre qu'exploitation individuelle, GAEC ou EARL.

Nous présentons, pour chacune des deux années (2003 et 2009), les résultats du probit testant la probabilité d'irriguer et de l'équation de l'EBE à l'hectare (*cf.* Tableau 14 et Annexe 6). Le probit pour l'année 2003 affiche un Pseudo-R² de 0,27 et le probit pour l'année 2009 un pseudo-R² de 0,12. Le test sur l'EBE à l'hectare affiche un R² de 0,14 pour 2003 et de 0,29 pour 2009.

Tableau 14 : Résultats des traitements économétriques pour les années 2003 et 2009¹⁰³

Variables testées	2003		2009	
	Probit n = 222	Equation de l'EBE à l'hectare n = 222	Probit n = 222	Equation de l'EBE à l'hectare n = 222
Constante	0,905 **	219,630 **	0,955 ***	65,244
SAU	0,004 **	- 0,489 **	0,005 ***	- 0,182
STAT1 (Expl.indiv)	<i>Ref</i>	<i>Ref</i>	<i>Ref</i>	<i>Ref</i>
STAT2 (Société)	0,162	37,843	- 0,035	105,756 ***
CERE	<i>Ref</i>		<i>Ref</i>	
OLEA	- 0,043 ***		- 0,044 ***	
PROTEA	- 0,034 **		- 0,052 ***	
AUTRE	- 0,018 **		- 0,025 ***	
IRRIG		235,014 ***		47,160
ANNUITE		0,451 **		1,000 ***
AIDE		0,194		- 0,045
Correcteur de biais		152,925 ***		- 7,886
Pseudo-R²	0,27	/	0,12	/
R²	/	0,14	/	0,29
LR	37,31 ***	/	47,9 ***	/

Notes : *P<0.1, **P<0.05, ***P<0.01

Nous retrouvons pour les deux probits des résultats approchant de ceux de nos traitements économétriques du Chapitre 3. La SAU joue positivement sur la probabilité d'irriguer en 2003 et en 2009 (seuil de 5% en 2003 et seuil de 1% en 2009). La part des oléagineux (seuil de 1% en 2003 et en 2009), des protéagineux (seuils de 5% en 2003 et de 1% en 2009) et des autres cultures (seuils de 5% en 2003 et de 1% en 2009) dans la SAU en 2002 et en 2008, comparativement à la part des céréales, joue négativement sur la probabilité d'irriguer en 2003 et en 2009. Seule la variable relative au statut n'est plus significative. Cette différence

¹⁰³ Nous avons corrigé l'hétéroscédasticité grâce à la matrice de White.

peut être expliquée par la sur-représentation des formes sociétaires au sein de notre base de données (*cf. supra*).

En ce qui concerne maintenant l'EBE à l'hectare, les résultats affichent une forte instabilité. Les deux seuls résultats stables concernent l'annuité de la dette à l'hectare (*ANNUITE*) – impact positif sur l'EBE à l'hectare pour les deux dates (seuils de 5% en 2003 et de 1% en 2009) – et le montant des aides à l'hectare (*AIDE*) – pas d'effet statiquement significatif sur l'EBE à l'hectare pour les deux dates. Les autres variables n'affichent pas le même résultat pour les deux années 2003 et 2009. Plus particulièrement, les effets de la variable *IRRIG* sont instables sur les deux années : effet significatif et positif en 2003, pas d'effet statistiquement significatif en 2009.

Ce manque de stabilité dans les résultats concernant l'EBE à l'hectare peut être expliqué selon nous par le fait que les éléments de contexte susceptibles d'impacter la performance d'une exploitation sont aujourd'hui nombreux et aléatoires (impacts des rendements à l'hectare en lien avec les aléas climatiques et la politique environnementale, et impacts des prix de marché en lien avec les aléas de marché). Nous ne pouvons pas contrôler l'impact de ces éléments au sein de notre modélisation. Ce travail forme ainsi une première tentative de modélisation du lien entre irrigation et performance économique et nécessiterait des investigations supplémentaires.

Au total, la présence de l'irrigation au sein d'une exploitation est donc une garantie de quantité produite pour une exploitation, du fait de l'augmentation des rendements assurée par le recours à l'irrigation comparativement aux exploitations non équipées. Nous ne sommes en revanche pas en mesure d'établir de lien statiquement clair entre la présence de l'irrigation et la performance économique, et donc de justifier, sur le plan économique, le recours à l'irrigation. Nous cherchons, dans la suite de ce chapitre, à montrer en quoi cette stratégie de maximisation des quantités peut être expliquée par le poids de l'histoire sur les stratégies productives des exploitations irrigantes en grandes cultures de Charente-Maritime.

SECTION 2 :

LE POIDS DU PASSE SUR LES STRATEGIES PRODUCTIVES DES AGRICULTEURS

Nous montrons dans cette deuxième section le poids du passé sur les stratégies productives actuelles des agriculteurs. Cette prise en compte de l'influence du passé nous permet d'une part, d'expliquer les facteurs d'inertie des comportements agricoles, en lien avec l'organisation sociale du monde rural et les représentations collectives qui y dominent, et d'autre part, de mieux comprendre les blocages relatifs à une meilleure intégration des enjeux environnementaux au sein des exploitations agricoles. Dit autrement, nous montrons l'impact des réseaux sociaux et de l'environnement institutionnel informel sur les comportements des acteurs agricoles.

Nous mettons en évidence, dans une première partie, le caractère ambivalent de l'organisation du monde rural. Nous présentons tout d'abord, dans une perspective historique, quelques faits marquants de la structuration du collectif agricole, et plus largement du monde rural, au moment de la mise en œuvre du modèle productiviste au milieu du XX^{ème} siècle. Nous analysons ensuite l'impact de cette structuration du monde rural sur les possibilités d'appropriation de connaissances nouvelles par les agriculteurs. Ces éléments nous permettent plus largement de mettre en évidence l'existence d'un ensemble d'inerties, internes et externes à l'exploitation agricole, ces dernières limitant la capacité des agriculteurs à opérer un repositionnement stratégique.

Nous présentons, dans une seconde partie, les résultats de nos enquêtes de terrain concernant l'impact du poids du passé sur la détermination des pratiques productives des agriculteurs. Nous sommes tout d'abord amenés à préciser, à travers un repérage des stratégies productives mobilisées en réponse aux évolutions du système de gouvernance agricole et de la demande sociétale vis-à-vis de l'agriculture, le positionnement productif des exploitants agricoles de Charente-Maritime, fortement imprégné des logiques du modèle modernisateur. Nous mettons ensuite en évidence le fait que le passé, en jouant sur la perception des agriculteurs irrigants en grandes cultures de Charente-Maritime du métier d'agriculteur, des pratiques et des évolutions du contexte institutionnel, influe sur leur orientation productive et représente des freins aux modifications des pratiques agricoles, notamment en ce qui concerne une meilleure intégration de la problématique environnementale.

1. Le caractère ambivalent de l'organisation du monde rural

Nous avons déjà indiqué que le développement agricole opéré dans les années 1960 s'était appuyé sur une structuration remarquable de la filière agricole, et plus largement du monde rural autour des agriculteurs (*cf.* Chapitre 3, Section 1). Nous considérons que l'organisation de la filière et les rapports étroits qui se sont établis à l'époque entre ses différentes composantes conditionnent aujourd'hui les évolutions de la profession. Plus précisément, nous estimons que la cohérence du système qui a permis le développement agricole de la période d'après-guerre permet à l'opposé d'expliquer l'existence de certains freins à l'adaptation des acteurs face aux mutations actuelles du secteur agricole.

1.1. Organisation de la filière agricole et du monde rural

Les lois d'orientation agricole de 1960 et 1962 marquent le début de ce qui est communément appelée la cogestion de la politique agricole. Ce terme fait référence aux rapports étroits établis entre l'Etat, représenté par le Ministère de l'agriculture, et la profession agricole, représentée par les syndicats FNSEA (Fédération Nationale des Syndicats d'Exploitants Agricoles) et CNJA (Centre National des Jeunes Agriculteurs) – ces deux derniers s'étant progressivement imposés comme étant les représentants principaux des agriculteurs français (Faure *et al.*, 1989). La cogestion mobilise plus largement un ensemble d'Organisations Professionnelles Agricoles (OPA) au sein du CAF (Conseil de l'Agriculture Française) : la FNSEA et la CNJA, la Confédération Nationale de la Mutualité, du Crédit et de la Coopération Agricole (la CNMCCA rassemble la Mutualité Sociale Agricole (MSA), le Crédit Agricole, Groupama, et les coopératives) et l'Assemblée Permanente des Chambres d'agriculture (APCA)¹⁰⁴. La mise en place de cette cogestion permet de faciliter la réalisation de la modernisation de l'agriculture nécessaire à l'atteinte des objectifs assignés à l'époque aux agriculteurs dans le cadre de la Politique Agricole Commune. Les dispositifs institutionnels jouent ainsi un rôle historiquement central pour le secteur agricole (Mollard, 1995 ; Allaire, 1995). Hervieu (2008), ancien président de l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique), considère même que « [l]e système institutionnel français est probablement le plus riche, peut-être le plus abouti, certainement le plus complexe ». Cette organisation sans précédent autour d'un but commun et la création de liens étroits entre la

¹⁰⁴ D'autres dispositifs institutionnels ont participé à la structuration du monde agricole tels que l'Association Départementale pour l'Aménagement des Structures des Exploitations Agricoles (ADASEA), la Société d'Aménagement foncier et d'Etablissement Rural (SAFER), le système éducatif agricole...

profession agricole et l'Etat « à tous les niveaux de la représentation politique et de l'action publique » (Estebe, 2001, p.5), d'une part structurent fortement et durablement le milieu agricole, et d'autre part mettent en œuvre une gouvernance de la politique agricole qualifiée de néo-corporatiste (Muller, 1985)¹⁰⁵. La tradition de cogestion avec le syndicalisme majoritaire est progressivement remise en cause à la fin du XX^{ème} siècle, avec l'arrivée de la gauche au gouvernement et les lois d'orientation agricole de 1999 qui reconnaissent le pluralisme syndical. Mais le syndicat majoritaire (FNSEA-JA) reste encore l'interlocuteur privilégié du gouvernement et un acteur central de la gouvernance agricole, notamment en ce qui concerne les évolutions de la PAC. Il soutient dans ce cadre le modèle modernisateur mis en place dans les années 1960 et rejette la libéralisation de la politique agricole et la modulation des aides agricoles, appréhendées comme des sources de contraintes supplémentaires pour les agriculteurs.

Le processus de mise en œuvre du modèle modernisateur dans les années 1960 a également un impact sur l'organisation sociale du monde rural. L'agriculture exerce un fort contrôle des espaces ruraux, et celui-ci apparaît comme la conséquence de l'ancrage territorial des agriculteurs et des évolutions de leurs activités sur le territoire. La modernisation de l'agriculture française et la croissance économique des années 1970 à laquelle elle contribue, profitent également aux autres acteurs de la filière agricole. Ces derniers trouvent ainsi des intérêts dans l'intensification des systèmes productifs agricoles (création de débouchés pour les entreprises situées en amont et en aval de l'activité de production agricole), d'où leur soutien au modèle modernisateur. Mais la période des années 1960, en permettant une hausse du bien-être des agriculteurs, représente également un renouveau du monde agricole sur le plan social. Les différents membres de la filière agricole, et plus largement du monde rural, apparaissent donc, pour plusieurs raisons, comme très fortement attachés au mode de production productiviste. Enfin, les collectivités rurales sont des lieux de forte interconnaissance et de faible densité de population (Perrier-Cornet *et al.*, 1997), marqués par un contrôle social important exercé sur leurs membres. Ceci permet d'expliquer le rôle du voisinage dans l'évolution – plutôt le manque d'évolution voire l'inertie – des pratiques agricoles.

Le monde agricole, et plus largement le monde rural, est un groupe puissant sur le plan politique. Tout d'abord, même si la population active agricole ne cesse de décliner (*cf.*

¹⁰⁵ Le néo-corporatisme est caractérisé par le fait que des groupes professionnels organisés exercent une influence sur les pouvoirs publics supérieure à la part que leurs membres représentent dans la société.

Chapitre 3, Section 1), la population sous « influence » agricole, elle, reste importante (chefs d'exploitations, famille d'agriculteurs, salariés agricoles et employés des coopératives, des industries agro-alimentaires et des organisations professionnelles agricoles). Ensuite, les agriculteurs bénéficient d'un poids politique important au niveau local (15,6% des maires sont des agriculteurs en activité et la profession agricole est la plus représentée chez les maires selon l'observatoire des inégalités) et au niveau national (au Sénat et à l'Assemblée Nationale du fait du poids du monde agricole dans les circonscriptions). « Le monde agricole dispose [...] d'une force et d'un ensemble de relais considérables à toutes les échelles du système politique qu'aucun groupe professionnel [...] n'est en mesure d'égaliser » (Estebe, 2001, p.4). Le poids politique du monde agricole explique ainsi le soutien affiché pendant longtemps par le gouvernement français aux irrigants : « L'irrigation est une nécessité et elle sécurise le rendement et les revenus » (Déclaration du Ministre de l'agriculture en Septembre 2005 à l'assemblée générale des producteurs de maïs). L'antériorité historique, l'ancrage territorial et l'organisation du monde agricole définit également le rapport de force observé entre le Ministère de l'Agriculture et le Ministère de l'Environnement lors des arbitrages interministériels et aide à comprendre la forte ingérence des instances agricoles sur la ressource en eau (aménagement hydraulique, police de l'eau ...) (Brun *et al.*, 2006). Au total, les représentants agricoles apparaissent comme étant en mesure d'influencer les décisions des pouvoirs publics, notamment en ce qui concerne la mise en œuvre de mesures dans le cadre de la politique agricole ou de la politique environnementale.

Le monde agricole est cependant ébranlé depuis quelques années par l'apparition d'un ensemble de phénomènes.

On observe tout d'abord une baisse des effectifs syndicaux – même si le collectif agricole reste le collectif le plus attaché à la représentation syndicale comparativement aux autres groupes professionnels (Estebe, 2001). Le mythe de l'unité paysanne sur lequel reposait le syndicat majoritaire est fortement remis en cause par la reconnaissance législative du pluralisme syndical, les phénomènes de diversification-spécialisation qui caractérisent aujourd'hui les modes de production et la montée de l'individualisme productif. Les évolutions de la PAC ont également pour effet de mettre en exergue de nombreuses disparités au sein du monde agricole (en ce qui concerne les statuts, les revenus, les modes de production ...) (Purseigle, 2006). Dans ce cadre, les associations spécialisées semblent mieux à même de défendre des intérêts de moins en moins unifiés.

La tendance à la baisse du pouvoir de négociation des organisations professionnelles agricoles est ensuite accentuée, d'une part par la décentralisation du processus de décision des mesures de politiques agricoles (négociations à Bruxelles), et d'autre part par le processus d'élargissement de l'Union Européenne à 27 pays (diminution de l'influence politique des anciens Etats membres, et notamment la France).

Enfin, les pressions des partenaires commerciaux de l'Union Européenne, ajoutées aux nouvelles aspirations de la société désireuse d'une agriculture de qualité et plus respectueuse de l'environnement, conduisent à une modification de la place et du rôle de l'agriculture dans la société et dans l'espace rural, ainsi qu'à une vision renouvelée du métier d'agriculteur, en lien avec la notion de multifonctionnalité agricole inscrite dans le second pilier de la PAC. Malgré une certaine ouverture depuis quelques années du syndicalisme majoritaire aux pratiques plus durables, de manière à répondre aux attentes sociétales et aux réglementations environnementales et agricoles, ce dernier ne remet pas en cause le principe de développement du modèle modernisateur (Ansaloni et Fouilleux, 2006). La FNSEA plus particulièrement, qui a bâti son pouvoir sur le succès du modèle agricole intensif, apparaît comme fortement déstabilisée par les modifications du contexte agricole et peine à se repositionner. Sa légitimité et son pouvoir de représentation sont de plus en plus contestés par les agriculteurs (*cf.* Encadré 2)¹⁰⁶.

La cohérence remarquable de l'organisation du monde agricole qui a permis le développement spectaculaire du secteur dans les années 1960 apparaît à l'opposé comme un facteur explicatif de l'inertie agricole. Le retour que nous venons d'effectuer permet en effet de comprendre l'ancrage du référentiel technique intensif dans l'identité paysanne (Ansaloni et Fouilleux, 2006). Le modèle de développement intensif a permis à la fois un développement économique et un développement social des campagnes, les agriculteurs y sont donc fortement attachés : « si vous voulez vraiment mettre en colère un paysan modernisateur, il suffit de lui proposer un modèle d'exploitation qui lui rappelle ce que faisait son père il y a vingt ou trente ans et contre lequel il s'est battu de longues années » (Faure *et al.*, 1989, p.19). Cette présentation rapide des faits marquants de l'organisation du monde agricole nous permet enfin d'intégrer l'idée forte selon laquelle la gestion de l'agriculture ne doit pas être appréhendée comme un « simple » face à face entre un régulateur et un régulé, en l'occurrence l'agriculteur (Mollard *et al.*, 2003). L'agriculteur est intégré dans un ensemble de

¹⁰⁶ La défiance des agriculteurs vis-à-vis de la FNSEA se matérialise notamment par la diminution des scores du syndicat aux élections professionnelles, même si ce dernier reste majoritaire avec 55% des voix des exploitants aux élections aux Chambres d'Agriculture.

relations économiques (partenaires économiques, filière amont et aval), institutionnelles (syndicalisme, organisations professionnelles agricoles, évolution des politique) et sociales (collectivités rurales, voisinage), qui permettent de mieux comprendre les évolutions possibles de l'agriculture française, ou à l'opposé les difficultés ou les blocages potentiels, que peuvent provoquer certaines demandes de changements adressées au monde agricole, notamment dans le domaine de l'environnement. Il nous semble au contraire plus pertinent d'avoir une vision de l'agriculture en tant qu'organisation complexe où les agriculteurs ne représentent qu'une composante parmi d'autres, certes centrale mais pas unique, et dont le comportement est influencé par l'ensemble des autres acteurs de la filière et plus largement du monde rural.

Encadré 2 : Position des agriculteurs vis-à-vis du syndicalisme agricole
(propos recueillis lors des entretiens avec les agriculteurs irrigants de Charente-Maritime)

« Quand j'étais enfant, quelqu'un passait chercher la cotisation chez tous les agriculteurs, la question ne se posait pas, c'était comme si c'était une obligation, et je me suis dit **que je ne paierai pas pour un truc qui ne sert à rien** ».

« Les syndicats sont dépassés, ils nous font plus de mal que de bien, c'est bonnet blanc et blanc bonnet. Chez notre cher syndicat majoritaire, qui ne l'est pas en réalité, **tous les présidents se retrouvent dans le gouvernement un jour ou l'autre, ou pire encore à Bruxelles**. L'administration n'écoute que le syndicat majoritaire, ils ont du poids administratif et politique, ils encerclent et conditionnent tout, ils sont partout, Chambre d'Agriculture, Crédit Agricole, Mutuelle Sociale Agricole, tribunaux paritaires... Il y a des agriculteurs accrocs de la FNSEA qui le resteront toujours par exemple pour avoir 1 ha de terre vu que cela passe par eux, mais sinon il y a un détachement. **Le syndicat majoritaire est financé par l'Etat car plus personne ne cotise. On ne peut pas défendre une corporation quand on se fait arroser par l'administration et l'Etat** ».

« Ils ont des idées que je n'aime pas trop. Il y a cette idée de solidarité, mais moi quand je demande des subventions je n'en n'ai pas »

« Les gens sont dans le syndicat pour leur intérêts personnels »

« La politique de la FNSEA n'est pas viable »

« Les dirigeants syndicats ne sont pas corrects, ils veulent garder leur place car ils ont des avantages, ils s'en foutent du problème de base, c'est pour cela **qu'il y a de moins en moins de gens syndiqués, car ils n'ont plus confiance**».

« **Le syndicat FNSEA n'est pas représentatif, et ne va pas dans le bon chemin** »

« Faire partie des syndicats aujourd'hui, c'est pour son épanouissement personnel, être informé, avoir les dernières nouvelles, mais au niveau de la défense de la profession, je n'en ai pas vraiment l'impression. **Il y a un décalage entre l'agriculture et les syndicats.** »

« La FNSEA traîne les pieds pour les couverts végétaux et ça n'aide pas »

« Quand on est obtus, c'est difficile d'avancer et le syndicat ne voit que le côté négatif »

« Je ne veux pas donner 700 € à un syndicat pour **presque pas de résultats au bout** ».

« La hausse de la concurrence a obligé la FNSEA à mettre de l'eau dans son vin »

« Ils veulent tout gérer, **il y a plus de monde dans les bureaux que sur le terrain** ».

1.2. Impact sur l'appropriation des compétences par les agriculteurs

La mise en œuvre du modèle modernisateur au milieu des années 2000 impacte également l'organisation du système de production de connaissance et de savoir-faire en agriculture. L'analyse de la structuration de la profession agricole sur la trajectoire cognitive des exploitations agricoles nous conduit en effet à souligner l'existence d'effets de dépendance au sentier technologique. Nous mobilisons pour aborder ces questions les apports des analyses cognitivistes (théories des compétences et évolutionnistes : par exemple, Penrose, 1959 ; Richardson, 1972 ; Nelson et Winter, 1982 ; Kline et Rosenberg, 1986 ; Dosi, 1988 ; Teece et Pisano, 1998) qui mettent au cœur de leur développement théorique le rôle des compétences (définies par Richardson (1972, p.888) comme « *[k]nowledge, experience and skills* ») et de l'apprentissage.

Traditionnellement, le métier agricole repose majoritairement sur les compétences tacites des agriculteurs (Allaire et Wolf, 1999), à travers leurs capacités d'observation (du troupeau, des plantes cultivées, des sols...) et d'adaptabilité (aux aléas inhérents à l'activité agricole). Mais la diffusion très rapide, dans les années 1960, des logiques du modèle productiviste a entraîné une modification en profondeur de la trajectoire cognitive des exploitations agricoles. La spécialisation productive transforme progressivement les agriculteurs en ouvriers spécialisés aux tâches de plus en plus répétitives (Jollivet, 2007), du fait d'une diffusion massive de références techniques standardisées auprès des exploitations (consignes de production, normes de procédés...) (Labarthe, 2005). Le recours croissant aux produits de l'agro-fourmiture (semences, phytosanitaires, engrais et fertilisants, alimentation animale, machinisme agricole...) permet également aux exploitants de s'affranchir grandement des contraintes du vivant (meilleure protection contre les aléas de production, notamment au niveau du rendement des cultures). Ce nouveau modèle de développement agricole repose donc sur la valorisation des innovations techniques et des savoirs explicites, à travers leur diffusion par les organismes de vulgarisation (*Ibidem*), les organismes de formation et les syndicats, auprès du plus grand nombre possible d'exploitations (Gerbaux et Müller, 1984). L'approche descendante qui caractérise le processus de production et de transfert de connaissances de l'après-guerre ne mobilise pas, à la différence de la période précédente, les compétences tacites des agriculteurs. La mobilisation de plus en plus faible de ces compétences engendre alors une dépossession progressive des agriculteurs de leurs compétences tacites (Rivaud, 2010).

L'essor du principe de multifonctionnalité agricole au sein du système de gouvernance agricole et la redéfinition de la notion de performance agricole qui y est attachée (cf. Chapitre 3, Section 1), reposent en grande partie sur une meilleure prise en compte de l'environnement dans les systèmes productifs agricoles. Les nouveaux objectifs alors assignés aux agriculteurs imposent de manière plus ou moins prégnante une modification des itinéraires techniques et de l'organisation des processus productifs. Ce constat nous amène à interroger la capacité des exploitants à mettre en œuvre ces changements, compte tenu des compétences dont ils disposent. Dit autrement, l'évolution de l'environnement institutionnel formel, à travers une prise en compte croissante des enjeux environnementaux, pose la question du changement technique et organisationnel.

Dans le cadre de notre problématique autour de la ressource en eau, la mise en œuvre, subventionnée ou non par l'Etat, d'une diminution ou de l'arrêt de l'irrigation au sein d'une exploitation a de manière certaine des incidences sur l'organisation des systèmes productifs agricoles. Les agriculteurs qui ont développé l'outil irrigation dans le but de soutenir l'intensification agricole, comme c'est le cas pour la majorité des exploitations irrigantes du département de Charente-Maritime, sont ainsi contraints, en cas d'arrêt ou de diminution de l'irrigation, de modifier leur système productif, sous peine de voir la pérennité de leur entreprise remise en cause. En effet, dans des systèmes sans bétail, une simple modification de l'assolement ne peut suffire si l'objectif est une conservation du revenu agricole¹⁰⁷. Des changements plus profonds du système de production, basés sur une conception différente de la notion de performance agricole – non réduite à la question des volumes produits – à travers la prise en compte des fonctions multiples de l'agriculture (au sens de multifonctionnalité agricole), permettent à la fois une meilleure intégration des enjeux de protection de l'environnement et un maintien du dynamisme économique des exploitations concernées, et plus largement, celui des territoires ruraux (cf. *infra*). Puisque ces évolutions du système productif réclament un niveau d'exigence technique très élevé de la part des agriculteurs irrigants, nous considérons que ces derniers, inscrits dans une logique productiviste, peuvent être confrontés à des limites en termes de compétences. En effet, la mise en œuvre du modèle de développement agricole des années 1960, en dépossédant les agriculteurs de leurs compétences tacites et en les dotant de certaines routines organisationnelles, conditionne le positionnement stratégique des entreprises agricoles et explique la situation de *lock-in* technologique dans laquelle la profession se trouve aujourd'hui (Rivaud et Mathé, 2011). Les

¹⁰⁷ Lorsque l'irrigation est utilisée pour le fourrage (exemple du maïs ensilage), une « simple » modification des plantes utilisées pour le fourrage peut suffire pour maintenir le revenu de l'exploitation.

compétences tacites, relatives à l'observation et l'adaptabilité face aux aléas du vivant, nous semblent tout à fait fondamentales lorsqu'il est question de diminuer le degré de protection apportée par l'outil irrigation (du fait des diminutions des prélèvements en eau) ou par le recours aux produits de traitement des cultures (du fait des limitations de dosage des produits phytosanitaires et engrais). Les agriculteurs, limités dans leur capacité d'apprentissage, peinent ainsi à entamer un repositionnement technique favorable à une meilleure prise en compte de l'environnement et des ressources naturelles dans les processus productifs.

L'organisation du monde rural et les représentations collectives qui y dominent impactent également aujourd'hui les possibilités d'appropriation par les agriculteurs de nouvelles ressources cognitives permettant une modification des systèmes productifs agricoles vers une meilleure intégration des enjeux environnementaux. Dans ce cadre, le poids encore structurant de la logique productiviste permet de comprendre en quoi « les images » des chefs d'exploitation – ces dernières renvoyant aux représentations des agriculteurs de leurs opportunités et des contraintes externes à l'entreprise (Penrose, 1959) – renforcent les blocages cognitifs internes aux exploitations agricoles. De plus, le développement des interactions essentielles à l'appropriation des compétences nouvelles (Lundvall, 2005)¹⁰⁸ est freiné, d'une part par la montée de l'individualisme productif inhérente à la mise en œuvre du modèle productiviste, et d'autre part par l'attachement des organisations agricoles à ce dernier (syndicats, organismes de conseil agricole, structures de formation, amont et aval de la filière...). Face à ces problèmes, les soutiens des politiques agricoles, majoritairement orientés vers la réalisation d'investissements matériels, ne semblent pas en mesure de répondre aux problèmes cognitifs des exploitations agricoles.

La mise en évidence de l'existence de facteurs d'inertie, internes et externes à l'exploitation agricole, amène à questionner l'incidence de ces facteurs sur les stratégies productives des agriculteurs, dans un contexte de mutations du système de gouvernance agricole, notamment à travers la reconnaissance du principe de multifonctionnalité agricole et la prise en compte des enjeux environnementaux qu'elle sous-tend.

¹⁰⁸ Plusieurs travaux mettent ainsi en évidence la dimension collective du processus de création de ressources nouvelles dans le cadre de démarches environnementales volontaires (Dupeuble, 2005 ; Ansaloni et Fouilleux, 2006 ; Del'Homme *et al.*, 2008).

2. Evolution des trajectoires productives des agriculteurs : mise en évidence du poids du passé

Dans le but d'appréhender plus finement les stratégies productives des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime et de montrer le poids du passé sur ces dernières, nous avons réalisé plusieurs enquêtes auprès d'experts agricoles et d'exploitants agricoles du territoire (*cf.* Annexe 2). Les informations recueillies lors de ces entretiens nous ont permis de mettre en avant d'une part, l'incidence des mutations du système de gouvernance agricole sur les orientations stratégiques, et d'autre part, le rôle du passé dans l'existence de blocages concernant l'évolution des stratégies productives des irrigants de Charente-Maritime vers une meilleure prise en compte des enjeux environnementaux.

2.1. Impact des mutations du système de gouvernance agricole sur les orientations stratégiques : une tendance à la segmentation de l'agriculture

Alors que les incitations issues du modèle de gouvernance agricole mis en œuvre au milieu des années 2000 ont conduit à une unification tendancielle des systèmes productifs agricoles, les mutations plus récentes du système de gouvernance agricole (*cf.* Chapitre 3, Section 1) provoquent une différenciation des stratégies. Cette différenciation au niveau des logiques productives illustre ainsi le passage d'une période dominée par une agriculture – au sens du modèle d'exploitation agricole formaté que représentait le modèle intensif des années 1960 – à une période marquée par la coexistence de plusieurs agricultures. Ces choix différenciés sont guidés par les perceptions des agriculteurs de leur métier, du système de gouvernance agricole et de ses évolutions, et des attentes de la société. Ils renvoient à des pratiques productives différentes et donc à des impacts différenciés sur les ressources naturelles, et plus spécialement dans le cas qui nous intéresse, sur la ressource en eau.

Nous identifions deux grandes stratégies productives. La première grande stratégie, que nous qualifions d'« agriculture conservatrice », est fortement empreinte du passé, et ne remet pas en cause la logique productive intensive. La seconde grande stratégie, que nous qualifions d'« agriculture progressiste », repose davantage sur une logique entrepreneuriale de l'exploitation et est très sensible à l'image de l'agriculture multifonctionnelle et aux incitations à une meilleure prise en compte de l'environnement qui y sont attachés. Notre typologie n'est pas sans rappeler l'architecture de la PAC en deux piliers, le premier pilier mettant l'accent sur la nécessité de la compétitivité internationale accrue dans le cadre de la

libéralisation économique (fonction productive de l'agriculture), et le second mettant l'accent sur les nouvelles demandes de la société (fonctions agricoles complémentaires à la fonction productive selon le principe de l'agriculture multifonctionnelle). Les possibles contradictions mises en avant au sein du Chapitre 3 entre ces deux piliers, et plus largement entre objectif économique et objectif environnemental, se matérialiseraient ainsi sur les territoires à travers une segmentation des exploitations agricoles du fait d'une appropriation à des degrés différents de la dimension environnementale. Etant entendu que ces logiques productives n'ont pas les mêmes conséquences sur l'environnement, le repérage des stratégies mobilisées sur un territoire permettrait ainsi d'avoir une meilleure appréhension de la résonance des évolutions du système de gouvernance agricole et de la politique environnementale sur les pratiques agricoles, et notamment d'apprécier plus finement le mode d'intégration des enjeux autour de la ressource en eau.

Nous considérons que les stratégies mobilisées par le monde agricole forment en réalité un continuum allant des agriculteurs plus conservateurs aux agriculteurs plus progressistes sur lequel il est difficile de « placer » chaque exploitant. Il est néanmoins possible de caractériser les deux grandes stratégies identifiées à travers leur différence, voire leur opposition sur plusieurs composantes clés de l'exercice de l'activité agricole (*cf.* Tableau 15).

La stratégie des agriculteurs conservateurs se situe dans la continuité du modèle de production productiviste des années 1960. L'exploitation agricole repose encore largement sur la main d'œuvre familiale et la propriété privée des moyens de production et du foncier (CER France, 2006), et reste focalisée sur la fonction productrice du métier d'agriculteur, à la base de la performance de l'exploitation. Comme nous l'avons déjà précisé, les exploitants insérés dans ce type de logique productive cherchent, du fait du contexte de libéralisation, à maintenir voire à accentuer le recours aux techniques intensives et à diminuer leurs charges et leurs coûts de production. Les mutations en cours au sein du système de gouvernance agricole sont perçues comme une menace car elles remettent en cause les modalités d'exercice de leur profession et la vocation de leur métier. Elles apparaissent comme des contraintes, comme une intrusion dans leur manière de procéder et comme une diminution des libertés habituellement attachées à leur activité. Cette logique apparaît ainsi comme fortement attachée à la tradition et à la stabilité.

La stratégie des agriculteurs progressistes est très différente. Ces derniers souhaitent inscrire la valorisation de la multifonctionnalité agricole au cœur de leur projet productif. La

conception de l'exploitation agricole évolue fortement et se détache de l'idée d'unicité « homme-foncier-outils », caractéristique de l'exploitation des années 1960. La performance, devenue flexible et multiforme, repose sur la cohérence globale des trois projets internes à l'exploitation : projet patrimonial, projet entrepreneurial et projet technique (CER France, 2010). Cette logique productive se matérialise par la diversité des stratégies et des positionnements (adaptations liées aux spécificités de l'exploitation et du territoire et développement de logiques de projet), dont le point d'orgue réside dans l'intégration des enjeux environnementaux et de développement rural. Dans ce cadre, les produits (vente de produits agricoles parfois couplée à des services) et les techniques mobilisent les sciences du vivant (agronomie et zootechnie) et les compétences des agriculteurs (savoirs et expérience)¹⁰⁹. De plus, l'objectif ne repose plus exclusivement sur l'augmentation de la quantité produite mais peut être issue d'une valorisation unitaire de la production, tout en cherchant à diminuer les coûts. Enfin, avec le découplage des aides, l'enjeu est de dégager un résultat d'exploitation net d'aides (*Ibidem*). Au total, les agriculteurs progressistes cherchent à être compétitifs sur le plan économique tout en jouant un rôle dans la protection des ressources naturelles et le développement des territoires.

Tableau 15 : Caractéristiques structurantes des deux grandes stratégies productives

	Agriculteurs Conservateurs	Agriculteurs Progressistes
Objectif/Performance	Quantité	Profit
Origine de la main d'œuvre	Familiale	Non exclusivement familiale
Propriété des moyens de production et du foncier	Privée	Privée, location
Fonction de production	Seule ou principale (« monofonctionnalité »)	Parmi d'autres (multifonctionnalité)
Fonctions environnementales et sociales	Contraintes par la réglementation	Intégrées
Comportement face aux évolutions de la demande sociale	Comportement défensif	Comportement actif voire pro-actif

Source : enquêtes à dire d'experts

¹⁰⁹ En plus des compétences relatives à la terre, les compétences relationnelles, commerciales et managériales deviennent primordiales. Ainsi, chaque membre de l'entreprise (entrepreneur, associé, salarié ...) s'investit au sein de l'entreprise en fonction de ses compétences et de ses motivations.

La construction de cette typologie sur la base des entretiens à dires d'experts est une manière de valoriser les connaissances transmises par des agents particulièrement bien informés sur le fonctionnement des exploitations agricoles (Perrot et Landais, 1993). Il n'existe pas de statistiques sur les effectifs propres des deux grandes logiques productives identifiées. Mais la répartition des exploitations au sein de cette typologie est fortement empreinte des caractéristiques des territoires. Ainsi, la trajectoire historique de l'agriculture française couplée aux caractéristiques des exploitations du département de Charente-Maritime (forte présence des surfaces en grandes cultures et plus spécialement du maïs, irrigation développée dans le but de soutenir l'intensification de l'agriculture) nous amène à penser que la logique productive la plus représentée dans ce département, au niveau des effectifs (nombre d'exploitations) et au niveau de l'occupation des sols (SAU), est la logique conservatrice – héritière du modèle modernisateur – confirmant l'idée selon laquelle le passé pèse fortement sur les pratiques des agriculteurs de notre territoire d'étude.

2.2. Un zoom sur les stratégies productives des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime : une illustration du poids du passé

L'analyse des stratégies productives nécessite que l'on se concentre désormais sur la situation des exploitants irrigants de Charente-Maritime. L'utilisation de l'irrigation dans le but de soutenir l'intensification des systèmes productifs, opérée au sein d'une grande partie des exploitations irrigantes du département, renvoie à la logique productive des agriculteurs conservateurs. Dans ce cadre, les exploitants sont amenés, de par leurs pratiques productives, à négliger les enjeux environnementaux (limitation au respect des contraintes réglementaires). L'objectif est alors de rendre compte du positionnement stratégique des irrigants, des contraintes qui pèsent sur leurs systèmes productifs et de leurs représentations des mutations du système de gouvernance agricole. Nous nous employons plus particulièrement à comprendre les processus sous-jacents aux décisions et aux pratiques agricoles et la manière dont les enjeux environnementaux sont appréhendés et pris en compte dans leur exploitation. Les informations recueillies lors de ces entretiens nous permettent ainsi de mettre en avant l'existence de blocages en ce qui concerne la diminution des pressions exercées sur les ressources environnementales, et notamment sur la ressource en eau.

Les entretiens ont tous eu lieu au siège de l'exploitation, en face à face avec l'exploitant. Notre enquête n'ayant pas été menée dans un objectif de traitements statistiques des informations recueillies, il n'était pas nécessaire de construire un échantillon représentatif de la situation agricole dans le département de la Charente-Maritime. Dans ce cadre, nous avons fait le choix méthodologique de nous concentrer sur une population d'agriculteurs irrigants du département d'étude. Les exploitants enquêtés sont issus des fichiers du Centre d'Economie Rurale et ont été sélectionnés sur la base de deux critères : poids important des grandes cultures et présence de l'irrigation. Le questionnaire soumis aux exploitants interrogés, composé de questions ouvertes (*cf.* Annexe 7), portait d'une part, sur les caractéristiques de l'exploitation, son historique, les éléments pris en compte par l'exploitant pour élaborer sa stratégie et les évolutions potentiellement envisagées au niveau de la structure ou des techniques de production, et d'autre part, sur l'opinion de l'exploitant sur la réglementation de l'irrigation agricole dans le département, la réglementation environnementale en général et l'évolution de la Politique Agricole Commune. Dans une optique de développement durable, le problème de la ressource en eau sur le plan quantitatif apparaît comme un des enjeux environnementaux attachés à l'activité agricole. Le fait de ne pas limiter notre questionnement à la thématique de l'irrigation nous permet d'aborder les perceptions des agriculteurs quant à la problématique environnementale dans son ensemble, ce qui nous semble plus pertinent pour comprendre les blocages aux modifications de pratiques. Nous présentons les informations recueillies lors de nos enquêtes en illustrant nos propos à partir d'extraits de discours des agriculteurs interrogés.

Les exploitations irrigantes interrogées sont soit des exploitations individuelles soit des exploitations familiales (chefs d'exploitation associés à un membre de leur famille). Ce sont des exploitants qui ont repris les terres de leurs parents, voire de leurs grands-parents, et perpétuent ainsi une tradition familiale. Les systèmes ont été peu modifiés par rapport à la structure de leurs aïeux. Mais on note tout de même une tendance à la simplification des systèmes productifs ces dernières années (arrêt de l'élevage et/ou diminution du nombre de cultures), à l'augmentation des surfaces [*« Quand c'est possible, on s'agrandit », « Une exploitation qui n'évolue pas [au sens de s'agrandir] est une exploitations qui disparaît »*] et à la diminution des coûts de production [*« Ce que j'ai fait c'est de la réduction de doses, parfois un peu trop. A mi dose ça passe »*]. Ils cultivent des produits de base (blé et maïs présents chez tous les irrigants rencontrés) et sont donc fortement soumis aux aléas du marché. La variable marché est au cœur de leur processus de décision, d'autant plus dans un

contexte de forte volatilité des prix [*« Si demain il y a une plante qui rapporte plus que le maïs, je ne serais pas contre », « Tout est là, c'est les chiffres qui me guident, c'est la loi du marché qui fera l'avenir », « Les assolements dépendent des cours »*]. Leur inscription dans une logique de filière rend la question des débouchés très importante pour leurs choix de cultures d'où le rôle prégnant des coopératives (et des marchés d'exportation) pour leur activité. Ces dernières semblent faire preuve d'une inertie dans leur comportement [*« Les techniciens sont très terre à terre, ils ne conseillent pas d'aller vers d'autres cultures, ils se calent sur le marché »*]. En revanche, plusieurs irrigants interrogés font référence, en ce qui concerne les soutiens aux stratégies productives, à une méfiance voire un certain éloignement vis-à-vis de la DDTM (anciennement DDAF) et de la Chambre d'Agriculture [*« J'ai travaillé étant jeune avec la CA, ils nous ont emmené dans une galère pas possible, je ne veux pas beaucoup entendre parler de ces gens-là », « La DDAF c'est purement administratif avec des œillères »*].

Un sentiment de rejet se manifeste vis-à-vis du système d'aides attachés à la Politique Agricole Commune. Les agriculteurs interrogés souhaitent vivre de leur production et non pas des aides et revendiquent ainsi des prix agricoles plus élevés [*« C'est malsain d'avoir des aides, je préférerais avoir une rémunération issue de mon travail pour avoir une meilleure image au sein de la société », « Je ne demande pas d'aides mais juste d'être payé au juste prix », « Si les prix étaient rémunérateurs on n'aurait pas besoin des aides »*]. Les réglementations relatives à la traçabilité et à l'enregistrement des pratiques leur apparaissent comme des contraintes et une perte de liberté, une ingérence des agents extérieurs à l'agriculture (la société, les fonctionnaires ...) dans l'exercice de leur travail et la conduite de leur exploitation [*« Si on demande des aides PAC, on sait qu'on sera contrôlé », « Cela met beaucoup de pressions », « Depuis 92, tout est une intrusion dans notre métier, tout le monde sait tout sur moi », « Tellement de contraintes sur les dates des semences, de l'engrais, du labour, ..., on n'est plus maître de notre métier », « On a de moins en moins de liberté », « Vous avez un contrôle qui se passe mal et tous les contrôles s'enchainent »*]. La lourdeur administrative aujourd'hui attachée à la réglementation agricole est également mise en avant [*« C'est un casse-tête quotidien au niveau de l'enregistrement, des contrôles », « Il faut qu'on fasse de plus en plus de bureau, pour moi c'est improductif, ce n'est pas notre métier. Il faut tout marquer, tout enregistrer, moi quand il fait beau, il faut que je sois dehors »*] et le bien-fondé ou l'utilité de certaines normes est remis en cause [*« Il y a un problème de cohérence à long terme des politiques », « Depuis 1992, toujours quelque chose en plus, je m'y fais mais il*

y a beaucoup de choses ridicules », « *On est commandé par des gens dans des bureaux qui n'ont jamais mis les pieds dans des champs* »]. Ils mettent ainsi en avant le coût de ces réglementations (temps et argent). Ils manifestent une certaine inquiétude à propos de l'évolution des réglementations [« *Ca évolue tellement vite, on n'a pas toujours eu le temps de s'adapter* »].

La fonction productrice reste pour eux la fonction première de leur activité, celle qui détermine la performance de l'activité agricole [« *Notre premier métier c'est de produire* », « *On a besoin de maïs pour nourrir le monde, on n'a pas besoin de 3 choux de Bruxelles et de 3 asperges* », « *Il faut réfléchir à comment on nourrit les gens demain, on est à la veille de la guerre alimentaire, je suis un paysan pour produire* », « *L'enjeu c'est de nourrir le monde et la réglementation environnementale complique l'atteinte de cet objectif* »]. La fonction productrice de l'agriculture a donc un caractère normatif dans le sens où elle offre une légitimité et un encouragement à certains comportements des agriculteurs. Dans le domaine de l'environnement, les agriculteurs rencontrés limitent donc essentiellement leurs efforts au respect des réglementations environnementales et aux normes de conditionnalité des aides PAC. La multifonctionnalité semble ainsi accessoire face à l'objectif de production et apparaît comme une contrainte supplémentaire imposée à leur système. En effet, la mise en avant de plus en plus prononcée de la multifonctionnalité agricole au sein du système de gouvernance agricole et dans la société attaque leur vision du métier, sa finalité et les références techniques qui y sont attachées (Bernard *et al.*, 2005 ; Guillaumin *et al.*, 2008). Ils semblent en crise d'identité (Dubar, 2001) et mal à l'aise avec la perception que la société leur renvoie sur leur métier [« *Pour moi, le plus beau métier c'est de nourrir les gens et le métier d'agriculteur s'est dégradé* », « *Les MAE pour nous c'est ramener l'agriculture à rien, la rémunérer pour ce qu'elle n'est pas* », « *Il va y avoir deux vitesses dans les exploitations : 25-30% des exploitations produiront 90% du volume et le reste ce sera des jardiniers de la nature* », « *On nous tape dessus à boulets rouges à propos de l'environnement* »]. Ils semblent assez réticents à l'idée de contractualiser avec l'Etat (exemple des mesures agro-environnementales). La contractualisation est assimilée à une perte supplémentaire de liberté ainsi qu'à la mise en œuvre de contrôles supplémentaires [« *Quand il y a une aide, il y a aussi des contraintes, et ça on n'aime pas trop, on aime bien avoir notre liberté* », « *On est assez grand pour savoir ce qu'il y a à mettre dans les champs* »]. Tous ces éléments forment des freins au développement des instruments volontaires type MAE. Dans ce cadre, les contractualisations effectuées concernent soit des pratiques déjà existantes au sein de

l'exploitation (effet d'aubaine) soit des pratiques qu'ils estiment peu coûteuses ou peu contraignantes en comparaison du montant récupéré [*« J'ai pris celui avec le moins de contraintes », « Ca ne nous gênait pas car c'était des terres qu'on ne cultivait pas », « Si on vous donne de l'argent, obligatoirement il y aura des contraintes, il faut qu'elles soient minimales »*].

Face aux contraintes environnementales, notamment dans le domaine de l'irrigation, ils compensent la baisse des quotas d'eau qui leur sont attribués soit par une hausse des surfaces (augmentation de la SAU de l'exploitation), soit par une diminution des charges et des coûts de production [*« On n'investit plus dans l'irrigation »*]. L'irrigation est justifiée par le différentiel de rendement avec les cultures sèches [*« On n'irrigue pas pour le plaisir, c'est pour l'argent, on est obligé, sinon on a rien », « Pourquoi je fais du maïs irrigué aujourd'hui ? Car c'est la seule plante qui marche, qui rapporte le plus de marge », « Tant que les céréales seront rentables sur le marché, pas d'intérêt pour l'agriculture d'arrêter l'irrigation »*] et par les avantages pour le fourrage des animaux quand il y a de l'élevage [*« On s'est mis à irriguer au départ pour avoir une autonomie alimentaire pour nos animaux, pour avoir de la quantité et de la qualité, et sans irriguer, on ne sait pas faire »*]. Ils assimilent également irrigation et « bonne agriculture » [*« Quand je cultive, je n'ai pas envie de faire 25 quintaux, le but de l'agriculture c'est de bien produire, le travail est le même et je préfère travailler pour 110 quintaux plutôt que pour 25 », « Les exploitations les plus performantes, c'est celles qui ont irrigué, ce n'est pas celles qui ont fait du bio, contrairement à ce qu'on veut nous faire croire »*] et rejettent dans ce cadre l'idée de contractualiser pour une MAE « Désirrigation », puisque cette dernière apparaît comme contraire à leur image du métier, à l'idée qu'ils se font du travail « bien fait » et des « beaux » produits et semble ainsi dévalorisante quand elle est confrontée à leurs représentations du métier, d'où un comportement de rejet de ce type d'instruments. Les irrigants ont tout de même tendance à un meilleur raisonnement de l'irrigation, ce dernier étant motivé par des questions d'efficacité et d'image [*« Ce qu'on redoute le plus, c'est les saccages », « Ne pas irriguer en plein jour, éviter quand il y a du vent, faire attention de ne pas arroser les routes, même si cela demande des efforts supplémentaires », « J'ai raisonné l'irrigation par rapport à mon temps, par rapport à mes bénéfices, par rapport à tout »*].

Ils ont une certaine nostalgie du passé et semblent inquiet à propos de l'avenir [*« Ca me dégoûte, je suis déprimée pour les jeunes qui arrivent derrière », « Au niveau de l'irrigation,*

il n'y a pas d'avenir, encore 3-4 ans à faire et après il n'y en aura plus », « Avant j'ai connu la liberté, maintenant j'ai peur »].

En résumé, malgré la mise en évidence d'une tendance à la segmentation de l'agriculture, matérialisant une prise en compte différenciée des enjeux adressés aujourd'hui à la profession agricole, le poids du passé est tel que la stratégie productive dominante en Charente-Maritime reste fortement ancrée dans les principes de la logique productiviste (agriculture conservatrice). Dans ce contexte, du fait de la structuration sociale du monde rural (rôle des réseaux sociaux tissés par les acteurs agricoles) et des représentations collectives des agriculteurs concernant les pratiques et la notion de performance (rôle de l'environnement institutionnel informel), les considérations relatives à une meilleure prise en compte des ressources environnementales au sein des processus productifs agricoles de notre territoire d'étude apparaissent comme secondaires voire annexes à l'objectif de quantité produite. Dès lors, l'outil irrigation est justifié de par sa capacité à sécuriser et augmenter les rendements. Notre grille « socio-institutionnelle », en autorisant la prise en compte du rôle des réseaux sociaux et des règles informelles, permet ainsi de mieux comprendre les freins relatifs aux modifications des systèmes productifs en faveur de la préservation de l'environnement.

SECTION 3 :

LA NECESSAIRE PRISE EN COMPTE DES COÛTS DE TRANSACTION : LE CAS DES MAE

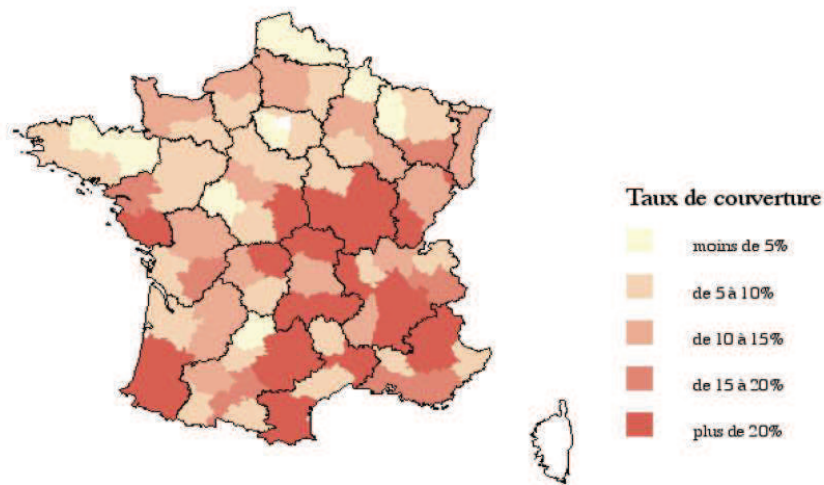
La mise en évidence de l'influence du passé sur les stratégies productives des exploitations agricoles, réalisée dans la section précédente de ce chapitre, nous permet de préciser les raisons de la faible audience des mesures agro-environnementales, lorsqu'il s'agit de modifier les pratiques agricoles, et notamment d'irrigation. Dans le but de compléter notre analyse des freins à une modification des pratiques permettant une meilleure prise en compte de l'environnement, nous proposons dans cette troisième section d'analyser certains facteurs susceptibles d'influer sur le taux d'adoption des MAE. Nous nous intéressons plus particulièrement aux coûts de transaction supportés par les agriculteurs transactants.

Les mesures agro-environnementales visent à réduire les pressions exercées par les activités agricoles sur les ressources naturelles, à travers une modification de certaines pratiques productives ou des assolements. Sur la base du volontariat, le choix de la mesure est effectué par l'agriculteur parmi un ensemble de mesures pré-sélectionnées par l'Etat pour leurs effets sur l'environnement. Ce type d'instrument repose sur un engagement contractuel entre l'agriculteur et l'Etat : l'agriculteur s'engage à mettre en œuvre les pratiques attachées à la mesure agro-environnementale contractualisée contre le versement d'une compensation financière par les pouvoirs publics. Des études relatives aux contrats agro-environnementaux permettent de mettre en avant plusieurs caractéristiques structurantes des agriculteurs qui contractualisent (Arnaud et Dupraz, 2005 et 2006 ; Ducos et Dupraz, 2006 et 2007 ; Vanslebrouck *et al.*, 2002). Ce sont des exploitations peu intensives avec une SAU importante. Les agriculteurs à la sensibilité environnementale plus marquée – les plus jeunes et les mieux formés – ainsi que ceux impliqués dans des groupements professionnels ou extra-professionnels (rôles des effets de voisinage et des réseaux sociaux) ont plus fortement tendance à contractualiser des mesures agro-environnementales (Dupraz *et al.*, 2003, Allaire *et al.*, 2009).

L'efficacité environnementale de la politique agro-environnementale est fortement attachée au taux de contractualisation (Allaire *et al.*, 2009 ; Louis et Rousset, 2010). Autrement dit, plus le taux d'adoption d'une mesure est élevé sur un territoire donné, plus cette mesure a des chances d'avoir, sur ce même territoire, un effet significatif sur l'environnement à travers la modification des pratiques qu'elle sous-tend. Des objectifs en termes de couverture du

territoire sont d'ailleurs établis dans le cadre des mesures agro-environnementales territorialisées (Harreau, 2009). Or, deux constats forts ressortent des travaux d'évaluation de cette politique. D'une part, le taux d'adoption est faible (Arnaud et Dupraz, 2005 ; Harreau, 2009 ; Desjeux *et al.*, 2011). En 2003, seules 12% des exploitations professionnelles avaient signé un Contrat Territorial d'Exploitation (CTE), représentant 13% de la SAU française (*cf.* Figure 18). D'autre part, les agriculteurs qui ont contractualisé se sont majoritairement orientés vers les mesures réclamant les changements de pratiques les plus faibles (Arnaud et Dupraz, 2006 ; Ducos et Dupraz, 2007).

Figure 18 : Part de la SAU départementale sous contrat MAE



Source : CNASEA données BDN 2002 corrigées ASca

Nous tenons à préciser que notre analyse n'est pas circonscrite aux mesures agro-environnementales relatives à la ressource en eau. Nous avons déjà précisé que seule une mesure concernait directement la question de la réduction de l'irrigation et que cette dernière avait seulement été mise en place en Charente-Maritime au début de l'année 2011 (communément appelée MAE « Désirrigation »). Nous ne sommes donc pas en mesure d'avoir d'ores et déjà des informations précises sur l'efficacité de cette mesure sur notre territoire d'étude.

Du fait de l'importance du taux de contractualisation pour l'efficacité de la politique agro-environnementale, nous analysons dans cette dernière section les déterminants de l'adoption des MAE par les agriculteurs. Nous nous plaçons donc du point de vue de l'agriculteur, en tant que potentiel contractant. D'un point de vue méthodologique, nous nous appuyons sur une revue de la littérature relative à l'évaluation des mesures agro-environnementales. Des travaux réalisés sur les mesures de la première programmation de la politique agro-

environnementale (2000-2006) seront notamment mobilisés puisque ces dernières sont très proches des mesures actuelles en ce qui concerne leur mise en œuvre auprès des agriculteurs. Nous complétons ces analyses par des éléments qualitatifs obtenus lors de nos entretiens auprès des acteurs de Charente-Maritime. Nous observons dans une première partie l'importance de la compensation financière versée par l'Etat à l'agriculteur contractant, et nous nous intéressons plus particulièrement au cas de la MAE « Désirrigation ». Nous appréhendons ensuite le rôle des coûts de transactions dans la décision d'adoption des contrats agro-environnementaux par les agriculteurs.

1. Le rôle de la compensation financière

La compensation financière versée par les pouvoirs publics aux agriculteurs sous contrats agro-environnementaux vise à couvrir les coûts de production additionnels et les pertes de profits consécutifs à la mise en œuvre des mesures contractualisées. Le niveau de cette compensation peut avoir un effet sur le taux de contractualisation, et ceci pour plusieurs raisons. D'une part, en tant que chefs d'entreprise, les agriculteurs perçoivent la subvention versée dans le cadre de cette politique comme une source de revenus. Leur principale motivation est donc financière (Gafsi *et al.*, 2006¹¹⁰). Le montant de la prime a ainsi un effet positif sur le taux d'adoption d'une mesure agro-environnementale, puisque la décision de contractualiser dépend de l'arbitrage réalisé par l'exploitant entre la prime proposée et les coûts (et pertes) inhérents à la mise en œuvre de la mesure (Arnaud et Dupraz, 2005 ; Bougherara et Ducos, 2006). Un montant trop faible risque d'induire une participation trop faible, tandis qu'un montant trop élevé procure des rentes importantes aux agriculteurs contractants, aux dépens de l'efficacité budgétaire (Thoyer et Saïd, 2007). De plus, la compensation financière versée aux agriculteurs est forfaitaire sur un même territoire d'application, elle ne varie donc pas en fonction des caractéristiques des exploitations, ce qui peut impacter négativement l'effet incitatif pour les agriculteurs. D'autre part, la perception par les agriculteurs du coût d'opportunité de l'engagement dans un contrat avec l'Etat dans le cadre d'une mesure agro-environnementale va également jouer un rôle important sur la décision de contractualisation. Dans le cas par exemple de la MAE « Désirrigation », le coût

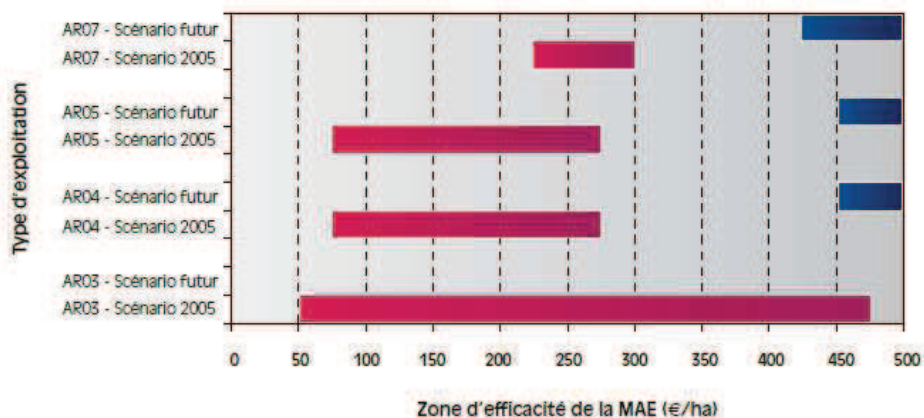
¹¹⁰ Dans le cadre de leur analyse des signatures de CTE en Midi-Pyrénées entre 1999 et 2001, Gafsi *et al.* (2006) montrent le poids de la motivation financière des agriculteurs dans la décision de contractualiser, puisque 86% des contrats signés l'ont été dans le but d'obtenir une aide financière.

d'opportunité de l'agriculteur contractant représente ce qu'il aurait gagné s'il n'avait pas renoncé à l'irrigation attachée à un de ces points de prélèvement en eau. Il faut également prendre en compte deux éléments importants pour l'exploitant : le prix de revente de son exploitation affecter par la « disparition » de l'irrigation (prix de revente plus faible) et l'agriculteur ne peut pas réaffecter les investissements réalisés pour l'irrigation. Les progrès technologiques et techniques entraînent une hausse du coût d'opportunité de la contractualisation d'une mesure, celui-ci étant d'autant plus élevé quand le potentiel de production d'un territoire est fort (Desjeux *et al.*, 2011).

Le contexte de hausse et de forte volatilité des prix agricoles apparaît comme un déterminant important de ce coût d'opportunité. Le Cemagref de Montpellier (Loubier et Gleyses, 2009) a réalisé une étude sur la mise en œuvre d'une mesure agro-environnementale « Réduction de l'irrigation » sur une partie du système de rivière réalimenté de la Neste (Sud-Ouest). L'objectif était d'estimer les montants de compensations financières à partir desquels les agriculteurs auraient intérêt à contractualiser. La mesure agro-environnementale étudiée présente de nombreuses similitudes avec la MAE « Désirrigation » mise en place en Charente-Maritime depuis le début de l'année 2011. Elle consiste en l'octroi d'une prime pendant cinq ans aux agriculteurs irrigants qui acceptent de réduire leur activité d'irrigation (diminution des surfaces et des volumes prélevés). L'indemnité forfaitaire varie en fonction du nombre d'hectares sur lequel l'agriculteur stoppe l'irrigation, et ce dernier doit s'engager à renoncer définitivement à ses autorisations de prélèvement initiales. Deux scénarios de prix sont mobilisés pour cette étude : prix de 2005 comparables à ceux constatés en 2010 d'une part, scénario de prix élevés comparables à ceux constatés en 2007-2008 d'autre part. Le schéma suivant (*cf.* Figure 19) présente le différentiel des montants de primes dans le cadre de la mesure « Réduction de l'irrigation » selon le type d'exploitations (orientation technique), et la variation des montants au sein du même type (du fait des hypothèses posées par les auteurs quant au comportement des chefs d'exploitations selon leur âge). Les deux scénarios de prix ont également un impact important sur la détermination des zones d'efficacité. Les prix de marchés sont particulièrement structurants, puisqu'ils jouent sur le coût d'opportunité de la mesure agro-environnementale pour les agriculteurs et sur le coût de mise en œuvre de la mesure pour la puissance publique. Dans ce cadre, le comportement des agriculteurs va également être impacté par leurs anticipations en ce qui concerne l'évolution des prix. Nous nous situons actuellement dans une période comparable au scénario de prix élevés, la zone d'efficacité de la mesure débute donc à des montants supérieurs à 425 €/ha (*cf.* Annexe 8). La

situation sur les marchés agricoles, c'est-à-dire le niveau et la volatilité des prix, a donc clairement un impact sur la zone d'efficacité de la mesure agro-environnementale et donc sur le taux d'adoption de la mesure par les agriculteurs.

Figure 19 : Zone d'efficacité de la MAE Réduction de l'irrigation (€/ha) en fonction du type d'exploitation et du scénario de prix



Légende : AR03 : Céréales et Oléagineux ; AR04 : Céréalière ; AR05 : Maïsiculture ; AR07 : Céréalière avec vaches allaitantes.

Source : Loubier et Gleyses, 2009

2. Le rôle des coûts de transaction

La question des coûts de transaction dans le cadre des politiques agricoles fait l'objet d'une attention croissante de la part des économistes et des décideurs publics. L'OCDE (2007) met d'ailleurs en avant, dans le cadre de ses travaux sur la multifonctionnalité agricole, l'intérêt de la prise en compte des coûts de transaction liés aux politiques, et notamment les coûts publics associés aux différentes options politiques. Plusieurs articles s'intéressent à l'évaluation de ces coûts dans le cadre des politiques environnementales (on peut par exemple citer McCann et Easter (1998) concernant des politiques de réduction des pollutions diffuses, ou encore McCann et Easter (2000) concernant un programme de conservation). Sans remettre en cause l'intérêt de l'analyse des coûts publics, nous choisissons ici de nous concentrer sur les coûts de transaction privés, c'est-à-dire les coûts de transaction supportés par les agriculteurs dans le cadre de la politique agro-environnementale (contractualisation d'une MAE). Ces coûts, non intégrés dans le calcul de la compensation financière versée aux agriculteurs contractants, vont en effet influencer leur participation aux contrats agro-environnementaux (Dupraz et Rainelli, 2003 ; Dupraz *et al.*, 2003). Plus précisément, les coûts de transaction privés peuvent faire obstacle à l'adoption des mesures agro-environnementales, et ainsi jouer négativement

sur les résultats environnementaux de ce type de mesure (Weber et Nuppenau, 2010). Il nous semble donc particulièrement pertinent de nous pencher sur les déterminants de ces coûts.

La transaction entre un agriculteur et l'Etat, formée par l'adoption d'une mesure agro-environnementale, est médiatisée par un ensemble de structures institutionnelles (administrations, Chambre d'Agriculture, associations agricoles...). Elle est de plus différente de la configuration habituelle d'un partenariat Public-Privé (Bougherara et Ducos, 2006). Si on prend par exemple le cas de la délégation de service public (tels que les majors pour l'approvisionnement en eau potable), la puissance publique achète des services à des entreprises privées, mais ces dernières facturent également le service aux usagers. Dans le cas des contrats agro-environnementaux, puisque les services produits n'ont pas de valeur marchande, les agriculteurs sont dans l'incapacité de faire payer les « usagers » des services. La seule ressource financière issue de la production des services environnementaux par les agriculteurs est donc la compensation financière versée par l'Etat. De plus, l'agriculteur souhaitant contractualiser dans le cadre d'une MAE ne peut négocier les clauses contractuelles. Ces dernières sont toutes pré-établies par l'Etat et non négociables : la durée (durée fixe de cinq ans), la rémunération (rémunération forfaitaire) et les procédures de contrôle (contrôleurs non indépendants) sont décidées en amont de la contractualisation par l'Etat. Dans ce cadre, les coûts de transaction supportés par les agriculteurs prennent toute leur importance.

Une étude sur les mesures de la précédente programmation de la politique agro-environnementale (2000-2006) estime que le montant des coûts de transaction privés se situe entre 5 et 35% des paiements selon la MAE considérée (Mettepenningen *et al.*, 2009). Le niveau des coûts de transaction supportés par les agriculteurs dépend des caractéristiques individuelles de l'exploitation et de l'exploitant et des réseaux sociaux dans lesquels les agriculteurs sont insérés (Ridier *et al.*, 2007 ; Knowler et Bradshaw, 2007). On distingue plusieurs types de coûts de transaction privés dans le cas de la contractualisation d'une mesure agro-environnementale¹¹¹. Les coûts de mise en place de la mesure sont liés au temps et à l'argent dépensés pour la recherche d'information et le montage du contrat. Les coûts d'information représentent une composante importante des coûts de transaction. L'expérience de la contractualisation (Dupraz et Ducos, 2007 ; Vanslebrouck *et al.*, 2002) et l'appartenance à un réseau professionnel (Ridier *et al.*, 2007) permettent un accès plus facile

¹¹¹ On retrouve le même type de coûts dans la mise en œuvre de l'éco-conditionnalité des aides du premier pilier de la PAC (voir par exemple Ridier *et al.*, 2007)

et plus large à l'information (échanges d'expériences, de savoirs, de connaissances... qui permettent une diminution des coûts liés à la recherche d'information), tout comme l'animation et l'accompagnement institutionnel de la politique agro-environnementale (Arnaud et Dupraz, 2005 ; Louis et Rousset, 2010). Certaines mesures peuvent requérir des connaissances pointues et ainsi nécessiter le recours à une aide extérieure à l'exploitation. Viennent ensuite les coûts d'application à travers les coûts liés à la réalisation des pratiques (temps, appui technique...) et les coûts administratifs supportés par l'agriculteur contractant (coûts liés à l'enregistrement quotidien des pratiques : temps, investissements en matériel informatiques...). L'agriculteur peut enfin être contrôlé par l'administration concernant le respect des engagements relatifs à la mesure contractualisée. Le niveau des coûts administratifs a un effet important (négatif) sur la décision de contractualiser (Arnaud et Dupraz, 2005 ; Bougherara et Ducos, 2006). Au total, la complexité administrative et de gestion des contrats engendrent des coûts de transaction non négligeables pour les agriculteurs, coûts qui ne sont pas intégrés dans le calcul de la compensation financière versée par l'Etat (Desjeux *et al.*, 2011).

L'incertitude entourant les transactions relatives à l'adoption des MAE joue positivement sur les coûts de transaction et impacte donc négativement la propension des agriculteurs à adopter une mesure agro-environnementale. «*The uncertainty may be qualified as very high* » (Ducos et Dupraz, 2007, p.12), puisque les agriculteurs sont sujets à plusieurs sources d'incertitude. Nous avons déjà précisé en quoi les incertitudes concernant les conditions de production et de marché étaient très élevées dans le secteur agricole (aléas climatiques et épizootiques, niveau de production inconnu au moment de la décision de production, dépendance aux activités amont et aval de la filière, forte volatilité des prix sur les marchés agricoles... (*cf.* Chapitre 3)). Les incertitudes peuvent également provenir des décisions ou interventions de la puissance publique (Louis et Rousset, 2010). En plus du risque d'opportunisme de l'Etat en tant que co-contractant, les décisions prises par l'Etat (évolution des politiques publiques et modification du cadre réglementaire) peuvent affecter le déroulement du contrat agro-environnemental. Les nombreuses réformes des outils d'intervention de la PAC, notamment des mesures agro-environnementales (réformes de 1999, de 2002 puis de 2007 dans le domaine de la politique environnementale) jouent négativement sur la visibilité des agriculteurs en ce qui concerne les évolutions du secteur agricole. De plus, les incohérences mises en avant dans le Chapitre 3, entre les deux piliers de la PAC au niveau de la prise en compte de l'environnement, notamment en ce qui concerne les pratiques d'irrigation, ne sont

pas des éléments qui jouent positivement sur la perception des contrats agro-environnementaux par les agriculteurs. De plus, les décisions prises par l'Etat peuvent parfois manquer de crédibilité (par exemple en ce qui concerne le niveau et le versement de la compensation financière¹¹²), et les contrôleurs être source de méfiance (les contrôles ne sont pas réalisés par des contrôleurs indépendants, mais par des agents publics). A l'opposé, la confiance dans l'administration et les institutions diminue la perception des risques contractuels et joue donc positivement sur l'adoption des mesures agro-environnementales (Arnaud et Dupraz, 2005 et 2006). Une relation contractuelle déjà existante avec l'Etat (contractualisation déjà réalisée précédemment) a également un effet positif sur la probabilité de contractualiser (*Ibidem*, 2006), ce qui laisse entendre que l'expérience favoriserait la construction d'une relation de confiance entre agriculteur et Etat.

Certains auteurs se sont penchés sur la question de la spécificité des pratiques engagées dans le cadre de mesures agro-environnementales (Ducos et Dupraz, 2007). Yvrande-Billon et Saussier (2004, p.20) précise que « *with an organizational structure imposed on partners and prohibiting adjustments in the mode of governance, the decision variable is likely to become the specificity of assets* », et cela conduit à des situations de sous-investissement et/ou de baisse de la qualité du service. Puisque les différentes mesures agro-environnementales sont associées à des niveaux différents de spécificité des actifs, cela devrait induire des niveaux différents de coûts de transaction pour les agriculteurs, et donc affecter le taux de contractualisation respectif de ces mesures. Les agriculteurs devraient ainsi choisir les pratiques pro-environnementales qui impliquent les plus faibles coûts de transaction. Or, ces pratiques sont celles qui réclament peu de changements dans les modes de production agricoles, et sont donc les moins intéressantes sur le plan des résultats environnementaux¹¹³.

Certaines mesures agro-environnementales peuvent nécessiter une forte modification du système productif¹¹⁴ et du parc matériel d'une exploitation ou l'acquisition par l'agriculteur de nouvelles connaissances ou de connaissances plus pointues (connaissances agronomiques, écologiques, de management...). Ces modifications représentent des investissements importants et de long terme pour l'exploitant. Dans le cas par exemple de la MAE

¹¹² En juin 2011, les paiements compensatoires des mesures agro-environnementales n'avaient toujours pas été versés aux agriculteurs, soit plus de cinq mois de retard. Ceci peut jouer négativement sur la crédibilité de l'instrument et sur l'adoption à venir des agriculteurs.

¹¹³ Les agriculteurs vont même parfois jusqu'à contractualiser pour des pratiques déjà adoptées (effet d'aubaine), ce qui ne contribue pas à une amélioration sur le plan environnemental (Thoyer et Saïd, 2007).

¹¹⁴ Le système productif peut notamment être modifié en raison des exigences de lieu (spécificité de lieu) ou de temps (spécificité temporelle liée aux conditions météorologiques ou aux cycles naturels) attachées aux pratiques pro-environnementales (Ducos et Dupraz, 2007).

« Désirrigation », les irrigants contractants, s'ils veulent continuer leur activité, sont contraints de modifier en profondeur leurs modes de production (modifications de l'assolement ou plus largement du système productif), ce qui nécessite un niveau d'exigence technique très élevé des investissements. Puisque l'Etat est le seul « demandeur » de services environnementaux, la valeur de ces investissements est attachée à la relation agriculteur-Etat. Ce type d'investissement représente donc un risque de hold-up pour l'agriculteur et permet d'expliquer leur comportement vis-à-vis des mesures agro-environnementales : « *[F]armers actually avoid subscribing practices such as timely and site adapted conservation practices, specialized planting equipment, or advanced agronomic skills* » (Ducos, 2007, p.80). Les mesures agro-environnementales contractualisées sont donc globalement associées à un faible niveau de spécificité, ce qui joue négativement sur les résultats environnementaux. Ducos et Dupraz (2007, p.19) mettent en avant le rôle de l'incertitude et de la confiance des agriculteurs dans la décision de mettre en œuvre des mesures agro-environnementales impliquant un haut niveau de spécificité : « *the less uncertainty surrounds the agro-environmental transaction, the higher the probability the farmer chooses specific assets ... [and] ... the higher the farmer trusts in the State, the higher the probability he chooses specific assets* ». Au total, le niveau plus élevé des coûts de transaction attachés aux mesures agro-environnementales les plus ambitieuses sur le plan environnemental – et donc avec un niveau élevé de spécificité – permet d'expliquer la faiblesse du taux de contractualisation de ces mesures.

Compte tenu des caractéristiques de la transaction, une modification de certains attributs des contrats agro-environnementaux établis entre Etat et Agriculteur peut avoir une influence positive sur le taux de participation. Une augmentation de la subvention versée par l'Etat, de manière à ce que cette dernière couvre cette fois à la fois les coûts opérationnels (surcoûts de production et la perte de profit) et les coûts de transaction attachés au contrat, permettrait de résoudre les problèmes d'incitation (Bougherara et Ducos, 2006). Une réduction de la durée ou un degré supérieur de flexibilité contractuelle¹¹⁵ (par exemple en introduisant des possibilités de négociations des clauses du contrat) permettrait de diminuer les coûts de maladaptation et ainsi d'améliorer la propension des agriculteurs à adopter une MAE. Ducos et Dupraz (2007) précisent en effet que l'impact des coûts associés au degré de spécificité des actifs est inférieur à celui des coûts de maladaptation (assimilables à des coûts d'opportunité)

¹¹⁵ Thoyer et Saïd (2007, p.9-10) estiment ainsi que « [l']Europe a privilégié une approche par cahier des charges standardisé, probablement pour limiter les coûts de transaction et les dérives opportunistes [mais que] cette normalisation s'est faite aux dépens de l'efficacité ».

sur le compromis relatif à la forme du contrat : les agriculteurs préféreraient ainsi des contrats flexibles de courte durée (Arnaud et Dupraz, 2005). Enfin, l'Etat pourrait agir sur les facteurs de coûts de transaction (par exemple en délivrant une information de meilleure qualité sur les contrats, leurs contenus et les processus de contrôle, ou en améliorant la visibilité de sa politique). Au total, ces pistes d'amélioration du montage des contrats agro-environnementaux représentent une hausse des coûts de mise en œuvre de la politique, et posent ainsi plus largement la question de l'arbitrage des coûts entre agriculteur et Etat puisqu'une diminution des coûts de transaction supportés par les agriculteurs serait permise par une hausse des coûts de transaction supportés par l'Etat (Grolleau et Salhi, 2009).

Nous sommes désormais en mesure d'émettre certaines hypothèses quant à l'efficacité environnementale de la MAE « Désirrigation » mise en place en Charente-Maritime depuis le début de l'année. Dans le contexte actuel de prix de marché, le niveau de la compensation versée par les pouvoirs publics ne semble pas suffisamment élevé pour avoir un effet incitatif important sur les agriculteurs irrigants. Ceci, ajouté aux investissements importants à engager pour la poursuite de l'activité agricole sans irrigation ou avec une activité d'irrigation réduite, nous amène à la conclusion selon laquelle ce sont en grande majorité les agriculteurs qui auraient de toute façon arrêté l'irrigation qui vont contractualiser la MAE (effet d'aubaine), d'où un résultat environnemental pour le moins limité. Les éléments mis en avant précédemment peuvent représenter des pistes d'amélioration du montage du contrat agro-environnemental permettant d'augmenter son efficacité environnementale. Tout d'abord, une indexation de la compensation de la MAE « Désirrigation » sur les prix de marché permettrait de maintenir davantage son effet incitatif. La mesure semble également très rigide et incapable de s'adapter à l'hétérogénéité qui caractérise les exploitations agricoles. Le fait d'imposer l'arrêt d'un point de prélèvement précis, sans prise en compte du nombre de points de prélèvements au sein d'une exploitation, du volume, des surfaces irriguées et des cultures qui dépendent de chaque point de prélèvement, apparaît selon nous comme un frein considérable à la contractualisation. Une hausse de la flexibilité dans le montage de la mesure pourrait améliorer le taux de contractualisation, mais représenterait des coûts de gestion beaucoup plus élevés. Enfin, une amélioration de la cohérence entre les deux piliers de la PAC en ce qui concerne la prise en compte de l'environnement permettrait de donner davantage de crédibilité à la politique agro-environnementale.

Au total, en plus des freins liés au fait que les MAE, et la notion de multifonctionnalité qu'elles sous-tendent, attaquent les représentations du métier d'agriculteur et de la performance agricole des agriculteurs inscrits dans une logique conservatrice, à l'image des irrigants en grandes cultures de Charente-Maritime, nous avons pu mettre en évidence, dans cette dernière section, l'existence de freins relatifs aux coûts de transaction supportés par les agriculteurs contractants. Il importe cependant de préciser que la perception de ces coûts de transaction, notamment du fait de la difficulté à les évaluer, est fortement empreinte de subjectivité, et peut donc être influencée par les représentations des agriculteurs identifiées précédemment.

Conclusion du Chapitre 4

Nous avons cherché dans ce dernier chapitre à compléter notre analyse des déterminants des comportements stratégiques des agriculteurs, à travers une mise en perspective des mutations du contexte institutionnel formel (*cf.* Chapitre 3) par rapport aux représentations collectives des agriculteurs et aux réseaux sociaux tissés par les acteurs du monde rural. Autrement dit, nous avons cherché à souligner la complexité des déterminants des comportements des acteurs agricoles quand il s'agit d'appréhender la question des relations entre l'agriculture et les ressources naturelles, et dans le cas qui nous intéresse, la ressource en eau.

Le retour que nous avons opéré sur la structuration du monde rural autour de la mise en œuvre du modèle agricole productiviste au milieu des années 2000 a permis de montrer l'impact de l'environnement institutionnel formel, de l'environnement institutionnel informel et des relations interpersonnelles, sur les comportements des agriculteurs. En effet, l'évolution de l'environnement institutionnel formel des années 1960 (Politique Agricole Commune), accompagnée de l'évolution de l'environnement institutionnel informel et des réseaux sociaux (organisation sociale des collectivités rurales et densité des réseaux sociaux qui permettent l'acceptation des objectifs assignés à l'époque aux agriculteurs et facilitent l'atteinte de ses objectifs), a rendu possible la modernisation de l'agriculture et l'appropriation par les agriculteurs d'un ensemble de compétences particulièrement bien adaptées à l'objectif d'augmentation de la productivité agricole à travers une intensification des systèmes. C'est ainsi la remarquable cohérence entre ces trois éléments contextuels qui explique les succès de la réforme du secteur agricole de la seconde moitié du XX^{ème} siècle.

A l'opposé, la situation actuelle de l'agriculture française se caractérise par un manque de cohérence entre ces trois éléments. En effet, nous avons déjà mis en évidence dans le Chapitre 3, le problème de cohérence existant aujourd'hui au sein de la PAC, et plus largement entre la politique agricole et la politique environnementale, entre les considérations économiques et les considérations environnementales. D'une part, les aspirations de la société trouvent une résonance politique au sein du second pilier de la PAC avec la promotion de la multifonctionnalité agricole, sur laquelle repose aujourd'hui la légitimité du soutien accordé à l'activité agricole. D'autre part, la libéralisation du secteur, en renforçant les exigences de compétitivité des exploitations, justifie le maintien voire le renforcement des techniques

productivistes héritées du modèle modernisateur. A ces éléments, s'ajoute l'imprégnation encore forte des représentations collectives et de la structuration des réseaux sociaux par la logique productiviste et sa représentation de la performance agricole. Dans ce cadre, les évolutions de l'environnement institutionnel formel attaquent les représentations des agriculteurs concernant leur métier et les « bonnes pratiques » et sont confrontées au « verrouillage » de la structuration historique du monde rural. Ces éléments permettent d'expliquer les freins, à la fois internes et externes à l'exploitation agricole, à la modification des pratiques agricoles et à un repositionnement stratégique des exploitations, en direction d'une meilleure intégration des enjeux environnementaux.

CONCLUSION GENERALE

L'objet principal de cette thèse était d'enrichir la littérature traitant des problèmes d'environnement en démontrant l'importance de la prise en compte du contexte. Qualifiant ces phénomènes d'externalités, les travaux réalisés dans le champ de l'analyse traditionnelle, s'interrogent en effet sur les modalités de leur internalisation, en négligeant les éléments de contexte liés à la spécificité de chaque situation. L'enjeu était alors, dans une démarche de complémentarité avec ces travaux, de montrer et d'évaluer le rôle des éléments de contexte et de préciser comment ces éléments structurent les comportements des agents économiques et leur évolution au cours du temps, et en quoi la pertinence des modalités de gestion des problèmes d'environnement en est impactée.

Au terme de notre recherche, à la fois théorique et appliquée, nous sommes en mesure d'affirmer que la grille d'analyse des problèmes d'environnement que nous avons proposée dans cette thèse fournit des clés de compréhension sur les dynamiques à l'œuvre dans les processus de prises de décision des acteurs, et donc sur l'incidence de ces dernières sur l'efficacité des instruments mis en œuvre localement pour gérer les problèmes environnementaux.

Nous proposons de reprendre, de façon synthétique, les principaux résultats de ce travail de recherche, afin d'exposer ensuite quelques implications en termes de politiques publiques sur le territoire considéré. Nous en venons également à exposer un certain nombre de limites, qui nous conduisent à envisager certains prolongements possibles du travail entrepris.

Synthèse des principaux résultats

Les résultats issus de cette thèse participent aux réflexions sur la gestion des problèmes environnementaux, à la fois sur le plan théorique et sur le plan empirique.

Sur le plan théorique, notre principal apport réside dans la construction d'une grille conceptuelle des problèmes environnementaux, qui grâce à une décomposition analytique

entre logiques locales et logiques globales, intègre un ensemble élargi d'éléments relatifs au contexte.

Prenant acte de la nécessité d'envisager les problèmes environnementaux de manière contextualisée, nous avons tout d'abord montré en quoi les outils conceptuels de la Théorie des Coûts de Transaction permettaient, à partir d'une analyse des attributs de la transaction environnementale, de prendre en compte les éléments relatifs à la spécificité de chaque problème environnemental. Toutefois, ce type d'analyse, en restant centré, dans une perspective plutôt microéconomique, sur l'objet de la transaction environnementale, n'épuise pas le problème de la prise en compte du contexte. Nous avons alors élaboré une grille de lecture du cadre de l'action des agents économiques, en nous appuyant sur les travaux de North (1990) et en l'enrichissant des apports de la Nouvelle Sociologie Economique. Nous avons ainsi identifié, cette fois dans une perspective plutôt macro-économique, trois éléments susceptibles d'influer sur le comportement des acteurs : l'environnement institutionnel formel, l'environnement institutionnel informel et les réseaux sociaux.

Nous avons donc proposé dans cette thèse un schéma conceptuel, reposant sur une articulation originale d'outils théoriques, qui permet de mettre en évidence des éléments particulièrement structurants lorsqu'il s'agit d'appréhender la question de la gestion des problèmes environnementaux dans une optique de développement territorial durable.

Sur le plan empirique, la réalisation d'analyses à la fois qualitatives et quantitatives d'un ensemble de données sur les agriculteurs de Charente-Maritime nous a permis d'éprouver notre grille théorique et d'apporter des résultats nouveaux.

L'analyse des spécificités de notre cas d'étude, le problème quantitatif de la ressource en eau en Charente-Maritime, à partir de notre grille d'analyse transactionnelle des problèmes d'environnement, nous a d'abord amenés à reconnaître la pertinence d'une intervention étatique. Compte tenu des objectifs assignés par la DCE, en lien avec les principes de la GIRE, et du poids des prélèvements agricoles sur le territoire, l'attention de l'Etat s'est concentrée en Charente-Maritime, ces dernières années, sur l'usage agricole. Nos investigations empiriques se sont donc logiquement concentrées sur l'étude du collectif agricole.

Ces dernières nous ont permis i) de révéler l'existence de contradictions potentielles entre les incitations issues de la politique agricole et de la politique environnementale en ce qui concerne le maintien de l'irrigation au sein des exploitations du département, ii) de rendre compte des effets combinés de ces deux politiques sur les pratiques d'irrigation, iii)

d'expliquer le rôle des représentations collectives et des réseaux sociaux dans l'inertie des pratiques agricoles, iv) de montrer le rôle des coûts de transaction dans la faible adoption des mesures agro-environnementales par les agriculteurs.

i) Compte tenu de l'inscription majoritaire des exploitations irrigantes de Charente-Maritime dans une logique productiviste, le contexte actuel de libéralisation du secteur agricole représente des freins à une diminution des prélèvements en eau. En effet, pour ces systèmes principalement orientés vers la production de produits de base, fortement exposés à la concurrence mondiale et aux aléas de marché, l'irrigation permet de sécuriser et de maximiser les rendements des cultures, d'où des incitations élevées au maintien voire au renforcement de l'irrigation au sein des exploitations de Charente-Maritime. Par ailleurs, la montée des préoccupations environnementales trouve une matérialisation politique, d'une part au sein de la politique agricole, avec la reconnaissance de la multifonctionnalité agricole, et d'autre part au sein de la politique environnementale, avec le durcissement de la politique de gestion de l'eau en Charente-Maritime. C'est pourquoi nous avons mis en évidence l'existence de contradictions entre les incitations issues de la politique agricole et les évolutions de la politique de l'eau, en ce qui concerne le rapport des agriculteurs à la ressource en eau.

ii) Dès lors, se pose la question des effets combinés de ces deux politiques sur le territoire étudié. Nos traitements statistiques et économétriques ont permis, en première analyse, d'attester d'un impact de la politique environnementale sur les pratiques d'irrigation des exploitants de Charente-Maritime, mais ont également conduit à relativiser l'efficacité des mesures mises en œuvre localement. Nous avons en effet montré que, sur les trois instruments testés, l'instrument coercitif (arrêtés de restriction) joue négativement sur la probabilité de continuer à irriguer et sur l'évolution de l'intensité d'irrigation alors que les instruments économiques (redevance-prélèvement) et volontaires (mesures agro-environnementales) n'ont pas d'effet statistique significatif. En attestant du fait que les agriculteurs irrigants du territoire ne consentent à réduire leurs surfaces irriguées que lorsqu'ils y sont contraints, ces résultats confirment l'idée selon laquelle les considérations économiques l'emportent sur les considérations environnementales.

iii) En complément à l'analyse de l'incidence de l'environnement institutionnel formel sur les comportements agricoles, notre analyse du rôle de l'environnement institutionnel informel et des réseaux sociaux a permis, sur la base d'analyses quantitatives et qualitatives, de montrer et d'expliquer le poids du passé sur les stratégies productives mises en œuvre actuellement par

les agriculteurs irrigants en grandes cultures de Charente-Maritime. Nous avons ainsi mis en évidence l’empreinte encore forte de la logique productiviste et de sa représentation de la performance agricole sur l’organisation sociale du monde rural (rôle des réseaux sociaux) et sur les représentations collectives des agriculteurs (rôle des règles informelles). Nous avons notamment révélé l’existence de barrières cognitives et de conflits normatifs en ce qui concerne l’évolution des systèmes productifs. Les facteurs d’inertie, à la fois internes et externes à l’exploitation agricole, représentent ainsi des freins à une modification des pratiques agricoles actuellement mises en œuvre sur le territoire et à un repositionnement stratégique des exploitants en direction d’une meilleure intégration des enjeux environnementaux, notamment en ce qui concerne la ressource en eau.

iv) De manière à approfondir notre analyse des freins à une meilleure intégration des considérations environnementales dans les stratégies productives des agriculteurs, nous avons analysé les facteurs susceptibles d’influer sur le taux de contractualisation des mesures agro-environnementales, notamment à travers la prise en compte des coûts de transaction supportés par les agriculteurs contractants. Ainsi, les MAE, en plus d’attaquer, à travers la promotion du principe de multifonctionnalité agricole qu’elles promeuvent, les représentations du métier des agriculteurs inscrits dans une logique productiviste, engendrent des coûts de transaction non négligeables pour les agriculteurs (coûts liés à la recherche d’information, aux compétences à mobiliser, au temps passé pour le montage du contrat ou pour les enregistrements et les contrôles...), coûts qui ne sont pas intégrés dans le calcul de la compensation financière versée par l’Etat.

La prise en compte simultanée de l’influence de l’environnement institutionnel formel, de l’environnement institutionnel informel et des réseaux sociaux, dans une perspective dynamique, nous a permis d’appréhender la façon dont ces dimensions interagissent et ainsi de mieux comprendre la situation des agriculteurs irrigants en grandes cultures de Charente-Maritime et les logiques qui sous-tendent leur positionnement stratégique vis-à-vis des ressources environnementales, et plus particulièrement dans le cadre qui nous intéresse, vis-à-vis de la ressource en eau.

Ces différents résultats, en offrant une vision plus complète des logiques à l’œuvre sur les territoires, possèdent des implications fortes en termes de politiques publiques.

Implications en termes de politiques publiques

Une première implication importante de nos recherches est de nature méthodologique. Elle concerne de manière générale la démarche qu'il convient d'adopter pour juger de la pertinence des politiques publiques : la démarche comparative coasienne insiste sur la nécessité de juger les actions mises en œuvre relativement aux caractéristiques de la situation concrète, à partir d'une comparaison entre les résultats et les coûts induits par cette intervention. L'analyse théorique que nous avons développée peut permettre, nous semble-t-il, de se doter d'une grille de lecture de la situation, à la fois au niveau local et au niveau global, dans le but, précisément, de juger de la pertinence d'une intervention.

D'autres implications peuvent être tirées des différents résultats empiriques. Nous avons mis en évidence l'évolution favorable des pressions exercées sur la ressource en eau par l'activité agricole. Mais les phénomènes de surexploitation marquent toujours le territoire du fait du déséquilibre persistant entre les prélèvements réalisés et la ressource en eau disponible. La tendance à la baisse des surfaces irriguées et le durcissement de la politique de l'eau devraient donc se poursuivre en Charente-Maritime, dans le but d'atteindre l'objectif fixé par la DCE de bon état écologique des eaux à l'horizon 2015. Dès lors, notre analyse, en prenant en compte l'incidence de l'environnement institutionnel (formel et informel) et des réseaux sociaux sur les comportements des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime, met en lumière plusieurs enjeux importants en termes d'action publique en ce qui concerne le maintien du dynamisme économique local. En effet, puisque l'arrêt ou la diminution importante de l'irrigation au sein d'une exploitation agricole nécessite une refonte du système productif sous peine de voir la pérennité de l'entreprise remise en cause, la mise en évidence des freins, à la fois au sein des exploitations et au sein de la filière agricole, à une modification des pratiques agricoles et à un repositionnement stratégique des exploitations, représente selon nous un défi pour l'action publique locale.

Ces éléments font référence à la cohérence entre les trois éléments constitutifs du cadre de l'action des agents économiques : l'environnement institutionnel formel, l'environnement institutionnel informel et les réseaux sociaux. En effet, nous avons déjà précisé en quoi la réussite des réformes du secteur agricole opérées au milieu du XX^{ème} siècle était expliquée par la remarquable cohérence entre ces trois éléments contextuels : la faiblesse des contraintes environnementales, la mise en œuvre de la PAC et la structuration de la filière agricole permettent l'appropriation par les agriculteurs des objectifs productifs et des moyens pour les

atteindre. La situation actuelle est tout autre. Les contradictions mises en évidence au sein du système de gouvernance agricole, et entre la politique agricole et la politique de l'eau, et l'empreinte très présente de la logique productiviste sur les représentations collectives et la structuration de la profession font obstacle à une réelle intégration de l'environnement au sein des systèmes productifs.

Ce constat nous amène plus particulièrement à souligner les enjeux en termes de production de connaissances et d'accompagnement des exploitations agricoles.

La puissance publique a en effet un rôle important à jouer dans la production et la diffusion auprès de la société civile de connaissances nouvelles et non réfutables, dans le but de permettre la reconnaissance du problème environnemental et la nécessité de le gérer. La production de connaissances forme ainsi un préalable indispensable à la recherche et à la définition des modalités de gestion adaptées au problème environnemental identifié et à la bonne application de ces modalités sur le territoire. Lors de l'analyse de notre cas d'étude, nous avons ainsi souligné en quoi la reconnaissance de l'impact des pressions anthropiques sur l'état quantitatif de la ressource en eau avait permis de faire évoluer la position des agriculteurs. Mais les controverses persistantes, notamment en ce qui concerne l'origine des assecs – phénomène naturel des cours d'eau ou conséquence des pressions trop élevées sur la ressource – augmentent le niveau de conflictualité sur le territoire – les agriculteurs considérant qu'ils ont déjà réalisé suffisamment d'efforts en ce qui concerne leur utilisation de la ressource – et freinent l'acceptation des mesures par les professionnels. La diffusion des connaissances peut enfin permettre de faire évoluer les représentations des acteurs. Les agriculteurs irrigants de Charente-Maritime sont par exemple convaincus de la justification économique de l'irrigation, alors que nous n'avons pas pu établir dans cette thèse de lien clair entre l'irrigation et la performance économique (*cf.* Section 1, Chapitre 4). Des investigations plus poussées permettant d'analyser plus finement la relation entre irrigation et performance pourraient ainsi participer à l'évolution des représentations des agriculteurs.

Du fait des liens existants entre l'environnement institutionnel formel, l'environnement institutionnel informel et les réseaux sociaux, nous estimons qu'en agissant sur les composantes de la filière agricole, l'intervention étatique pourrait permettre de surmonter les problèmes de *lock-in* technologique et de conflits normatifs mis en évidence au sein des exploitations, et ainsi faciliter le repositionnement stratégique permettant une meilleure intégration des enjeux environnementaux. Des actions pourraient être menées dans le domaine de la formation agricole (notamment en ce qui concerne la relation agriculture-

environnement) et dans le domaine de la recherche publique ou parapublique (par exemple à travers des financements de programmes de recherche sur des pratiques plus respectueuses de l'environnement). Des actions visant le développement de groupes d'échanges pourraient enfin favoriser les processus d'apprentissage et l'appropriation par les exploitants de compétences nouvelles. Ces initiatives publiques, entreprises localement, apparaissent comme d'autant plus importantes que la politique agricole aujourd'hui, du fait du découplage des aides, a de moins en moins de prises sur les pratiques productives des exploitants, a fortiori lorsque les prix agricoles sont très élevés.

La puissance publique pourrait enfin encourager le développement de systèmes productifs moins exposés à la concurrence mondiale, à travers le développement de filières plus courtes, de productions labellisées, de produits valorisant le terroir... Ces systèmes productifs, moins sensibles aux aléas des marchés agricoles et dégageant une plus forte valeur ajoutée, posent ainsi moins la question de la quantité d'eau pour la production agricole que celle de la valorisation de la ressource en eau prélevable par l'activité agricole.

Limites et prolongements des travaux

Le contenu de cette thèse présente plusieurs limites, constituant des prolongements possibles de notre travail de recherche.

Tout d'abord, puisque la méthode de collecte de données qualitatives par entretiens semi-directifs nécessite un investissement important, d'un point de vue temporel, la taille de notre échantillon a été nécessairement restreinte. Un nombre plus élevé d'entretiens aurait ainsi permis de renforcer la validité de nos résultats d'enquêtes. Cette remarque est d'autant plus pertinente dans le cas des entretiens réalisés auprès des agriculteurs irrigants en grandes cultures de Charente-Maritime. Nous nous sommes concentrés sur cette dernière population du fait de son caractère structurant sur le territoire, mais notre travail aurait pu être enrichi par un second travail d'enquête, cette fois auprès d'agriculteurs non irrigants et inscrits dans une logique progressiste, afin de mettre en évidence notamment les oppositions en termes de représentations du métier, des pratiques et des évolutions de la gouvernance agricole entre les deux grandes stratégies identifiées sur la base des enquêtes réalisées auprès des experts agricoles. Pour les raisons précédemment évoquées, ces investigations complémentaires n'étaient pas envisageables dans le cadre de ce travail de thèse, mais elles constituent une

perspective d'approfondissement de notre analyse du problème autour de la ressource en eau en Charente-Maritime.

L'analyse des éléments de contexte relatifs à la spécificité de chaque situation mériterait que l'on s'intéresse de façon plus approfondie aux autres usagers impliqués dans le problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime. Le choix que nous avons effectué de nous concentrer sur le collectif agricole nous a permis de montrer en quoi la prise en compte du contexte permettait de mieux comprendre les logiques qui sous-tendent les stratégies productives des agriculteurs, et l'impact de ces dernières sur l'efficacité des instruments mis en place sur les territoires. Une analyse intégrant les autres usagers de la ressource sur le territoire permettrait d'avoir une vision plus complète des enjeux attachés au principe de gestion intégrée de la ressource en eau à travers l'appréhension des systèmes de contraintes et d'incitations dans lesquels sont insérés les différents acteurs impliqués dans un problème environnemental et en quoi ces systèmes contraignent et orientent leurs décisions. Le travail réalisé au sein de cette thèse forme ainsi selon nous une démonstration de l'intérêt de la prise en compte des éléments relatifs au contexte lorsqu'il s'agit d'appréhender la question des problèmes d'environnement. Ce travail a donc vocation à être complété par des investigations supplémentaires visant à intégrer un nombre plus élevé d'agents ou des thématiques complémentaires, telles que l'appréhension de la question de la gestion qualitative de la ressource en eau.

Compte tenu du rôle accordée dans cette thèse à la prise en en compte du contexte, c'est-à-dire des caractéristiques structurelles du problème environnemental et de l'environnement institutionnel (formel et informel) et des réseaux sociaux en place sur un territoire, notre travail aurait également gagné en validité s'il avait été possible de multiplier les études de cas. Notre grille d'analyse des problèmes environnementaux peut en effet être appliquée à d'autres types de problèmes d'environnement sur d'autres territoires, aux caractéristiques différentes de celles de notre cas d'étude. En montrant des résultats différents et en révélant des enjeux différents en termes de gouvernance territoriale, le pouvoir heuristique de notre grille aurait ainsi pu être davantage confirmé.

L'une des pistes de recherche que nous souhaiterions explorer à la suite de ce travail concerne l'évolution du collectif agricole face à la montée des revendications environnementales. Nous avons évoqué précédemment les enjeux existants en termes d'accompagnement des agriculteurs irrigants en ce qui concerne les modifications des pratiques et leur

repositionnement stratégique. Il semblerait dans ce cadre intéressant d'approfondir la question des moyens à mettre en œuvre pour permettre l'émergence de nouveaux modèles agricoles – autorisant une meilleure intégration des considérations environnementales – aussi bien au niveau de l'appropriation de connaissances nouvelles par les agriculteurs qu'au niveau de l'évolution des représentations en ce qui concerne la performance agricole, la vocation du métier d'agriculteur et la demande sociétale adressée aujourd'hui à la profession.

ANNEXES

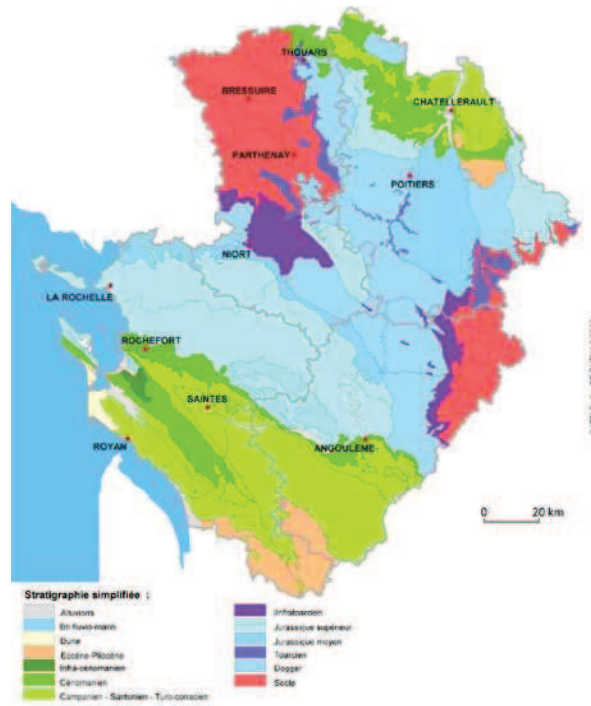
Annexe 1 : Situation géographique du département de la Charente-Maritime



Annexe 2 : Liste des structures enquêtées

- Groupement irrigant (ASA Charente)
- Chambre d'Agriculture Charente-Maritime
- Chambre Régionale d'Agriculture de Poitou-Charentes
- DDAF Charente-Maritime (DDTM Charente-Maritime)
- DDAF Charente (DDT Charente)
- DDASS Charente-Maritime (ARS Charente-Maritime)
- Forum des Marais Atlantiques
- Conseil Général de Charente-Maritime
- DDE Charente-Maritime (DDTM Charente-Maritime)
- Direction Régionale du Tourisme de Poitou-Charentes
- EPTB Charente
- Syndicat des eaux de Charente-Maritime
- Affaires Maritimes de Charente-Maritime (DDTM Charente-Maritime)
- Conservatoire du Littoral
- DIREN Poitou-Charentes (DREAL Poitou-Charentes)
- Association Nature Environnement de Charente-Maritime
- Fédération de Pêche de Charente-Maritime
- Section régionale conchylicole de Poitou-Charentes
- Syndicat régional des mytiliculteurs de Poitou-Charentes
- Union nationale des associations de navigateurs - Charente-Maritime
- Port de Plaisance des Minimes (La Rochelle)
- Fédération des Industries nautiques
- Conseil Régional des Pêches de Poitou-Charentes
- Centre d'Economie Rurale
- Echantillon d'agriculteurs sélectionnés dans les fichiers clients du CER

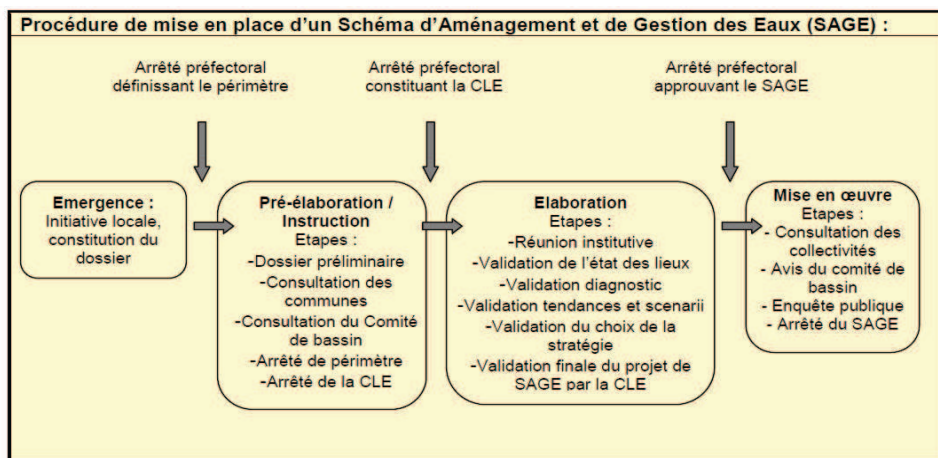
Annexe 3 : Carte des grands systèmes aquifères de Poitou-Charentes



Réalisation: Observatoire Régional de l'Environnement Poitou-Charentes, février 2004

Source: D'après Préfectures, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, novembre 2003

Annexe 4: Les différentes étapes d'un SAGE



La révision du SAGE consiste en une mise à jour des différentes phases de l'élaboration du SAGE et en l'intégration des orientations du nouveau SDAGE

Source : Observatoire Régional de l'Environnement, 2009

Annexe 5 : Résultats des traitements économétriques du Chapitre 3

Probit 1 : La probabilité d'irriguer en 2003

	Estimate	Std. Error	Significance
(Intercept)	-0.129	0.065	**
SAU	0.009	0.001	***
STAT2	0.314	0.058	***
STAT	0.098	0.097	
OLEA	-0.034	0.002	***
PROTEA	-0.009	0.005	*
AUTRE	-0.019	0.001	***

Probit 2 : La probabilité de continuer à irriguer en 2003

	Estimate	Std. Error	Significance
(Intercept)	-1.436	0.34	***
SAU	0.007	0.001	***
STAT2	0.132	0.116	
STAT	-0.251	0.2	
OLEA	-0.000	0.005	
PROTEA	0.003	0.010	
AUTRE	0.007	0.003	**
SURFIRR	0.087	0.008	***
SURFIRR ²	-0.076	0.009	***
Tdc.SAU	0.016	0.002	***
j1	-0.252	0.191	
j2	-0.369	0.212	*
j3	-0.393	0.198	**
j4	-0.487	0.206	**
Red	0.008	0.006	
MAE	0.175	0.186	

L'évolution de l'intensité d'irrigation entre 2003 et 2009

	Estimate	Std. Error	Significance
(Intercept)	-0.527	0.128	***
SAU	0.001	0.000	**
STAT2	0.018	0.034	
STAT	-0.021	0.049	
OLEA	-0.004	0.002	
PROTEA	-0.006	0.002	**
AUTRE	0.003	0.002	**
SURFIRR	0.009	0.004	***
SURFIRR ²	-0.008	0.003	**
Tdc.SAU	-0.000	0.000	
j1	-0.178	0.042	***
j2	-0.221	0.05	***
j3	-0.244	0.045	***
j4	-0.197	0.049	***
Red	0.001	0.002	
MAE	-0.047	0.04	
Mills1	0.011	0.090	
Mills2	0.677	0.106	***

Notes : * $P < 0.1$, ** $P < 0.05$, *** $P < 0.01$

Annexe 6 : Résultats des traitements économétriques du Chapitre 4

Probit 2003 : La probabilité d'irriguer en 2003

	Estimate	Std. Error	Significance
(Intercept)	0.905	0.353	**
SAU	0.004	0.002	**
STAT2	0.162	0.228	
OLEA	- 0.043	0.009	***
PROTEA	- 0.034	0.016	**
AUTRE	- 0.018	0.007	**

L'EBE à l'hectare en 2003

	Estimate	Std. Error	Significance
(Intercept)	219.630	89.515	**
SAU	- 0.489	0.196	**
STAT2	37.843	35.365	
IRRIG	235.014	72.132	***
ANNUITE	0.451	0.182	**
AIDE	0.194	0.247	
Correcteur	152.925	51.035	***

Notes : * $P < 0.1$, ** $P < 0.05$, *** $P < 0.01$

Probit 2009 : La probabilité d'irriguer en 2009

	Estimate	Std. Error	Significance
(Intercept)	0.955	0.364	***
SAU	0.005	0.002	***
STAT2	- 0.035	0.227	
OLEA	- 0.044	0.009	***
PROTEA	- 0.052	0.019	***
AUTRE	- 0.025	0.008	***

L'EBE à l'hectare en 2009

	Estimate	Std. Error	Significance
(Intercept)	65.244	139.063	
SAU	- 0.182	0.214	
STAT2	105.756	37.768	***
IRRIG	47.160	78.792	
ANNUITE	1.000	0.204	***
AIDE	- 0.045	0.391	
Correcteur	- 7.886	60.207	

Notes : * $P < 0.1$, ** $P < 0.05$, *** $P < 0.01$

Annexe 7 : Guide d'entretien avec les agriculteurs irrigants de Charente-Maritime

Renseignements généraux

Nom Prénom

Age (âge du plus jeune si société)

Commune du siège de l'exploitation

Statut juridique de l'exploitation

Membre d'un groupement professionnel, d'un groupe d'échanges, d'un syndicat...

SAU

Types de cultures et surfaces, assolement, rotation

Présence de surfaces fourragères et cheptel

Vente de la production et destination finale de la production

Chiffre d'affaires – Montant des aides PAC – Montants des charges

Evolution

Présentation rapide de l'histoire de l'exploitation : évolutions principales, raisons de ces évolutions

Changement envisagé sur le plan technique, l'assolement, agrandissement, arrêt d'une partie de l'activité...?

Sources d'information pour les choix de stratégies ? Rôle des prix ?

Irrigation

Histoire de l'irrigation au sein de l'exploitation

Surfaces irriguées et types de cultures

Gain estimé de l'irrigation sur le rendement

Intérêt de l'irrigation pour l'exploitation

Investissements engagés, contraintes en termes de main d'œuvre et en temps de travail

Lieu et modes de prélèvement en eau

Modes d'arrosage

Réglementation autour de l'irrigation

Autorisation de prélèvement attachée à l'exploitation et son évolution

Impacts de l'évolution de la réglementation sur l'exploitation?

Impacts des arrêtés préfectoraux sur les productions ?

Impact de la diminution de l'autorisation de prélèvement pour l'exploitation ?

Coût du m³ d'eau consommé (redevance agence de l'eau, électricité, autre...)

Outils permettant de réduire la consommation d'eau ? Investissements nécessaires ?

Soutiens pour une meilleure utilisation de la ressource en eau ? De qui ? (Chambre d'Agriculture, ASA, Conseillers techniques...)

Arrêt de l'irrigation envisagé ?

Si demain, vous deviez arrêter l'irrigation, quelle serait votre stratégie ?

Changement de types de cultures

Changement d'assolement envisagé ? Investissements nécessaires ?

Information sur les autres types de cultures que celles cultivées au sein de l'exploitation ?

Soutiens pour réaliser un changement de culture ?

PAC

Evolutions de la PAC ? Evolutions des aides PAC en 2010 (fin de la surprime aux grandes cultures et à l'irrigation): impacts pour l'exploitation ?

Relation PAC/Environnement ?

La conditionnalité des aides a-t-elle impacté la manière de produire ?

Contrôles

MAE dans le secteur géographique ?

Bénéficiez-vous d'une MAE ou l'envisagez-vous ? Impacts sur la manière de produire ?

Information sur la MAE Désirrigation

Evolution de la profession

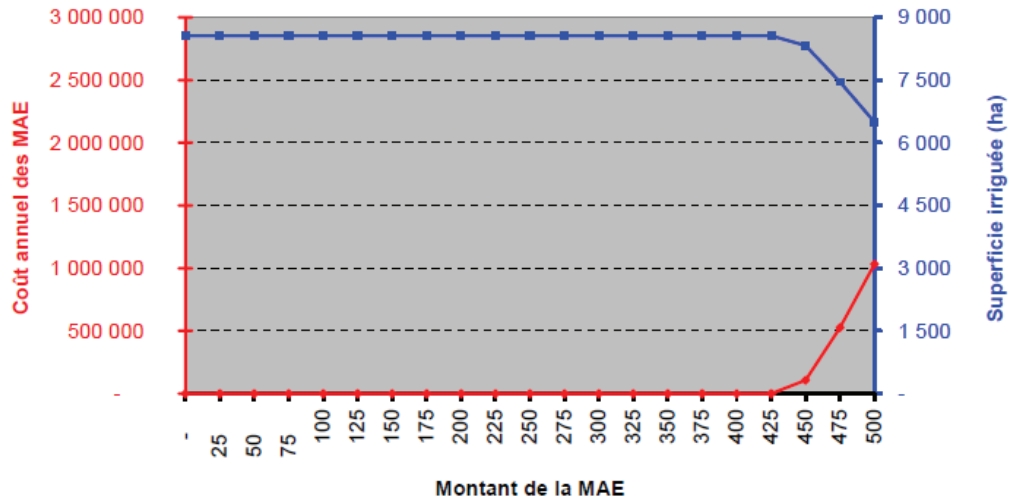
Rôle des syndicats dans l'évolution de la profession agricole et des modes de production

Rôle de l'administration dans l'évolution de la profession agricole et des modes de production

Lien changement et risque ?

Les grands enjeux pour l'agriculture ? Evolution de l'agriculture dans les prochaines années, pour votre exploitation en particulier ?

Annexe 8 : Coût annuel des MAE « Réduction de l'irrigation » et superficie irriguée pour l'ensemble des exploitations dans le scénario de prix élevés



Source : Loubier et Gleyses, 2009

BIBLIOGRAPHIE

- Agreste Poitou-Charentes, 2009, « L'irrigation en Poitou-Charentes. Zoom sur la Charente-Maritime », n°25, Novembre.
- Agreste Poitou-Charentes, 2010a, *Annuaire de la Statistique Agricole*, Novembre.
- Agreste Poitou-Charentes, 2010b, *Memento de la statistique agricole - Edition 2010*, Novembre.
- Aguilera-Klink F, 1994, « Pigou and Coase reconsidered », *Land Economics*, Vol.70, n°3, pp. 386-390.
- Allaire G., Cahuzac E., Simioni M., 2009, « Contractualisation et diffusion spatiale des mesures agro-environnementales herbagères », *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, Vol. 90, n°1, pp. 5-28.
- Allaire G., Boyer R. (ed), 1995, *La grande transformation de l'agriculture*, INRA-Economica, Paris, 444 p.
- Allaire G., Wolf S. A., 1999, « Collective goods and accountability in technical information system », 17th Congress of European Society of Rural Sociology, August.
- Allaire G., 1988, « Le modèle de développement agricole des années 1960 », *Economie Rurale*, Vol. 184, pp 171-181.
- Allaire G., 1995, « Croissance et crise en agriculture », in Boyer R. et Saillard Y., *Théorie de la régulation : l'état des savoirs*, La Découverte, Paris, pp 341-349.
- Allen Douglas W., 1991, « What are Transaction Costs ? », *Research in Law and Economics*, Vol.14, pp.1-18.
- Amigues J-P, Debaeke P., Itier B., Lemaire G., Seguin B., Thomas A. (ed.), 2006, *Sécheresse et agriculture. Réduire la vulnérabilité de l'agriculture à risque accru de manque d'eau*, Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 72 p.
- Anderson T.L., 1982, « The New Resource Economics: Olds Ideas and New Application », *American Journal of Agriculture Economics*, Vol. 64, December, pp 928-934.
- Anderson T.L., 1983, *Water Crisis: Ending the Policy Drought*, Baltimore, MD, The Johns Hopkins University Press, 121 p.

- Anderson T. L., 2004, « Donning Coase-Colored Glasses: A Property Rights View of Natural Resource Economics », *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, Vol. 48, n°3, pp. 445-462.
- Anderson, T. L., Libecap, G., 2006, « Forging a New Environmental and Resource Economics Paradigm: The Contractual Bases for Exchange. », *Working Paper*, Property and Environment Research Center, Montana.
- Anderson T.L., Snyder P.S., 1997, *Water Markets. Priming the Invisible Pump*, Washington D.C, CATO Institute, 231 p.
- Ansaloni M., Fouilleux E., 2006, « Changement de pratiques agricoles : facteurs et modalités d'hybridation technique des exploitations laitières bretonnes », *Economie Rurale*, n°292, mars-avril, pp 6-20.
- Arnaud S., Dupraz P., 2005, « Enquête sur les contrats agro-environnementaux des agriculteurs de Basse- Normandie ; Premiers résultats », Sixth Framework programme (Priority 8), Policy-oriented Research, Janvier.
- Arnaud S., Dupraz P., 2006, « Agroenvironnement : la position atypique de la France », Séminaire de politique agricole de la SFER, Société Française d'Economie Rurale, Paris, 13 octobre.
- Arrow K., 1969, « The Organization of Economic Activity: Issues Pertinent to the Choice of Market Versus non Market Allocation », in Congress of the United States, *The Analysis and Evaluation of Public Expenditures: The PPB System*, pp. 47-64.
- AScA, 2006, *Etude sur l'irrigation agricole et ses évolutions en Poitou-Charentes : Perspectives et Prospectives*, 221 p.
- Aslanbeigui N., Medema S.G., 1998, « Beyond the Dark Clouds: Pigou and Coase on Social Cost », *History of Political Economy*, Vol. 30, n°4, pp. 600-625.
- Barbut L., Basset J.-F., 2005, « L'évaluation de la politique de soutien à l'agro-environnement », *Notes et études économiques*, Vol. 22, pp. 37-68.
- Barde J.-P., 1992, *Economie et Politique de l'environnement*, PUF, Paris.
- Barnow B.S., Cain G.C., Goldberger A.S, 1981, « Issues in the Analysis of Selectivity Bias », in Stromsdorfer E. and Farkas G. (ed.), *Evaluation Studies*, Vol. 5, San Francisco.
- Barraqué B., 1995, *Les politiques de l'eau en Europe*, La Découverte, Paris, 304 p.

- Barraqué B., 1997, *Les Agences de l'Eau et la question du Patrimoine Commun, en France et en Europe*, Rapport pour le Commissariat général du Plan.
- Barraqué B., 1998, « Les services publics d'eau et d'assainissement face au développement durable », *Annales des Ponts et Chaussées*, nouvelle série n°87, aout, pp 24-32.
- Barraqué B., 2004, « Les marchés de l'eau en Californie: modèle pour le monde, ou spécificité de l'ouest américain? 2^{ème} partie : Marchés de l'eau ou économie de l'eau? », Responsabilité et environnement, *Annales des Mines, R&E*, n° 33, Eska, January.
- Barton H., Thompson J.R., 1993, « Institutional Perspectives on Water Policy and Market », *California Law Review*, Vol. 3, n°81, pp. 671-764.
- Barzel Y., 1982, « Measurement cost and the organization of markets. », *The Journal of Law and Economics*, Vol. 25, pp. 27-48.
- Barzel Y., 2005, « Organizational Forms and Measurement Costs. », *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, Vol. 161, n°3, p. 357-373.
- Baschet J.-F., 2009, « Le soutien à l'agroenvironnement en France sur la période 2000-2006. » *Notes et Etudes Economiques*, Vol. 33, pp. 41-46.
- Bator F., 1958, « The anatomy of market failure. », *Quarterly Journal of Economics*, Vol. 72, pp. 351-379.
- Baumol W., 1972, « On taxation and control of externalities », *American Economic Review*, Vol. 3, n°62, pp. 307-322.
- Baumol W., Oates W., 1988, *The Theory of Environmental Policy*, Second edition Cambridge University Press, 299 p.
- Beckmann V., 2002,. « Transaction Cost and Environmental Economics. », *Working Paper*, University of Berlin, 23 p.
- Bélis-Bergouignan M.-C., Saint-Ges V., 2009, « Quelle trajectoire environnementale pour la viticulture ? L'exemple du vignoble girondin. », *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, n°3, pp 491-516.
- Bernard C., Dufour A., Angelucci, M.-A., 2005, « L'agriculture périurbaine : interactions sociales et renouvellement du métier d'agriculteur », *Economie Rurale*, n°285, janvier-février.

- Berta N., 2008, « Le concept d'externalité des économies externes à l'interaction directe : quelques problèmes de définition », *Document de travail n°2008-25, Les Cahiers de la Maison des Sciences Economiques*, Université de Paris 1.
- Boissin O., 1999, « La construction des actifs spécifiques : une analyse critique de la théorie des coûts de transaction. », *Revue d'économie industrielle*, Vol. 90, 4^{ème} trimestre 1999, pp. 7-24.
- Boisvert V., Caron A., Rodary E., 2004, « Privatiser pour conserver ? Petits arrangements de la nouvelle économie des ressources avec la réalité. », *Tiers Monde*, tome 45, n°177, « Marché de droit et environnement », sous la direction de Karsenty A. et Weber J., pp 61-84.
- Boltanski L., Thévenot L., 1987, *L'économie des grandeurs*, PUF, Paris, Cahier du centre d'étude de l'emploi.
- Boltanski L., Thévenot L., 1991, *De la justification. Les économies de grandeurs*, Gallimard, Coll. NRF-Les Essais, Paris, 483 p.
- Bonnieux F., 2005, « Agriculture et territoire : enjeux pour l'action publique et la recherche scientifique. Bilan critique de la politique agri-environnementale et perspectives d'évolution avec la nouvelle PAC. », INRA-DATAR Workshop, may.
- Bonnieux F., 2009, « Bilan critique de la politique agri-environnementale et perspectives d'évolution », in *Politiques agricoles et territoires*, Quae, Versailles, pp.141-163.
- Bontemps C., Couture S., Favard P., 2003, « Estimation de la demande en eau d'irrigation sous incertitude. », *Revue d'Economie Rurale*, n°276, pp.17-24.
- Bontemps P., Rotillon G., 2007, *L'économie de l'environnement*, Repère La Découverte (1^{ère} édition 1998), 119 p.
- Bossuet L., Boutry O., 2009, « Une analyse proximiste des conflits d'usage et de voisinage sur le littoral picto-charentais », Sixièmes Journées de la Proximité, 14-16 octobre, Poitiers.
- Bouba-Olga O., Boutry O., Rivaud A., Guimond B., 2008, *Analyse des conflits d'usage sur le littoral picto-charentais*, Rapport réalisé pour le compte de la DRE Poitou-Charentes, Décembre, 90 p.
- Bouba-Olga O., Boutry O., Rivaud A., 2009, « Un approfondissement du modèle exit-voice par l'économie de la proximité », *Natures Sciences Sociétés*, Vol. 17, n°4, pp 381-390.

- Bouba-Olga O., Boutry O., Rivaud A., 2010, « Conflits d'usage autour de la ressource en eau : une analyse en termes de proximité. Études de cas sur le littoral Poitou-Charentes (France) », in Schneier-Madanes G., *L'eau mondialisée. La gouvernance en question*, Edition La Découverte, Collection Recherche, pp 337-352.
- Bougherara D., Grolleau G., Mzoughi N., 2005, « Can Williamson's Analysis of Discrete Structural Alternatives Help Regulators Choose Between Environmental Policy Instruments ? », *Document de travail*, Centre d'Economie et Sociologie appliqués à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux (CESAER).
- Bougherara D., Grolleau G., Mzoughi N., 2009, « The "Make or Buy" Decision in Private Environmental Transaction », *European Journal of Law and Economics*, Vol. 27, n°1, pp. 79-99.
- Bougherara D., Grolleau G., Mzoughi N., 2010, « How Can Transaction Cost Economics Help Regulators Choose Between Environmental Policy Instruments? », *Research in Law and Economics*.
- Bougherara D., Ducos G., 2006, « Farmers' Preferences over Conservation Contract Flexibility and Duration : an Estimation of the Effect of Transaction Costs Using Choice Experiment », INRA économie et sociologie rurales, Rennes, 23 novembre.
- Bromley D.W., 1978, « Property Rules, Liability Rules and Environmental Economics », *Journal of Economic Issues*, Vol.22, pp.43-60.
- Brousseau, E., 1993, *L'économie des contrats. Technologies de l'information et coordination interentreprises*, PUF, Paris, 368 p.
- Brousseau E., 1999, « Néo-institutionnalisme et Evolutionnisme: quelles convergences? », *Economie et sociétés*, Hors Série, n° 35, pp. 189-215.
- Brun A., Lasserre F., Bureau J-C., 2006, « Mise en perspective comparée du développement de l'irrigation aux Etats-Unis et en France », *Géocarrefour*, n°8, Vol. 81.
- Brun A., 2003, « Gestion de l'eau en France », *Economie Rurale*, n°309, Janvier-Février.
- Buchanan J., Stubblebine Wm.C., 1962, « Externality », *Economica*, Vol. 29, n°116, pp. 371-384.
- Buchanan J.M, Tollison R.D., 1972, *Theory of Public Choice: Political Applications of Economics*, University of Michigan Press, Ann Harbor, 329 p.

- Buisson G., 2008, « Les effets de la réforme de la PAC sur la consommation d'eau agricole : simulation des impacts du découplage des aides. », *Notes et Etudes Economiques*, n°31, 81-102.
- Bureau D., 2005, « Economie des instruments de protection de l'environnement », *Revue française d'économie*, Vol. 19, n° 4, pp. 83-110.
- Bureau J-C., 2007, *La Politique agricole commune*, Collection Repères, La Découverte, 121 p.
- Burnod P., Colin J.-P., 2006, « Polanyi et Granovetter sur une île », Colloque international, Les frontières de la question foncières, Montpellier.
- Butault J.-P., Gohin A., Guyomard H., 2004, « Des repères historiques sur l'évolution de la politique agricole commune », in Butault J-P. (ed.), *Les soutiens à l'agriculture. Théories, histoire, mesure*, INRA Editions, pp. 85-118, 332 p.
- Calvo-Mendieta I., 2005, *L'économie des ressources en eau : de l'internalisation des externalités à la gestion intégrée. L'exemple du bassin de l'Audomarois*, Thèse de doctorat ès Sciences Economiques, Université de Lille, 345 p.
- Caron A., 1998, *Une relecture coasienne du « Problème du Coût Social »*, Thèse de doctorat ès Sciences Economiques, Université de Paris I – Panthéon-Sorbonne.
- CER France, 2006, *Le concept d'exploitation agricole a-t-il un avenir ?*, Groupe Veille économique du réseau CER France, Les cahiers du CER France, mai, 28p.
- CER France, 2010, *L'exploitation flexible agricole : le mouvement clé de la performance agricole demain ?*, Groupe Veille économique du réseau CER France, Les cahiers du CER France, mai, 36 p.
- Chabaud D., Parthenay C., Perez Y., 2004, « North versus Williamson? Oppositions et complémentarités dans la Nouvelle Economie Institutionnelle », *Document de travail*, Groupe Réseaux Jean Monnet.
- Chabaud D., Parthenay C., Perez Y., 2008, « Oliver E. Williamson : contribution majeure à l'analyse économique des organisations », in Chabaud D., Glachant, Parthenay C., Perez Y (ed.), *Les grands auteurs en théorie économique des organisations*, Ed. Management & Société.

- Cheung S., 1987, « Coase Ronald Harry », in Eatwell J.M., Milgrate M. et Newman P. (ed.), *The New Palgrave : a Dictionary of Economics*, Macmillan, London, pp. 455-457.
- Chiloreu-Assouline M., 2007, « Efficacité comparée des instruments environnementale », *Notes de synthèse du SESP*, n° 167, pp 7-17.
- Clapham J.H., 1922, « Of Empty Boxes », *Economic Journal*, n°32, pp. 305-314.
- Coase R.H., 1937, « The Nature of the Firm », *Economica*, NS n°4, pp. 386-405.
- Coase R.H., 1960, « The problem of social cost », *Journal of Law and Economics*, Vol. 3, pp. 1-44.
- Coase R. H., 1992, « Le problème du coût social » *Revue Française d'Economie*, pp. 153-193.
- Coase R.H., 1988, *The Firm, the Market and the Law*, The University of Chicago Press, Chicago, 217 p.
- Coase R.H., 1991, « The Nature of the Firm : Influence », in Williamson O.E., Winter S.G. (ed.), *The Nature of the Firm, Origins, Evolution, and Development*, Oxford University Press, New York, pp. 61-74.
- Coase R.H., 1992, « The Institutional Structure of Production : 1991 Alfred Nobel Mémorial Prize Lecture in Economic Sciences », *American Economic Review*, Vol. 4, n°82, pp. 713-719.
- Coase R.H., 2005, *L'entreprise, le marché et le droit*, Editions d'Organisations, 241 p.
- Colby B.G., Pearson D'Estree T., 2000, « Economic Evaluation of Mechanisms to Resolve Water Conflicts », *Water Resources Development*, Vol.16, n°2, pp.239-251.
- Colson F., Jacquet F., Ridier A., 1998, « Aides directes et extensification de la production. Modélisation des effets d'un découplage des aides sur les exploitations bovines en Pays de Loire », *Économie Rurale*, n°3, pp. 21-30.
- Comité régional de l'environnement de Poitou-Charentes, 2008, « L'eau et ses usages en Poitou-Charentes », <http://www.eau-poitou-charentes.org/usages>
- Commons J., 1931, « Institutional economics », *American Economic Review*, n°21, pp. 648-657.
- Cooter R.D., 1982, « The Cost of Coase », *Journal of Legal Studies*, Vol. 11, n°1, january, pp. 1-33.

- Coriat B., 1994, « La théorie de la régulation. Origines, spécificités et perspectives », *Futur Antérieur*, NS « Ecole de la régulation et critique de la raison économique », pp. 101-152.
- Cour des Comptes Européenne, 2008, *La conditionnalité est-elle une politique efficace ? - et réponses de la Commission.*, Rapport spécial n°8/2008, 64 p.
- Dahlman C., 1979, « The Problem of Externality », *The Journal of Law of Economics*, Vol. 22, n°1, pp. 141-162.
- Dales J.H., 1968, *Pollution, Property and Prices*, University of Toronto Press, Toronto, Ontario.
- Deffontaines J.-P., Brossier J., 2000, « Système agraire et qualité de l'eau. Efficacité d'un concept et construction négociée d'une recherche. », *Nature Science Société*, Vol. 8, n°1, pp. 14-25.
- Del'Homme B., Filippi M., Ugaglia A., 2008, « Innovations environnementales et proximités : de l'importance des acteurs du territoire pour l'adoption des innovations environnementales en viticulture », 45^{ème} Colloque ASRDLF Territoire et action publique territoriale : nouvelles ressources pour le développement régional, Rimouski, 25-27 août.
- Demsetz H., 1967, « Towards a theory of property rights », *American Economic Review*, Vol. 57, n°2, pp. 347-359.
- Déprés C., 2006, *Une approche néo-institutionnelle de la fourniture de services environnementaux. Le cas du service d'épandage agricole des boues d'épuration et ses formes d'organisation territoriale*, Thèse de Doctorat ès Sciences Economiques, Université de Bourgogne, 316 p.
- Déprés C., Grolleau G., Mzoughi N., 2008, « Contracting for Environmental Property Rights : The Case of Vittel », *Economica*, n°75, pp. 412-434.
- Desjeux Y., Dupraz P., Thomas A., 2011, « Les biens publics en agriculture, une voie vers l'écologisation de la PAC », Colloque Ecologisation des politiques publiques et des pratiques agricoles, Avignon, 16-18 mars.
- Didry C., Vincensini C., à paraître, « Au-delà de la dichotomie marché-société : l'institutionnalisme de Douglass C. North », in Bessy C., Delpeuch T., Pelisse J. (ed.),

Droit et régulations des activités économiques. Approches sociologiques et institutionnalistes.

- Didry C., Vincensini C., 2010, « Au-delà de la dichotomie marché-institutions : L'institutionnalisme de Douglass North face au défi de Polanyi », *Revue Française de Socio-Economie*, n°5, avril.
- Di Maggio, P., 1990, « Cultural Aspects of Economic Action and Organization », in Friedland R., Robertson A.F. (ed.), *Beyond the Marketplace*, Aldine de Gruyter, New York, pp. 113-136.
- Dosi G., 1988, « Sources, procedures and micro economic effects of innovation », *Journal of Economic Literature*, n°26, pp. 1120-1171.
- Dron D., Dupraz P., Meynard J.-M., 2003, « Grandes cultures », *Les dossiers de l'environnement de l'INRA*, n°23, pp. 69-92.
- Dubar C., 2001, *La multifonctionnalité de l'agriculture des Cévennes*, Mémoire de fin d'études, ENSA Montpellier.
- Ducos G., Dupraz P., 2006, « Private provision of environmental services and transaction costs: Agro-environmental contracts in France », 3rd World Congress of Environmental and Resource Economists, Kyoto, Japan, July, 24.
- Ducos G., Dupraz P., 2007, « The asset specificity issue in the private provision of environmental services : evidence from agro-environmental contracts », 8th international meeting of the association for public economic theory, Nashville, Tennessee, july 6-8.
- Ducos G., 2007, « Efficacité et coûts de transaction des contrats agri-environnementaux », thèse de doctorat ès Sciences Economiques, Université de Rennes, 182 p.
- Dupeuble T., 2005, « Normalisation, ressources cognitives intermédiaires et changement institutionnel : le cas des politiques agro-environnementales en France. », INRA SAE2, 7èmes Journées des Jeunes Chercheurs, 14 et 15 mars.
- Dupraz P., Vermesch D., Delvaux L., Henry de Frahan B., 2003, « The environmental supply of farm households : a flexible willingness to accept model », *Environmental and resource economics*, Vol. 25, pp. 171-189.

- Dupraz P., Ducos G., 2007, « Agri-environmental contract adoption under fixed and variable compliance costs », European PhD Workshop, European Association of Agricultural Economists, Agrocampus de Rennes, 4-5 septembre.
- Dupraz P., Pech M., 2007, « Les effets des mesures agri-environnementales », INRA journée du département SAE2, Evaluation de la Politique agricole commune, juin.
- Dupraz P., Rainelli P., 2003, « Quelles marges de manœuvre aux niveau national, régional et local ? », *Dossier de l'environnement de l'INRA*, n°24, pp. 169-178.
- Durkheim E., 1978, *De la division du travail social*. PUF, Paris.
- Estebe P., 2001, « Les campagnes en politique : la fin de l'emprise agricole », *Pouvoirs locaux*, n°48, mars.
- Faure A., Gerbaux F., Muller P., 1989, *Les entrepreneurs ruraux : agriculteurs, artisans, commerçants, élus locaux*, L'Harmattan, Paris, 183p.
- Ferru M., 2009, « La géographie des collaborations pour l'innovation, le rôle des contraintes de ressources et de mise en relation », Thèse de doctorat ès Sciences Economiques, Université de Poitiers, 351 p.
- Gafsi M., Legagneux B., Nguyen G., Robin P., 2006, « Towards sustainable farming systems : Effectiveness and deficiency of the French procedure of sustainable agriculture », *Agricultural Systems*, Vol. 90, pp. 226-242.
- Gardner B.D., 1983, « Water Pricing and Rent Seeking in California Agriculture », in Anderson T.L. (ed.), *Water Rights: Scarce Resource Allocation, Bureaucracy, and the Environment*, Pacific Institute for Public Policy Research, San Francisco, California, pp. 83-116, 336 P.
- Garin P., Montginoul M., Rossignol B., 2000, « Une résolution des conflits d'usage : de la gestion administrative à une gestion concertée des ressources en eau », in Rivière-Honneger A., Ruf T. (ed.), *Approches sociales de l'irrigation et de la gestion collective de l'eau. Territoires en mutation*, pp. 77-89.
- Garrec C., 1997, *L'Eau et la Ville en Droit Communautaire : Politique Communautaire de L'Eau Douce et Aménagement Hydraulique de la Ville*, Publication du centre de recherche européen, Université de Rennes I, Editions Apogée.

- Gerbaux F., Müller P., 1986, « La naissance du développement agricole en France. », *Economie rurale*, NS « Vulgarisation-Développement », pp. 11-16, 159 p.
- Gleyses G., Loubier S., Terreaux J.-P., 2003, « Calcul du coût de l'eau d'irrigation », *La Houille Blanche*, n°3, p.102-106.
- Godard O., 1990, « Economie, mode de coordination et système de légitimité : analyse de la catégorie de patrimoine naturel », *Revue économique*, Vol. 41, n°2, mars, pp 215-242.
- Granovetter M., 1985, « Economic action and social structures: the problem of embeddedness », *American journal of sociology*, Vol. 91, n°3, pp. 481-510.
- Granovetter M., 1990, « The old and the new economic sociology », in Friedland R., Robertson A. (ed.), *Beyond the Marketplace*, Aldine de Gruyter, New York.
- Granovetter M., Swedberg R., 1992, « Introduction » in Granovetter M., Swedberg R. (ed.), *The Sociology of Economic Life*, Westview Press, Boulder Colorado.
- Granovetter M., 2000, *Le marché autrement*, Desclée de Brower, Paris.
- Grolleau G., McCann L., 2010, « Designing Watershed Programs to Pays farmers for Water Quality Services : Case Studies of Munich and New York City », Journée d'études « A Primer in Economic Analysis of Soil-related Ecosystemic Services ».
- Grolleau G., Salhi S., 2009, « L'externalité et la transaction environnementale : les deux faces de la même pièce ? », *Economie rurale*, n°311, pp. 4-15.
- Guillaumin A., Dockès A-C, Tchakérian E., Daridan D., Gallot, S., Hennion B., Lasnier A., Perrot C., 2008, « Demandes de la société et multifonctionnalité de l'agriculture : attitudes et pratiques des agriculteurs », *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°56, décembre.
- Hagedorn K., Arzt K., Peters U., 2002, « Institutional arrangements for environmental cooperation: a conceptual framework », in Hagedorn K. (ed.), *Environmental cooperation and institutional change*, Edward Elgar, pp. 3-25.
- Hahn R.W., Stavins R.N., 1992, « Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Theory and Practice », *American Economic Review*, Vol. 82, n°2, pp. 464-468.
- Harreau A., 2009, *Analyse comparative des mesures agroenvironnementales territorialisées (MAET) à enjeu eau sur trois régions (Aquitaine, Midi-Pyrénées, Poitou-Charentes)*,

- Mémoire de fin d'études, option Gestion Durable des Territoires Ruraux, ENITA de Bordeaux, Gradignan.
- Heckman J., 1979, « Sample selection bias as a specification error », *Econometrica*, Vol. 47, n°1, pp. 153–161.
- Hervieu B., 2008, « L'univers des organisations professionnelles agricoles », *POUR*, n°196-097, mars.
- Hervieu B., Guyomard H., Bureau J.-C., 2001, *L'avenir des politiques agricoles*, Ramses.
- Hirschman A.O., 1970, *Exit, Voice and Loyalty : Responses to Decline in Firms, Organizations and States*, traduction et édition françaises de 1995, sous le titre *Défection et prise de parole*, Collection « L'espace du politique », Fayard, Paris, 213 p.
- Husted B.W., 2004, « A Comparative Institutional Approach to Environmental Regulation: The Case of Environmental Degradation Along the U.S.-Mexico Border », *Research in Human Ecology*, Vol.11, n°3, pp. 260-270.
- INSEE, 2007, *L'agriculture - nouveaux défis*, Edition 2007, 26 pages.
- Jeanneaux, P., 2006, *Les conflits d'usage dans les espaces périurbains et ruraux français: une approche par l'analyse économique de la décision publique*, Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Bourgogne, UFR de sciences économiques, Dijon, 297 p.
- Jeanneaux P., 2007, « Les conflits d'usage du cadre de vie dans les espaces périurbains et ruraux : un cadre d'analyse économique », Journées INRA SFER de recherches en sciences sociales, 13-14 décembre, Agroparistech.
- Jegouzo Y., 2006, « Le droit de l'eau : organisation administrative et conciliation des usages », Colloque Les Dixièmes Journées juridiques franco-chinoises sur le droit de l'environnement, Octobre, Paris.
- Jollivet M., 2007, « La grande transformation de l'agriculture française sous l'œil du sociologue », *Economie Rurale*, n°300, pp. 26-29.
- Joskow P.L., 2005, *Vertical Integration*, Springer, Dordrecht.
- Kline L., Rosenberg N., 1986, « An overview of innovation », in Landau R., Rosenberg N. (ed.), *The positive sum strategy*, National academic press.

- Knowler D., Bradshaw B., 2007, « Farmers' Adoption Of Conservation Agriculture : A Review Of Synthesis Of Recent Research », *Food Policy*, Vol. 32, pp. 25-48.
- Labarthe P., 2005, « Trajectoire d'innovation des services et inertie institutionnelle : dynamique du conseil dans trois agricultures européennes », *Géographie, Economie, Société*, Vol.73, pp. 289-311.
- Lafaye C., Thévenot L., 1993, « Une justification écologique ? Conflits dans l'aménagement de la nature », *Revue française de sociologie*, Vol. 34, pp. 495-524.
- Laffont J.-J., 1977, *Effets externes et théorie économique*, n°13, CNRS, Paris.
- Laffont J.-J., Tirole J., 1993, *A theory of incentives in Regulation and Procurement*, Cambridge MIT Press.
- Lasserre F., 2005, « Irrigation in the United states », in Jay H.L., Keeley J. (ed.), *Water Encyclopedia: Water Quality and Resource Development*, Wiley, Hoboken.
- Latour B., 1995, « Moderniser ou écologiser ? A la recherche de la 'septième' cité », *Ecologie politique*, Vol. 4, n°1, pp. 5-27.
- Le Goffe P., Mahé L.P., 2001, « Les CTE en Bretagne : des principes économiques aux réalités », *Ingénieries*, pp. 85-96.
- Le Velly R., 2002, « La notion d'encastrement : une sociologie des échanges marchands », *Sociologie du Travail*, Vol. 44, n°1, 37-53.
- Lemieux P., Mackaay E., 2001, « Les Droits de Propriété », in Claude J., Labrousse C., Vitry D. (ed.), *Dictionnaire des sciences économiques*, PUF, Paris, pp. 316-319.
- Letombe G., Zuindeau B., 2006, « Gestion des externalités environnementales dans le bassin minier du Nord – Pas de Calais : une approche en termes de proximité », *Développement durable et territoires*, n°7.
- Lévêque F., 2004, *Economie de la réglementation*, La découverte, Paris, 125 p.
- Lévêque F., 2000, « La réglementation des externalités », Intervention à l'école thématique sur les règles publiques, Grenoble, IEPE.
- Libecap G., 1989, *Contracting for Property Rights*, Cambridge University Press, New York, 132 p.
- Loubier S., Christin F., Aubry N., Giry C., Malaterre P-O., Garin P., 2005, « Comment prendre en compte la demande en eau pour l'irrigation dans un contexte de rareté et

- d'incertitudes sur la ressource : un exemple de combinaison sur le bassin de la Charente en France », The International Conference of Environmental Science and Technology, Cyprus, 12-13 may.
- Loubier S., Gleyses G., 2009, *Evaluation de l'impact de mesures de réduction des prélèvements agricoles proposées par l'IGE et le CGAAER (2007)*, Convention Cemagref – ONEMA. Année 2008, Action n°30.
- Louis M., Rousset S., 2010, « Coûts de transaction et adoption des contrats agro-environnementaux – Le cas des MAE territorialisées à enjeu DCE en Poitou-Charentes », Colloque SFER Cemagref, Lyon, 11-12 Mars.
- Lundvall B.A., 2005, « Interactive learning, social capital and economic performance », Conference: Advancing knowledge and the knowledge economy, Washington, 10-11 janvier.
- Maddala G.S., Nelson F.D., 1975, « Switching Regression Models with Exogenous and Endogenous Switching », *Proceedings of the American Statistical Association (Business and Economic Statistics Section)*, pp. 423-426.
- Mahé L-P., Laroche-Dupraz C., 2000, « La politique agricole française dans les négociations internationales », *Economie Rurale*, n°255-256.
- Mahé L.-P., Ortalo-Magné F., 2001, *Politique agricole. Un modèle européen*, FNSP, Paris, 235 p.
- Mailath, G., Postlewaite A., 1990, « Asymmetric-information bargaining problems with many agents », *Review of Economic Studies*, n°57, pp. 351–368.
- Marshall A., 1879, *Principles of Economics*, MacMillan, Londres.
- Marshall A., 1898, *Principles of Economics*, MacMillan, Londres.
- Masten S., 1995, « Empirical Research in Transaction Cost Economics : Challenges, Progress, Directions », in Groenewegen J., (ed.), *Transaction Cost Economics and Beyond*, Kluwer, Amsterdam, pp. 43-64.
- Masten S., Saussier S., 2002, « Econometrics of Contracts : An Assessment of Developments in the Empirical Literature of Contracting », in Brousseau E., Glachant J.-M. (ed.), *Economics of Contracts: Theories and Applications*, Cambridge University Press, pp. 273-293.

- McCann L., Colby B., Easter K.W., Kasterine A., Kuperan K.V., 2005, « Transaction cost measurement for evaluating environmental policies », *Ecological Economics*, Vol. 52, n°4, pp. 527-542.
- McCann L., Easter K.W., 1998, « Estimating Transaction Costs of Alternative Policies to Reduce Phosphorous Pollution in the Minnesota River », *Working Paper P-98-7*, Department of Applied Economics, University Of Minnesota, St Paul, MN, pp. 3-24.
- McCann L., Easter K.W., 2000, « Estimates of Public Sector Transaction Costs in NRCS Programs », *Journal of Agricultural and Applied Economics*, Vol. 32, n°3, december, pp. 555–563.
- Meade J.E., 1952, « External Economies and Diseconomies in a Competitive Situation », *Economic Journal*, Vol. 62, n°45, pp. 54-67.
- Ménard C., 2003, « L'approche néo-institutionnelle : des concepts, une méthode, des résultats », *Cahiers d'économie politique*, n°44, L'Harmattan, pp. 103-118.
- Ménard C., 2004, *L'économie des organisations*, La Découverte, Collection Repères, Paris, 123 p.
- Ménard C., 2010, « Oliver E. Williamson : des organisations aux institutions », *Revue d'Economie Politique*, Vol. 120, n°3.
- Mettepenningen E., Verspecht A., Van Huylenbroeck G., 2009, « Measuring private transaction costs of European agri-environmental schemes », *Journal of Environmental Planning and Management*, Vol. 52, pp. 649-667.
- Meyer, J., Rowan B., 1977, « Institutionalized Organizations : Formal Structure as Myth and Ceremony », *American Journal of Sociology*, n°83, pp. 340-364.
- Mollard A., Chatellier V., Cordon J-M., Dupraz P., Jacquet F., 2003, « L'agriculture contre l'environnement ? Diagnostic, solutions et perspectives économiques », *Annales des Mines*, avril, pp. 37-59.
- Mollard A., 1995, « L'agriculture entre régulation globale et sectorielle », in Boyer R., Saillard Y. (ed.), *Théorie de la régulation : l'état des savoirs*, La Découverte, Paris, pp. 332-340.

- Montginoul M., 1997, *Une approche économique de la gestion de l'eau d'irrigation : des instruments, de l'information et des acteurs*, Thèse de doctorat ès Sciences Economiques, Université de Montpellier I, 297 p.
- Montginoul M., 2007, « Quels instruments pour gérer les prélèvements diffus en France ? Examen à partir de la nouvelle loi sur l'eau et d'enquêtes conduites dans la plaine du Roussillon », Colloque Gestion de la demande en eau en Méditerranée, progrès et politiques, Zaragoza, Espagne, 19-21 mars.
- Moore M.R., Dinar A., 1995, « Water and land as Quantity-rationed Inputs in California Agriculture », *Land Economics*, Vol. 71, n°4, pp. 445-461.
- Moore M.R., Gollehon N.R., Carey M.B., 1994, « Multicrop production decisions in Western irrigated Agriculture: The role of water Price », *Journal of Agricultural and Resource Economics*, Vol. 76, pp. 859-974.
- Moore M.R., Negri D.H., 1992, « A multicrop Production Model of Irrigated Agriculture, Applied to water Allocation Policy of the Bureau of Reclamation », *Journal of Agricultural and Resource Economics*, Vol. 17, n°1, pp. 29-43.
- Muller P., 1985, « Un schéma d'analyse des politiques sectorielles », *Revue française de science politique*, Vol. 35, n°2, avril, pp. 165-188.
- Narcy J-B., 2004, « La politique de l'eau face à la gestion des espaces », *Espaces et Sociétés*, n°115, pp. 179-196.
- Nelson R., Winter S., 1982, *An Evolutionary Theory of Economic Change*, Harvard University Press, 454 p.
- North D.C., 1986, « The New Institutional Economics », *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, n°142, pp. 230-237.
- North D., 1990, *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*, Cambridge University Press, 159 p.
- North D. C., 1991, « Institutions », *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 5, n°1, pp. 97-112.
- North D. C., 1993, « Five Propositions about Institutional Change », *Working Paper*, Washington University, Center for Politics and Economics, september.

- North D.C., 2005, *Le processus du développement économique*, Editions d'Organisation, Paris.
- Oates W. E., Portney P., 2003, *The Political Economy of Environmental Policy*.
- OCDE, 2003, *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement. Efficacité et combinaison avec d'autres instruments d'intervention*, Paris, 154 p.
- OCDE, 2007, *Les coûts de mise en œuvre des politiques agricoles*, Synthèses, Octobre.
- Olson M., 1965, *The Logic of Collective Action, Public Goods and the Theory of Groups*, Harvard University Press, Cambridge.
- Paavola J., Adger W.N., 2005, « Institutional Ecological Economics », *Ecological Economics*, Vol. 53, n°3, pp 353-368.
- Peltzman S., 1976, « Towards a More General Theory of Regulation », *Journal of law and Economics*, Vol. 19, n°2, pp. 211-240.
- Peltzman, S., 1989, « The economic theory of regulation after a decade of deregulation », *Brookings Papers on Economic Activity: Microeconomics*, pp. 1-59.
- Penrose E., 1959, *The Theory of the Growth of the Firm*, Oxford Basic Black Well, 296 p.
- Perrier-Cornet P., Sencébé Y., Sylvestre P., 1997, « Rapport à l'emploi et processus d'exclusion dans les espaces ruraux : un cadre d'analyse », *Economie Rurale*, n°242, pp. 28-35, novembre-décembre.
- Perrot C., Landais E., 1993, « Comment modéliser la diversité des exploitations agricoles ? », *Les Cahiers de la recherche*, Vol. 33, pp. 24-40.
- Perrot-Maître D., Davis P., 2001, *Case studies of markets and innovative financial mechanisms for water services from forests*, Forest Trends, Washington.
- Petit O., 2002, *De la coordination des actions individuelles aux formes de l'action collective : une exploration des modes de gouvernance des eaux souterraine*, Thèse de doctorat ès Sciences Economiques, Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, 409 p.
- Petit O., 2004, « La nouvelle économie des ressources et les marchés de l'eau : une perspective idéologique ? », *VertigO – la revue en science de l'environnement*, Vol. 5, n°2, septembre.
- Pigou A.C., 1920, *The Economics of Welfare*, 4^{ème} édition 1932, MacMillan & Co Ltd, London.

- Piore M., 1996, « Au-delà des relations industrielles », in Murray G., Morin M.L., da Costa I. (ed.), *L'Etat des relations professionnelles : Traditions et perspectives de recherche*, Les Presses de Université Laval et Octares Editions.
- Polanyi K., 1944, *La Grande Transformation*, Paris, Gallimard.
- Posner R., 1974, « Theories of Economic Regulation », *Bell Journal of Economics and Management Science*, Vol. 5, n°2, pp. 335-358.
- Purseigle F., 2006, « L'union ne fait plus la force », *Dossier Transrural Initiatives* « Syndicalisme agricole : de l'unité paysanne proclamée au pluralisme », n°310, 23 mai.
- Ragni L., 1992, « Le Théorème de Coase : une relecture coasienne », *Revue française d'économie*, Vol. 7, n°4, pp. 121-151.
- Randall A., 1974, « Coasian Externality Theory in a Policy Context », *Natural Resources Journal*, Vol. 14, n°1, pp. 35-54.
- Randall A., 1975, « Property Rights and Social Microeconomics », *Natural Resources Journal*, Vol. 15, n°4, pp. 729-747.
- Richards K.R., 2000, « Framing Environmental Policy Instrument Choice », *Duke Environmental Law and Policy Forum*, Vol. 10, pp. 221-285.
- Richardson G., 1972, « The Organization of Industry », *The Economic Journal*, Vol. 82, n°2, pp. 883- 896.
- Richman B.D., Boerner C., 2006, « Transaction Cost Economizing Approach to Regulation: Understanding the NIMBY Problem and Improving Regulatory Responses », *Yale Journal on Regulation*, Vol. 23, n°1, pp. 29-76.
- Ridier A., Kephaliacos C., Carpy-Goulard F., 2007, « Eco-conditionnalité des aides en agriculture, analyse par les coûts de transaction privés », Colloque INRA SFER, AgroParisTech, 13-14 décembre.
- Rivaud, 2010, *Coordination autour d'une ressource commune et logiques d'acteurs - Une analyse au travers des usages agricoles et ostréicoles de l'eau dans le bassin versant de la Charente*, Thèse de doctorat ès Sciences Economiques, Université de Poitiers, 358 p.
- Rivaud A., Mathé J., 2011, « Les enjeux cognitifs du défi environnemental dans les exploitations agricoles », *Economie Rurale*.

- Saliba B.C., Bush D.B., 1987, « Water marketing in the Southwest. Can market prices be used to evaluate supply augmentation projects ? », *Technical Bulletin*, U.S. Foreign Services, Washington D.C.
- Salzman J., 2005, « Creating Markets for Ecosystem Services: Notes from the Field », *New York University Law Review*, Vol. 80, n°3, pp. 870-961.
- Samuelson P., 1954, « The pure theory of public expenditures », *Review of Economics and Statistics*, Vol. 4, n°36, pp 387-389.
- Saussier S., Yvrande-Billon A., 2005, « Do Organization Choices Matter ? Assessing the Importance of Governance through Performance Comparisons », in Harvey S. James Jr (ed.), *New Ideas in Contracting and Organizational Economics Research*, pp. 71-87.
- Schoengold K., Sunding D.L., Moreno G., 2006, « Price elasticity reconsidered : Panel estimation of an agricultural water demand function », *Water Resources Research*, Vol. 42.
- Scitovsky T., 1954, « Two concepts of external economies », *The Journal of Political Economy*, pp. 143-151.
- Sidgwick H., 1887, *Principles of Political Economy*, MacMillan, Londres.
- Simmons R., Baden J.A., 1992, « La théorie de l'économie nouvelle des ressources », in Falque M., Millière G. (ed.), *Ecologie et liberté, une autre approche de l'environnement*, Litec, Paris, pp. 119-128.
- Simon H.A., 1961, *Administrative behavior*, 2nd Edition, MacMillan, New York.
- Smith F.L., 1992, « Economie de marché et protection de l'environnement », in Falque M., Millière G. (ed.), *Ecologie et liberté, une autre approche de l'environnement*, Litec, Paris, pp. 237-279.
- Spillman L., 1999, « Enriching exchange: cultural dimensions of markets », *American Journal of Economics and Sociology*, Vol. 58, n°4, pp. 1047-1071.
- Steiner P., 1999, *La sociologie économique*, La découverte, Collection « Repères », Paris.
- Steiner P., 2005, « Le marché selon la sociologie économique », *Revue Européenne des Sciences Sociales*, Tome 43, n°132, pp. 31-64.
- Steiner P., 2007, *La sociologie économique*, La découverte, Paris.

- Stigler G.J., 1966, *The Theory of Price*, 3^{ème} édition, The MacMillan Company, New York, 384 p.
- Stigler G.J., 1971, « The Theory of Economic Regulation », *Bell Journal of Economics and Management Science*, Vol. 2, n°1, pp. 3-21.
- Strosser P., Pau Vall M., Plotscher E., 1999, « Eau et agriculture : contribution à l'analyse d'une relation décisive mais difficile », Union européenne. Commission européenne. Bruxelles. Belgique.
- Strosser P., Montginoul M., 2001, « Vers des marchés de l'eau en France ? Quelques éléments de réflexion », *Annales des Mines*, juillet, pp. 13-31.
- Swidler A., 1986, « Culture in action: symbols and strategies », *American Sociological Review*, Vol. 51, n°2, pp. 273-286.
- Teece D., Pisano G., 1998, « The dynamic capabilities of firms: an introduction », in Dosi G., Teece DJ., Chytry J., *Technology, organization and competitiveness*, Oxford University Press, pp. 193-214.
- Théret B., 2000, « Institutions et Institutionnalismes. Vers une convergence intra et interdisciplinaire des conceptions de l'institution ? », *Recherche et régulation série EM 2000-1*, 25 p., www.theorie-regulation.org.
- Thiebout C., 1956, « A pure theory of local expenditures », *Journal of Political Economy*, Vol. 24, n°3, octobre, pp.416-424.
- Thompson B.H., 1993, « Institutional perspectives on water policy and markets », *California LawReview*, Vol. 81, n°3, pp. 671-764.
- Thompson D.B., 1999, « Beyond benefit-cost analysis: institutional transaction costs and regulation of water quality », *Natural Resources Journal*, Vol. 39, n°3, pp. 517-541.
- Thoyer S., Said S., 2007, « Mesures agri-environnementales : quels mécanismes d'allocation ? », in Doussan I., Dubois J. (ed.), *Conservation de la biodiversité et Politique agricole commune de l'Union européenne*, La Documentation française, Paris.
- Torre A., Zuideau B., 2009, « Les apports de l'économie de la proximité aux approches environnementales : inventaire et perspectives », *Natures Sciences Sociétés*, Vol. 17, pp. 349-360.

- Tullock G., 1978, « Le Marché politique. Analyse économique des processus politiques », *Economica*, Paris.
- Tunali. I., 1986, « A general structure for models of double-selection and an application to a joint migration / earning process with remigration », in Erhenberg R.G. (ed.), *Research in Labor Economics*, Vol. 8, Part B. JAI Press Inc, Greenwich, pp. 235-283.
- Vanslebrouck I., Van Huylenbroeck G., Verbeke W., 2002, « Determinants of the Willingness of Belgian Farmers to Participate in Agri-environmental Measures », *Journal of Agricultural Economics*, Vol. 53, pp. 489-511.
- Vatn A., Bromley D., 1994, « Choices without Prices without Apologies », *Journal for Environmental Economics and Management*, Vol. 26, pp. 129-148.
- Velilla P., 2005, « Le développement rural ou la revanche du parent pauvre de la Politique Agricole Commune », *Etudes européennes*, octobre.
- Verges P., 1989, « Représentations sociales de l'économie : une forme de connaissance », in Jodelet D. (ed.), *Les représentations sociales. Sociologie d'aujourd'hui*, PUF, Paris.
- Viner J., 1931, « Cost Curves and supply curves », *Zeitschrift für Nationalökonomie*, Vol. 3, pp. 23-46.
- Vivien F.-D., 1994, *Economie et écologie*, La Découverte, Collection « Repères », Paris, 121 p.
- Vivien F.-D., 2005, *Le développement soutenable*, La Découverte, Collection « Repères », Paris, 122 p.
- Vollet D., Callois, J.-M., Aznar O., Yelkouni M., 2010, « Coûts de transaction et politiques agri-environnementales », *The Canadian Journal of Program Evaluation*, Vol. 24, n°2, pp.103–130.
- Weber A., Nuppenau E.-A., 2010, « Transaction Costs in Agri-Environmental Schemes : the Principal Agent Point of View », 118th seminar of the EAAE, Ljubljana, Slovénie, 25-27 aout.
- Weinberg M., 2002. « Assessing a policy Grab Bag :Federal water Policy reform », *American Journal Of Agricultural Economics*, Vol. 84, n°3, pp.541-556.
- Weitzman M.L., 1974, « Prices versus Quantities », *Review of Economic Studies*, Vol. 4, n°41, pp. 477-491.

- Williamson O.E., 1975, *Markets and hierarchies : analysis and anti-trust implications*, Free Press, New York, 286 p.
- Williamson, O.E., 1981, « The Modern Corporation, Origin, Evolution, Attributes », *Journal of economic literature*, Vol. 19, décembre, pp. 1537-1568.
- Williamson O.E., 1985, *The economic institutions of capitalism : Firms, Markets, Relational Contracting*, The Free Press, New-York, 468 p.
- Williamson O.E., 1991, « Comparative economic organization: the analysis of discrete structural alternatives », *Administrative Science Quaterly*, Vol. 36, pp. 269-296.
- Williamson O.E., 1992, « The Economic Analysis of Institutions and Organizations: In general and with Respect to Country Studies », *Working Paper*, Berkeley, Université de Californie, september, 114 p.
- Williamson O.E., 1993, « The Economic Analysis of Institutions and Organizations : In general and with Respect to Country Studies », *Working Paper n°133*, OECD, Economic Department.
- Williamson, O. E., 1994, *Les institutions de l'économie*, InterEditions, Paris, 404 p.
- Williamson O.E., 1996, *The mecanisms of governance*, Oxford University Press, New York, 429 p.
- Williamson O.E., 1999, « Public and private bureaucracies : a transaction cost economic perspective », *Journal of Law, Economics and Organisation*, Vol. 15, n°1, pp 306-342.
- Williamson, O. E., 2000, « The new institutional economics: taking stock, looking ahead. » *Journal of Economic Literature*, Vol. 38, september, pp. 595-613.
- Williamson O.E., 2002, « The lens of contract : private ordering », *American Economic Review*, Vol. 92, n°2, pp. 438-443.
- Yandle B., 1999, « Public Choice at the Intersection of Environmental Law and Economics », *European Journal of Law and Economics*, n° 8, pp. 5-27.
- Zerbe R., 1976, « The Problem of Social Cost : Fifteen Years Later », in Lin S.A.Y. (ed.) *Theory and Measurement of Economic Externalities*, Academic Press, New-York, pp. 29-37.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	3
SOMMAIRE	5
INTRODUCTION GENERALE.....	7
Chapitre 1 : Le traitement des externalités en économie : l'intérêt d'une approche « véritablement » coasienne	17
Section 1 : Un historique des tentatives de définition du concept d'externalité : vers une justification de l'intervention étatique.....	19
1. Introduction de la notion d'économie externe par Marshall (1879)	20
2. Les apports de l'analyse pigouvienne (1920)	22
3. Interprétation moderne de la notion d'externalité : justification de l'interventionnisme étatique.....	26
3.1. Meade (1952) et Scitovsky (1954)	26
3.2. Bator (1958) : une tentative de synthèse des travaux de définition antérieurs.....	28
Section 2 : Le Théorème de Coase : remise en cause de la nécessité de l'intervention de l'Etat	31
1. La critique de l'interprétation pigouvienne des effets externes	32
1.1. La réciprocité plutôt que la causalité.....	33
1.2. L'importance des droits de propriété.....	34
2. Le(s) théorème(s) de Coase.....	36
3. Une nouvelle typologie des effets externes basée sur le Théorème de Coase	37
Section 3 : La théorie économique de la politique environnementale : reflet des théories sur les externalités	40
1. Les écoles de la réglementation	41
1.1. L'économie publique traditionnelle de la réglementation.....	41
1.2. L'économie politique de la réglementation.....	42
1.3. La nouvelle économie publique de la réglementation.....	43
2. Les instruments de réglementation des externalités selon les hypothèses vis-à-vis du régulateur	45

2.1. Hypothèse d'omniscience du régulateur.....	45
2.2. Information imparfaite et asymétrique du régulateur.....	47
3. Résolution des externalités par la privatisation des ressources environnementales .	49
3.1. Présentation de la Nouvelle Economie des Ressources	49
3.2. Critiques adressées à la Nouvelle Economie des Ressources	53
3.3. Le marché de droits de Dales (1968) : une privatisation des ressources ?.....	54
Section 4 : Une lecture coasienne du « Problème du Coût Social » : le rôle des coûts de transaction.....	57
1. L'impact de l'intégration des coûts de transaction	58
1.1. Coûts de transaction et externalités	58
1.2. Etude du monde réel.....	60
2. Les modalités de l'approche comparative coasienne.....	62
2.1. Les modalités de l'approche comparative coasienne introduites dans « La Nature de la Firme » (1937)	62
2.2. Remobilisation du raisonnement dans « Le Problème du Coût Social » (1960)...	63
3. Analyse comparative des différents modes de coordination.....	64
Conclusion du Chapitre 1	68
Chapitre 2 : Une grille d'analyse néo-institutionnelle des problèmes environnementaux.....	71
Section 1 : La méthode d'analyse comparative de la Théorie des Coûts de Transaction.....	74
1. Hypothèses comportementales et attributs des transactions	75
1.1. Hypothèses comportementales	76
1.2. Attributs des transactions : spécificité des actifs, incertitude et fréquence	77
2. Les structures de gouvernance et le processus d'alignement.....	80
2.1. Les trois structures de gouvernance : le marché, la hiérarchie et la forme hybride	80
2.2. L'alignement des structures de gouvernance sur les attributs des transactions et le critère de remédiabilité	82
3. Les deux volets de l'approche néo-institutionnelle.....	84

Section 2 : Les composantes transactionnelle et « socio-institutionnelle » des problèmes d'environnement	88
1. Tentatives d'opérationnalisation de l'approche transactionnelle pour les problèmes d'environnement	89
1.1. La transaction environnementale.....	89
1.2. Les tentatives d'application des outils de la Théorie des Coûts de Transaction aux problématiques environnementales	90
2. Une grille d'analyse transactionnelle adaptée à la question de la gestion des problèmes environnementaux	93
2.1. Les attributs	94
2.2. Les différentes structures de gouvernance	99
3. Une prise en compte élargie des éléments de contexte.....	103
3.1. L'encastrement social : le rôle des réseaux sociaux.....	105
3.2. L'environnement institutionnel informel : le rôle des règles informelles	106
3.3. L'environnement institutionnel formel : le rôle des règles formelles	107
Section 3 : Le problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime	109
1. Une structure de transaction caractérisée par un nombre important d'agents hétérogènes	110
2. Une incertitude liée à la complexité du problème environnemental et à un manque de connaissance scientifique.....	114
3. Un degré élevé de spécificité des actifs	118
4. Les droits d'usage agricoles de plus en plus contestés	120
Conclusion du Chapitre 2	124
Chapitre 3 : Le rôle de l'environnement institutionnel formel : impact des politiques agricole et environnementale sur les pratiques d'irrigation	125
Section 1 : Incidences de la politique agricole sur les trajectoires productives	128
1. La modernisation de l'agriculture française au lendemain de la Seconde Guerre Mondiale : la réussite économique au détriment des ressources naturelles.....	129
1.1. Le modèle de développement agricole des années 1960.....	130

1.2. Hausse des pressions exercées sur les ressources naturelles.....	131
2. Evolutions de la PAC : vers une meilleure prise en compte de l'environnement	133
2.1. Les aides du premier pilier de la PAC : évolution du système d'attribution des aides et conditionnalité.....	134
2.2. Le développement de la politique agro-environnementale	136
2.3. La libéralisation du secteur agricole : le poids des contraintes de marché.....	139
Section 2 : Politique environnementale : la gestion de l'eau en Charente-Maritime	143
1. Les trois lois sur l'eau	144
2. La gestion quantitative de la ressource en Charente-Maritime : le développement des instances de concertation.....	149
3. La gestion quantitative de la ressource en Charente-Maritime : trois grands types d'instruments	151
3.1. Accroissement de l'offre en eau.....	152
3.2. Contrôle des prélèvements par les prix	153
3.3. Contrôle des prélèvements par la coercition	154
Section 3 : Evolution des pratiques d'irrigation : une analyse économétrique sur les exploitations de Charente-Maritime	160
1. Caractéristiques des exploitations et évolutions des pratiques d'irrigation.....	161
2. Présentation du modèle et des variables mobilisées	164
2.1. Présentation du modèle	164
2.2. Les variables mobilisées et les effets attendus	166
3. Résultats et discussions.....	170
Conclusion du chapitre 3	175
Chapitre 4 : Analyse des freins aux modifications des pratiques des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime	177
Section 1 : Une justification économique de l'irrigation ?.....	180
1. Présentation des données mobilisées	182
2. Une comparaison des caractéristiques de la population des irrigants et des non irrigants	184

3. Analyse économétrique.....	186
Section 2 : Le poids du passé sur les stratégies productives des agriculteurs	191
1. Le caractère ambivalent de l'organisation du monde rural.....	192
1.1. Organisation de la filière agricole et du monde rural	192
1.2. Impact sur l'appropriation des compétences par les agriculteurs.....	197
2. Evolution des trajectoires productives des agriculteurs : mise en évidence du poids du passé.....	200
2.1. Impact des mutations du système de gouvernance agricole sur les orientations stratégiques : une tendance à la segmentation de l'agriculture	200
2.2. Un zoom sur les stratégies productives des agriculteurs irrigants de Charente-Maritime : une illustration du poids du passé.....	203
Section 3 : La nécessaire prise en compte des coûts de transaction : le cas des MAE.....	209
1. Le rôle de la compensation financière	211
2. Le rôle des coûts de transaction	213
Conclusion du Chapitre 4	220
CONCLUSION GENERALE	223
ANNEXES	233
BIBLIOGRAPHIE	241
TABLE DES MATIERES	263
TABLE DES TABLEAUX.....	268
TABLE DES FIGURES.....	269

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques des structures de gouvernance	80
Tableau 2 : Les composantes de notre grille d'analyse transactionnelle	102
Tableau 3 : Caractéristiques du problème environnemental en Charente-Maritime.....	122
Tableau 4 : Primes PAC par hectare pour les cultures végétales	135
Tableau 5 : Prévision des dépenses de l'Union Européenne (UE) pour l'agriculture.....	138
Tableau 6 : Quelques statistiques descriptives de notre base de données	163
Tableau 7 : Présentation des données du modèle	167
Tableau 8 : Statistiques descriptives des variables explicatives du modèle.....	168
Tableau 9 : Effets attendus des variables testées.....	170
Tableau 10 : Résultats des tests économétriques	171
Tableau 11 : Population de la base de données	182
Tableau 12 : Résultats des tests de comparaison de moyennes.....	186
Tableau 13 : Présentation des variables explicatives et statistiques descriptives.....	188
Tableau 14 : Résultats des traitements économétriques pour les années 2003 et 2009	189
Tableau 15 : Caractéristiques structurantes des deux grandes stratégies productives	202

TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Exemples de marchés de l'eau.....	52
Figure 2 : Lien entre spécificité des actifs, coûts de transaction et structures de gouvernance	83
Figure 3 : Articulation des deux volets du programme néo-institutionnel.....	85
Figure 4 : Répartition des points de prélèvements pour l'AEP en Poitou-Charentes	111
Figure 5 : Prélèvements en eau en Charente-Maritime	115
Figure 6 : Communes de Charente-Maritime classées en Zone de Répartition des Eaux	116
Figure 7 : Evolution des prix des céréales de 2007 à 2010	139
Figure 8 : Les différents acteurs du système français de gestion de l'eau	145
Figure 9 : Les six grands bassins hydrographiques français	147
Figure 10 : La notion de bon état des eaux et des milieux aquatiques.....	149
Figure 11 : Les SAGE en France	151
Figure 12 : Evolution des volumes autorisés et consommés en Charente-Maritime.....	156
Figure 13 : Diminution des volumes alloués en Charente-Maritime	158
Figure 14 : Répartition des exploitations de notre base en fonction de leur comportement d'irrigation	163
Figure 15 : La zone géographique couverte par la base en Charente-Maritime.....	181
Figure 16 : Statut juridique des exploitations.....	182
Figure 17 : Part des différents types de cultures dans la SAU des exploitations	183
Figure 18 : Part de la SAU départementale sous contrat MAE.....	210
Figure 19 : Zone d'efficacité de la MAE Réduction de l'irrigation (€/ha) en fonction du type d'exploitation et du scénario de prix	213

Agriculture et Environnement :
Une analyse néo-institutionnelle de l'évolution des pratiques agricoles
Le cas de la gestion quantitative de la ressource en eau en Charente-Maritime

Les approches traditionnelles des externalités restent centrées sur une unique solution au problème de coordination posé (Marché vs. Etat) et peinent à intégrer les éléments de contexte liés à la spécificité de chaque problème environnemental. Dès lors, l'objectif de notre recherche est de montrer l'impact de la prise en compte du contexte pour juger de la pertinence des modalités de gestion potentiellement envisageables. Dans cette perspective, nous développons une grille d'analyse néo-institutionnelle des problèmes d'environnement, qui articule une composante transactionnelle, permettant d'identifier les caractéristiques clés du problème environnemental et de se prononcer sur les modalités de coordination des acteurs, et une composante « socio-institutionnelle » permettant d'appréhender de manière plus fine les comportements des acteurs et les logiques qui sous-tendent leurs prises de décision.

Nous mobilisons notre grille théorique pour traiter la question du problème quantitatif autour de la ressource en eau en Charente-Maritime en nous appuyant à la fois sur l'exploitation économétrique de données statistiques originales et sur l'analyse d'informations plus qualitatives recueillies lors d'entretiens menés auprès d'experts ou des acteurs concernés. Après avoir justifié le principe d'une intervention étatique sur le territoire, nous mesurons d'une part les effets combinés de la politique agricole et de la politique environnementale et rendons compte de l'efficacité de certains instruments de politique environnementale vis-à-vis des pratiques d'irrigation. Nous montrons d'autre part, en quoi l'organisation sociale du monde rural et les représentations collectives qui y dominent permettent d'expliquer l'existence de blocages, internes et externes aux exploitations agricoles, relatifs à l'évolution des pratiques productives en direction d'une meilleure prise en compte des enjeux environnementaux.

Mots clés : coordination, institution, environnement, agriculture, eau, irrigation

Agriculture and Environment:
A new Institutional Analysis of Farming Practices Evolution
The case of the quantitative water resources management issue in Charente-Maritime

Traditional economic analyses of externalities remain focused on a unique solution to the coordination problem (Market vs. State) and insufficiently study context elements related to the specificity of each environmental problem. Thus, the aim of our research is to show whether and how accounting for context determines the relevance of potentially available management methods. Within that scope, we develop a new institutional analytical framework of environmental problems, combining a transactional analysis, able to identify key characteristics of the environmental problem and to decide on ways of coordinating agents, with a "socio-institutional" typology able to produce a more accurate analysis of actors' behaviors and the logic which underlie the decision-making processes.

We use our theoretical framework to study the problem of water quantity in Charente-Maritime, based both on econometric treatments of original statistic data and on qualitative analyses of information collected during interviews with experts and involved agents. After having justified the principle of State intervention, we first analyze the combined effects of agricultural and environmental policies and report on the effectiveness of some environmental policy instruments *vis-à-vis* irrigation practices. In a second time, we highlight how the rural social organization and collective representations allow us to explain the existence of blockages, both internal and external to farm holdings, related to changes in productive practices towards a better integration of environmental issues.

Keywords: coordination, institution, environment, agriculture, water, irrigation